



AMPLEUR ET PORTÉE DE L'ÉGAREMENT DE SAUMONS CHINOOKS D'ÉCLOSERIE DANS LE SUD DE LA COLOMBIE- BRITANNIQUE



Phase reproductrice du saumon chinook adulte.
Photo : Pêches et Océans Canada (MPO).



Figure 1. Unités de conservation du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique examinées dans la présente analyse. Carte reproduite avec l'aimable autorisation de Chelsea Greenberg (MPO).

Contexte :

Les dispositions relatives aux stocks de poissons de la Loi sur les pêches du Canada exigent de protéger la diversité génétique du saumon chinook, un objectif clé de la Politique concernant le saumon sauvage. Même si la majorité des saumons chinooks affichent un fort comportement de retour à leur cours d'eau natal pour frayer à l'état adulte, un certain taux d'égarement (c.-à-d. des adultes qui remontent dans un cours d'eau autre que leur cours d'eau natal) se produit naturellement. La compréhension des risques associés à l'égarement des poissons d'écloserie est un facteur important pour préserver la diversité génétique dans les populations naturelles de saumons chinooks. Les écloseries du Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) de Pêches et Océans Canada (MPO) produisent plus de 40 millions de chinooks juvéniles destinés à être relâchés chaque année dans le sud de la Colombie-Britannique (au sud du cap Caution), dans le cadre des objectifs de conservation, de rétablissement, de récolte, d'évaluation ou d'intendance. Les écloseries tentent d'équilibrer les avantages de la production avec les risques écologiques et génétiques. Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur un élément de ce risque associé à l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans des populations reproductrices non natales.

À ce jour, l'ampleur de l'égarement de la production des écloseries dans le sud de la Colombie-Britannique n'a pas été évaluée. Le présent rapport a pour objet d'examiner et d'évaluer les données disponibles en vue d'évaluer le taux, l'ampleur et la portée de l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique. L'examen des effets génétiques de l'égarement et de son incidence sur la réforme des écloseries (Withler et al. 2018) orientera les discussions sur les risques et les répercussions possibles de l'égarement dans le sud de la Colombie-Britannique.

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 12 au 13 septembre et le 14 décembre 2023 sur l'Évaluation de l'égarement de saumons chinooks d'écloserie dans le sud de la

Colombie-Britannique. Toute autre publication découlant de cette réunion, y compris le document de recherche intégral¹, sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques du MPO](#).

SOMMAIRE

- Les saumons d'écloserie offrent des avantages socio-économiques importants et une valeur de conservation dans certains cas, mais des niveaux élevés de production en écloserie peuvent créer des risques sur le plan de la pêche, ainsi que des risques écologiques et génétiques pour les populations naturelles.
- Cette évaluation portait sur les risques liés à l'égarement du saumon chinook dans des rivières autres que le cours d'eau natal. L'égarement a été décrit selon deux perspectives : les populations d'origine des saumons qui « s'égarer », c.-à-d. les populations donneuses, et les populations qui les reçoivent, c.-à-d. les populations réceptrices.
- Le présent rapport décrit les saumons égarés d'écloserie de première génération de 19 populations de type océanique et d'une population de type fluvial dans des rivières non natales du sud de la Colombie-Britannique, d'après les données tirées des micromarques magnétisées codées et du marquage thermique des otolithes.
- Selon les échantillons prélevés dans les rivières, les taux moyens d'égarement des poissons d'écloserie ont été estimés à environ 4 % d'après le marquage thermique des otolithes et à 2 % d'après les échantillons de micromarques magnétisées codées.
- Le taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans les unités de conservation (UC) non natales était plus faible – moins de 2 % pour toutes les populations et les années – et négligeable entre les unités de gestion des stocks (UGS).
- Des taux d'égarement plus faibles de poissons provenant de lâchers d'écloserie importants peuvent tout de même se traduire par une grande quantité de saumons égarés observés dans des réseaux hydrographiques non natales plus petits.
- L'écloserie de la rivière Conuma, sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), affichait un taux d'égarement de la rivière donneuse considérablement plus élevé, le plus haut parmi les éclosiers de production à grande échelle, qui a entraîné la plus grande ampleur de saumons égarés dans d'autres rivières.
- La variabilité locale et régionale des facteurs environnementaux fait en sorte qu'il est difficile de distinguer leur effet causal sur le taux d'égarement de celui des pratiques d'écloserie. Bien que ce travail n'ait pas statistiquement déterminé l'influence des pratiques d'écloserie par rapport aux facteurs environnementaux potentiels, il a mis en évidence la nécessité pour les éclosiers de faire de l'imprégnation une priorité afin de réduire les taux d'égarement.
- La contribution des géniteurs d'écloserie égarés ($pGÉ_{\text{égaré}}$) à l'échappée a été définie comme un paramètre pour évaluer l'impact des saumons égarés sur les populations d'origine naturelle; les valeurs observées ont été comparées à un point de référence de 0,03 établi pour les populations sauvages.

¹ Weil, J., Luedke, W., Healy, T.M., Withler, R.E., Brown, N., Bokvist, J., et Porszt, E. The Magnitude and Extent of Chinook Straying from Hatcheries in Southern British Columbia. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. En préparation.

Région du Pacifique

- La valeur moyenne de $pG_{\text{égare}}$ était la plus élevée sur la COIV, la plupart des saumons égarés provenant de l'écloserie de la rivière Conuma. On a observé des valeurs plus faibles, principalement inférieures au point de référence de 0,03, sur la côte est de l'île de Vancouver (CEIV) et une contribution négligeable des poissons d'écloserie égarés dans les populations du Fraser.
- L'influence naturelle proportionnelle (*INP*) est un paramètre qui permet d'évaluer et de surveiller le niveau d'influence naturelle et le risque génétique dans les populations intégrées. Sur la COIV, en particulier dans les populations du nord, l'*INP* était faible; la CEIV comptait plus de populations ayant des valeurs d'*INP* modérées à élevées; et le fleuve Fraser contenait de nombreuses populations dont l'*INP* était constamment élevée.
- L'analyse génétique a indiqué que la variation génétique est demeurée constante pour les trois principales populations d'écloserie de la COIV de 1985 à 2015.
- Les résultats génétiques ont montré que sur la COIV, les populations d'écloserie contribuaient beaucoup aux reproducteurs naturels et entraînaient une homogénéisation génétique accrue entre les rivières non natales.
- La persistance des signaux génétiques natals dans les rivières de la COIV où un certain niveau d'homogénéisation est présent donne à penser qu'une meilleure gestion de la contribution, à l'aide de l'*INP*, est importante pour préserver l'influence sauvage et la diversité génétique connexe.
- Les publications de Withler *et al.* (2018) et du Hatchery Scientific Review Group des États-Unis (HSRG 2009) ont noté la nécessité d'une gestion adaptative et scientifiquement défendable des éclosiers. Les résultats présentés ici vont dans ce sens et indiquent que l'inclusion d'un cadre de gestion de l'égaré appuierait ces principes.

INTRODUCTION

Les saumons du Pacifique (*Oncorhynchus spp.*) anadromes ont un cycle vital qui débute en eau douce et qui comprend ensuite de longues périodes de croissance et de migration en mer, suivi d'un retour des adultes matures dans leur cours d'eau natal pour frayer en eau douce. Chaque espèce, chaque UC de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) et les populations ou groupes de populations à une échelle encore plus petite peuvent avoir développé des caractéristiques particulières telles que la période de la fraie, la taille, la fécondité, les taux de développement, le calendrier de maturation et le « retour à la frayère » dans leur bassin hydrographique natal en eau douce (Ricker 1972). Cependant, une proportion variable, mais généralement faible, de saumons adultes en montaison ne reviennent pas dans leur rivière natale, mais vont plutôt « s'égarer » et aller frayer dans un bassin versant ou un cours d'eau autre que celui où ils sont nés. Les raisons de l'égaré peuvent être liées à des facteurs environnementaux ou à des caractéristiques du cycle vital propres à l'espèce. Le saumon chinook (*O. tshawytscha*) a un taux d'égaré plus faible que le saumon rose, le saumon kéta et certains saumons cohos, peut-être en raison de facteurs tels que le temps passé en eau douce pour le saumon chinook de type fluvial ou le fait d'avoir plusieurs classes d'âge, lequel peut entraîner un égaré temporel chez le saumon chinook de type océanique (Healey 1991). On sait que l'égaré dans des rivières non natales se produit chez les populations naturelles, mais cette étude était consacrée à l'égaré chez les populations d'écloserie et aux risques génétiques connexes.

La plupart des estimations de l'égaré du saumon chinook proviennent des populations d'écloserie dans le réseau hydrographique du fleuve Columbia. En Colombie-Britannique,

Candy et Beacham (2000) ont signalé des taux d'égarement compris entre 0,3 et 2,1 % pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique, d'après l'analyse des micromarques magnétisées codées. Hard et Heard (1999) ont rapporté un taux moyen d'égarement de 2 % pour le saumon chinook de type océanique en Alaska. La plupart de ces observations de saumons égarés ont été effectuées dans des rivières proches du bassin versant natal ou dans des affluents de celui-ci. Keefer et Caudill (2014) ont fourni un examen approfondi des études et des estimations de l'égarement dans le bassin du fleuve Columbia et sur la côte nord-ouest américaine du Pacifique, faisant état d'une moyenne de 34,9 % et de 3,4 % pour le saumon chinook de type océanique et de type fluvial, respectivement. Keefer et Caudill (2014) ont mentionné des problèmes liés à bon nombre de ces études en ce qui concerne le lieu du lâcher et diverses définitions de l'égarement afin d'écarter certaines des estimations plus élevées, et ont prévenu que les variations dans la gestion des éclosiers et les conditions environnementales ont probablement créé un biais en faveur des taux d'égarement plus hauts par rapport à ceux auxquels on peut s'attendre dans les populations naturelles. Westley et ses collaborateurs (2013) sont allés plus loin en contrôlant certains facteurs dans le choix des micromarques magnétisées codées à utiliser comme base pour estimer les taux d'égarement des poissons d'écloserie. Ils ont estimé des taux d'égarement de 5,2 à 18,6 % pour le saumon chinook de type océanique, avec une variation attribuée à des facteurs comportementaux et endocriniens propres à l'espèce pendant les stades juvéniles, ainsi qu'à des facteurs environnementaux influant sur la migration des adultes. Westley et ses collaborateurs (2013) ont également signalé que le saumon chinook de type océanique affichait systématiquement des taux d'égarement plus élevés que le saumon chinook de type fluvial.

Les programmes d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique, coordonnés par le Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS), gèrent la production annuelle de saumon dans les éclosiers afin d'atteindre un ou plusieurs objectifs déclarés de la mise en valeur par les poissons d'écloserie : la récolte, l'évaluation, la conservation, le rétablissement et l'intendance/l'éducation. Les installations du PMVS produisent plus de 380 millions de saumons juvéniles chaque année, y compris plus de 40 millions de saumons chinooks, dont la majorité sont alloués à des programmes de pêche dans l'ensemble de la Colombie-Britannique. Dans le cadre de la présente étude, nous examinons l'égarement chez 20 populations de saumons chinooks élevées dans 15 grandes installations de production du sud de la Colombie-Britannique, en mettant l'accent sur les installations qui ont une longue série chronologique de dossiers annuels de lâcher et de récupération.

Définition de l'égarement chez le saumon chinook d'écloserie

Chez le saumon, l'égarement signifie que le poisson fraie ailleurs que dans son site natal (Quinn 1993). Keefer et Caudill (2014) indiquent qu'un site natal ou non natal peut varier selon l'aire de répartition géographique des frayères d'une population donnée en fonction du patrimoine génétique commun des individus reproducteurs.

Nous définissons un saumon chinook égaré comme un individu ayant frayé naturellement ou ayant été prélevé comme stock de géniteurs dans un bassin fluvial non natal, ou simplement **égaré hors du bassin**. L'échelle est un facteur important dans la définition d'un site non natal pour un saumon égaré. La plupart des cours d'eau examinés dans la présente évaluation sont des bassins fluviaux distincts qui se jettent dans l'océan; il n'y a pas de mélange d'eau douce avant l'entrée dans l'océan. Le fleuve Fraser est une exception et est traité séparément. Dans cette étude, les saumons égarés n'incluent pas les saumons chinooks d'écloserie qui ont frayé naturellement dans le bassin de leur rivière natale. Ces reproducteurs d'écloserie posent un risque génétique distinct pour les saumons d'origine naturelle et sont inclus dans un cadre

amélioré de gestion de la contribution élaboré par le Hatchery Scientific Review Group des États-Unis (HSRG 2009) et approfondi dans l'avis pour les écloseries de la Colombie-Britannique présenté dans Withler *et al.* (2018).

Dans le bassin hydrographique du Fraser, nous proposons de suivre les définitions des individus d'origine et égarés établies pour le fleuve Columbia (p. ex. Ford *et al.* 2015), qui précisent l'égarement à l'échelle du bassin, du sous-bassin et de l'affluent. Dans le Fraser, de vastes tronçons du cours principal seraient des bassins (p. ex. le bas Fraser et la rivière Thompson). La rivière Thompson Nord et la rivière Thompson Sud seraient classées comme des sous-bassins, et la rivière Coldwater et le ruisseau Spius seraient des exemples d'affluents.

Au Canada, les populations de saumons sont regroupées en unités de conservation (UC) qui reflètent des caractéristiques génétiques, une répartition océanique et des caractéristiques du cycle vital similaires. Nous définissons un saumon chinook d'une UC frayant dans une autre comme un **saumon égaré hors de l'UC**. Dans le présent rapport, nous utilisons les mots « population » et « stock » comme des synonymes, reflétant la nomenclature variable utilisée dans la documentation.

Dans les ouvrages publiés (p. ex. Quinn 1993), les tendances de l'égarement sont décrites sous deux angles distincts : celui de la population d'où proviennent les saumons égarés et celui des populations qui les reçoivent, appelées populations donneuses et réceptrices, respectivement.

L'égarement de la rivière donneuse est la perte d'individus d'une population ou d'un stock d'écloserie source (Bett *et al.* 2017). Le taux d'égarement des poissons des rivières donneuses, appelé ci-après le *taux d'égarement*, est défini pour un stock donné comme la proportion de saumons qui vont frayer dans tous les sites non natals par rapport au nombre total de géniteurs provenant de ce stock, qui comprend à la fois les poissons qui reviennent dans leur cours d'eau natal et les poissons égarés.

Les *populations réceptrices* sont définies comme une rivière ou un réseau hydrographique qui reçoit des saumons égarés d'une population donneuse, c'est-à-dire à la fois les réseaux hydrographiques mis en valeur par des écloseries qui peuvent produire et/ou recevoir des poissons égarés et les populations non mises en valeur qui reçoivent seulement des saumons égarés et des saumons d'origine naturelle. Ici, nous décrivons la proportion de poissons égarés dans une population réceptrice comme la contribution des poissons égarés à une rivière.

À l'occasion, les écloseries prélèvent des individus dans un stock donné et relâchent leur descendance dans des réseaux hydrographiques non natals. On parle alors de *transplantation*. Bien que des signes indiquent qu'il existe une composante génétique à la capacité de retourner sur le lieu de naissance (Pascual et Quinn 1994; Candy et Beacham 2000), la majorité des saumons chinooks transplantés reviennent au lieu du lâcher. Par conséquent, on considère qu'un saumon chinook est correctement revenu à sa frayère s'il revient frayer dans le bassin *de son lâcher*.

Selon cette définition, un individu qui retourne dans le réseau hydrographique d'origine à partir duquel il a été transplanté (c.-à-d. la rivière de ses parents) serait considéré comme un saumon égaré. Dans ce cas, l'impact génétique de l'égarement serait probablement moindre que s'il se produisait dans un réseau hydrographique au patrimoine génétique plus lointain.

Dans ce rapport, nous estimons l'égarement de la rivière donneuse, la contribution des saumons égarés aux géniteurs naturels dans la population d'une rivière, et la contribution des poissons d'écloserie à certaines rivières du sud de la Colombie-Britannique.

ÉVALUATION

Sources de données et méthodes utilisées pour évaluer l'égarement

Les données utilisées dans le présent rapport ont été recueillies principalement à la suite des efforts de surveillance menés en vertu d'un cadre d'évaluation du saumon chinook dans la gestion des pêches. Ce cadre identifie les principales populations indicatrices porteuses de micromarques magnétisées codées (MMC) dans les unités de gestion des stocks (UGS) afin de fournir des informations sur la répartition, l'exploitation et les taux de survie en mer de chaque stock et de faciliter les prévisions annuelles. De plus, des indicateurs de l'échappée ont été déterminés pour chaque zone de gestion des stocks afin de suivre les tendances des échappées de saumon chinook au fil du temps par rapport aux objectifs de rétablissement définis dans le Traité sur le saumon du Pacifique.

Outre les stocks indicateurs porteurs de micromarques magnétisées codées, on a utilisé des populations marquées thermiquement pour déterminer l'étendue de l'égarement des poissons d'écloserie. Le marquage thermique, un processus de manipulation de la température de l'eau aux premiers stades biologiques du poisson, permet de marquer de manière unique l'otolithe avec une marque propre à l'écloserie. Cette méthode est couramment appliquée aux groupes non indicateurs de lâcher d'écloserie.

On a estimé les taux d'égarement et l'ampleur de l'égarement pour les échantillons marqués dans 15 installations d'écloserie (associés à 20 stocks du sud de la Colombie-Britannique entre 1998 et 2021) à l'aide de récupérations élargies. Il s'agissait de sept stocks de la région de la COIV (rivière Conuma, rivière Burman, rivière Gold, ruisseau Robertson, rivière Nahmint, rivière Nitinat, rivière Sarita), de sept stocks de la région de la CEIV (rivière Cowichan, rivière Big Qualicum, rivière Nanaimo - automne, rivière Nanaimo - été, rivière Puntledge - automne, rivière Puntledge - été, rivière Campbell/Quinsam), d'un stock de la région des bras de mer côtiers (rivière Capilano) et de cinq stocks de la région du Fraser (rivière Chilliwack - automne, rivière Harrison, rivière Nicola, basse Shuswap et moyenne Shuswap). L'égarement de la rivière Nicola a été décrit séparément comme étant celui de la seule population de type fluvial examinée dans cette analyse. Pour ces stocks, nous avons calculé le taux d'égarement moyen et l'ampleur moyenne de l'égarement, la fourchette et les tendances temporelles dans le temps.

Nous avons utilisé les équations suivantes pour déterminer dans chaque réseau hydrographique la proportion de reproducteurs d'écloserie qui étaient d'origine locale, $pGÉF_{local}$, et de saumons égarés hors du bassin, $pGÉF_{égaré}$:

$$pGÉF_{local} = \frac{N_{É local}}{(N_{É local} + N_{É égaré} + N_N)} \quad (1)$$

$$pGÉF_{égaré} = \frac{N_{É égaré}}{(N_{É local} + N_{É égaré} + N_N)} \quad (2)$$

où $N_{É local}$ et $N_{É égaré}$ sont le nombre de saumons chinooks d'écloserie provenant de populations locales ou de saumons égarés (hors du bassin), respectivement, et N_N est le nombre de saumons chinooks d'origine naturelle dans un échantillon. Nous avons ensuite calculé un total $pGÉF$ pour estimer l'influence cumulative des poissons d'écloserie dans la rivière réceptrice :

$$pGÉF = pGÉF_{local} + pGÉF_{égaré} = \frac{(N_{É\ local} + N_{É\ égaré})}{(N_{É\ local} + N_{É\ égaré} + N_N)} \quad (3)$$

Dans le présent rapport, le terme $pGÉF$ est utilisé comme synonyme de $pGÉF_{dénombrément}$. $pGÉF$ a été estimé à partir d'échantillons de géniteurs naturels (récupération de carcasses) dans la mesure du possible; sinon, nous avons utilisé des échantillons prélevés lors d'événements de capture de stock de géniteurs. Lorsque plusieurs types d'échantillons étaient disponibles, nous avons retenu en priorité les échantillons de géniteurs naturels. Bien que Withler et ses collaborateurs (2018) aient distingué $pGÉF_{dénombrément}$ de la proportion de reproducteurs d'écloserie efficaces dans la nature ($pGÉF_{eff}$; corrigé en fonction de l'efficacité de la fraie et de la pression de la sélection), la présente étude était axée sur les estimations du dénombrement.

En Colombie-Britannique, jusqu'à récemment (voir Withler *et al.* 2018), on a peu cherché à gérer directement le flux génétique entre l'écloserie et les milieux naturels et à contrôler l'influence adaptative relative de chaque environnement sur la population intégrée dans son ensemble. Le HSRG (HSRG 2009) a élaboré l'influence naturelle proportionnelle (INP) comme paramètre pour estimer les influences relatives des poissons d'écloserie et d'origine naturelle sur la sélection dans une population. Pour les populations intégrées, comme celles mises en valeur par le PMVS, le paramètre INP peut être calculé à partir de deux variables : la proportion de géniteurs d'écloserie dans les frayères naturelles ($pGÉF$) et la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans le stock de géniteurs de l'écloserie ($pGNS$), avec des désignations fournies pour l'influence de l'écloserie sur la population aux valeurs prescrites de l' INP (tableau 1).

Withler et ses collaborateurs (2018) ont également utilisé le paramètre INP pour évaluer l'impact des poissons d'écloserie égarés hors du bassin sur une population sauvage. Pour ces populations, il n'a pas été possible de calculer l' INP à partir seulement de $pGÉF$ et de $pGON$, car les poissons égarés ne provenaient pas des reproducteurs d'origine naturelle issus de la population sauvage et présents dans le stock de géniteurs d'écloserie (voir l'équation 6 dans Withler *et al.* [2018]).

L'influence des poissons d'écloserie égarés hors du bassin sur l' INP d'une population sauvage dépend à la fois de l'héritabilité de l'influence de l'écloserie et de la sélection contre l'influence de l'écloserie dans l'habitat sauvage. Withler et ses collaborateurs (2018) ont évalué les impacts des poissons égarés hors du bassin sur les populations sauvages dans une gamme d'héritabilités et de pressions de la sélection plausibles, et **ont recommandé un point de référence de $pGÉF \leq 0,03$** pour les poissons d'écloserie égarés hors du bassin par an afin de protéger l' INP et la valeur adaptative à long terme de la population sauvage.

Cette recommandation était propre aux populations sauvages qui reçoivent des poissons d'écloserie égarés hors du bassin sans mise en valeur locale par des éclosiers (c.-à-d. sans influence supplémentaire des poissons d'écloserie). Le point de référence de 0,03 pour les poissons d'écloserie égarés hors du bassin est probablement insuffisant pour préserver les influences adaptatives naturelles lorsque des géniteurs d'écloserie locaux sont également présents dans les frayères. Dans le présent document, nous reconnaissons que cette possibilité est pertinente pour de nombreuses populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique; cependant, nous utilisons malgré tout le point de référence de 0,03 pour l'égarement à des fins de comparaison, car aucun point de référence équivalent tenant compte de la contribution des éclosiers locaux n'est établi actuellement. De plus, s'il y a lieu, nous présentons $pGÉF$ ventilé selon ses composantes $pGÉF_{local}$ et $pGÉF_{égaré}$, et nous indiquons

Égarement de saumons chinooks d'écloserie dans le sud de la C.-B.

Région du Pacifique

$pGÉF_{\text{égaré HUC}}$ pour examiner et mettre en évidence en particulier la proportion de géniteurs d'écloserie égarés récupérés provenant de l'extérieur de l'UC de la population évaluée.

Tableau 1. Tiré de Withler et al. (2018); désignations des différentes populations de saumons dont le degré d'influence des programmes d'écloserie intégrés varie. Remarque : L'INP indiquée dans Withler et al. (2018) a été calculée à l'aide de $pGÉF_{\text{eff}}$, tandis que nous avons calculé l'INP à l'aide de $pGÉF_{\text{dénombrément}}$ (décrit à la section 3.1.7). La colonne $pSAUVAGE$ montre les proportions prévues de poissons sauvages définis par la PSS dans la population reproductrice.

Désignation	$pGÉF_{\text{eff}}$ $pGÉF_{\text{dénombrément}}$	$pGON$	INP	$pSAUVAGE$	Commentaires
A Sauvage	$\leq 0,02$ $\leq 0,03$	S. O.	S.O.*	$\geq 0,92$	Populations sauvages désignées qui n'ont pas de programmes d'écloserie (depuis au moins deux générations); les poissons égarés issus de la production d'écloserie hors du bassin sont limités à moins de 3 % par an.
B Sauvage-Influencée par les poissons égarés	$> 0,02$ $> 0,03$	S. O.	S.O.*	$< 0,92$	La population reçoit des saumons égarés provenant d'une écloserie hors du bassin. Une très grande partie des poissons peut être sauvage, mais la modélisation du flux génétique laisse entendre une diminution à long terme de l'INP avec l'augmentation de $pGÉF$.
C Intégrée-Sauvage	$\leq 0,19$ $\leq 0,23$	$\geq 0,77$	$\geq 0,80$	$\geq 0,50$	La production d'écloserie est gérée de manière à ce que les poissons sauvages représentent ≥ 50 % de la population reproductrice.
D Intégrée-Transition	$\leq 0,47$ $\leq 0,53$	$\geq 0,47$ - $< 0,77$	$\geq 0,50$ - $< 0,80$	$\geq 0,13$ - $< 0,50$	INP $\geq 0,5$ garantit que l'influence d'origine naturelle prédomine, mais les poissons sauvages sont en minorité.
E Intégrée-Écloserie	$> 0,47$ $> 0,53$	$< 0,47$	$< 0,50$	$< 0,13$	Flux génétique net provenant de l'environnement d'écloserie; la plupart des poissons proviennent d'une écloserie. Peu de poissons sont sauvages.

* Lorsque $pGON=0$, l'INP est calculée à partir de simulations basées sur l'équation 33 dans HRSG (2009, annexe C); les résultats dépendent des valeurs supposées pour h^2 et ω^2 , non rapportées ici.

Depuis 2017, les écloseries du sud de la Colombie-Britannique ont commencé un échantillonnage génétique de presque tous les stocks de géniteurs, qui sert de référence pour l'analyse du marquage fondé sur la filiation (MFF). Nous n'avons pas eu recours au marquage fondé sur la filiation pour évaluer l'égarement des poissons d'écloserie dans le présent rapport, mais il pourrait être utilisé à l'avenir pour mieux comprendre les différences entre les contributions estimées à l'aide des micromarques magnétisées codées et des otolithes et potentiellement améliorer les évaluations de l'égarement avec des données sur des échelles temporelles et spatiales plus petites (voir Beacham et al. 2017).

Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses et ampleur de l'égarement dans le sud de la Colombie-Britannique

Le tableau 2 présente les taux annuels moyens d'égarement des poissons des rivières donneuses pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières

Région du Pacifique

du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations élargies de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques.

D'après les échantillons d'otolithes prélevés entre 1998 et 2021, issus de 12 stocks donneurs marqués thermiquement et de 49 rivières réceptrices échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, nous avons estimé un taux annuel moyen d'égarement des poissons des rivières donneuses pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique de 4,2 % (plage de 0 à 17 %) à l'échelle du bassin (c'est-à-dire l'égarement entre les réseaux hydrographiques).

Des variations considérables entre les populations et les années ont été observées dans les données tirées des marques thermiques. Les rivières donneuses suivantes, toutes sur la COIV, présentaient les taux d'égarement moyens les plus élevés d'après les marques thermiques : rivière Nahmint (17,7 %; plage de 0 à 50 %), rivière Gold (13 %; plage de 0 à 37,8 %), rivière Burman (4,3 %; plage de 0 à 26,3 %) et rivière Conuma (3,7 %; plage de 0 à 3,8 %). Les neuf autres écloséries qui avaient utilisé le marquage thermique avaient chacune un taux d'égarement moyen inférieur à 1 %. La variation interannuelle pour chaque population et les facteurs contributifs sont décrits.

L'échantillonnage des micromarques magnétisées codées entre 1998 et 2021 à partir de 17 stocks donneurs et de 49 rivières réceptrices échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique a permis d'estimer un taux annuel moyen d'égarement des poissons des rivières donneuses pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique de 2,0 % (plage de 0 à 7,6 %) à l'échelle du bassin.

Comme pour les données des marques thermiques, le taux moyen d'égarement variait considérablement entre les écloséries et les années. D'après les récupérations de micromarques magnétisées codées, les taux d'égarement étaient les plus élevés dans les rivières donneuses suivantes : rivière Capilano (7,6 %), rivière Cowichan (7,2 %) et rivière Nahmint (4,2 %).

Un faible taux d'égarement d'une grande écloserie de production peut encore entraîner un nombre élevé de poissons égarés, qui peuvent supplanter une petite population de géniteurs naturels. L'ampleur des saumons égarés frayant dans chaque bassin non natal est examinée séparément dans la section sur les rivières réceptrices du présent rapport.

Entre 1998 et 2021, l'ampleur moyenne des récupérations de poissons égarés dans le sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir de 12 écloséries donneuses qui avaient utilisé le marquage thermique et de l'échantillonnage dans 49 rivières réceptrices, était d'environ 2 000 saumons chinooks. Plus de 50 % de ceux-ci provenaient de l'écloserie du ruisseau Robertson et étaient égarés dans la rivière Gold (voir Candy et Beacham 2000). L'ampleur moyenne des poissons égarés estimée à partir de 17 stocks donneurs pour lesquels on avait utilisé le marquage par micromarques magnétisées codées était de 810 saumons chinooks. Les écloséries où le nombre moyen de saumons égarés est le plus élevé chaque année étaient l'écloserie du ruisseau Robertson et celle de la rivière Conuma. L'étendue de l'égarement des poissons des rivières donneuses dans les rivières réceptrices est illustrée à la figure 2 sous la forme d'un diagramme à cordes.

Les poissons égarés provenant de rivières situées en dehors de l'UC peuvent influencer le caractère génétique distinct de ces groupes. Pour l'évaluer, nous avons examiné l'égarement des poissons des rivières donneuses dans les bassins à l'extérieur de l'UC d'origine. Le tableau 3 présente les taux d'égarement d'après les micromarques magnétisées codées et les marques thermiques des écloséries donneuses dans les bassins à l'extérieur de l'UC d'origine.

Région du Pacifique

D'après les récupérations de micromarques magnétisées codées de 1998 à 2021, dans 17 stocks donneurs et 49 rivières échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, le taux annuel moyen d'égarement des poissons des rivières donneuses dans les réseaux hydrographiques à l'extérieur de l'UC d'origine (TE_{HUC}) a été estimé à 1,5 % (fourchette de 0 à 7,6 %) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique. Le TE_{HUC} a varié considérablement entre les écloseries et les années. En ce qui concerne les récupérations de micromarques magnétisées codées, c'est dans les rivières donneuses suivantes que l'on a enregistré les taux d'égarement les plus élevés : Capilano (7,6 %), Cowichan (7,2 %) et Nanaimo – automne (4,0 %). Le TE_{HUC} moyen était inférieur à 1 % dans les neuf autres réseaux hydrographiques donneurs.

D'après les récupérations de marques thermiques entre 1998 et 2021, provenant de 12 stocks donneurs et de 49 rivières échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, le TE_{HUC} moyen annuel a été estimé à 1,4 % (fourchette de 0 à 8,9 %) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique. Si l'on exclut l'égarement de la rivière Gold dans le ruisseau Robertson de cette moyenne, le TE_{HUC} tombe en dessous de 1 %. Pour les récupérations des marques thermiques, il y avait également une variation considérable entre les écloseries et les années. Ce sont les rivières donneuses suivantes qui présentaient les taux d'égarement moyens les plus élevés : Gold à 8,9 % (fourchette de 0 à 27 %), Nanaimo - été à 2,7 % (fourchette de 0 à 10,4 %), ruisseau Robertson à 1,8 % (fourchette de 0 à 12 %) et Cowichan à 1,5 % (fourchette de 0 à 10,5 %). Dans les huit autres rivières donneuses où l'on avait utilisé le marquage thermique, le taux d'égarement moyen était <0,2 %.

Tableau 2. Taux annuels moyens d'égarement des poissons des rivières donneuses (TE) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations élargies de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarement moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour élargir les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT (TE)							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET
Rivière Conuma	CK-032	0,0 %	0,0–0,1 %	(10) 1998–2007	0,0 %	3,7 % (2,0 %)*	0,0–3,8 %	(23) 1998–2021	3,2 %
Rivière Burman	CK-032	-	-	-	-	4,3 %	0,0–26,3 %	(16) 2006–2021	6,9 %
Rivière Gold	CK-032	-	-	-	-	13,0 %	0,0–37,8 %	(5) 2012–2020	26,2 %
Ruisseau Robertson	CK-031	0,5 %	0,0–4,8 %	(24) 1998–2021	1,2 %	2,0 % (0,9 %)*	0,0–12,1 %	(24) 1998–2021	2,7 %
Rivière Nahmint	CK-031	4,2 %	0,0–13,5 %	(7) 2002–2021	5,5 %	17,7 %	0,0–50,3 %	(10) 2002–2019	19,9 %
Rivière Nitinat	CK-031	0,1 %	0,0–0,5 %	(9) 1998–2019	0,2 %	0,9 %	0,0–2,3 %	(23) 1999–2021	0,6 %
Rivière Sarita	CK-031	2,3 %	0,0–13,4 %	(11) 1998–2021	4,2 %	3,1 %	0,0–15,6 %	(21) 2000–2021	3,9 %
Rivière Cowichan	CK-022	7,2 %	0,6–29,2 %	(24) 1998–2021	6,8 %	1,5 %	0,0–10,5 %	(12) 2009–2021	3,1 %
Rivière Big Qualicum	CK-027	1,6 %	0,0–5,1 %	(13) 1999–2021	1,5 %	-	-	-	-
Rivière Nanaimo – automne	CK-025	4,0 %	1,0–13,4 %	(11) 1998–2008	3,8 %	0,7 %	0,0–4,1 %	(12) 2007–2018	1,2 %
Rivière Nanaimo – été	CK-083	2,9 %	0,0–5,3 %	(7) 1998–2004	2,7 %	2,7 %	0,0–10,4 %	(9) 2008–2021	4,4 %
Rivière Puntledge – automne	CK-027	1,2 %	0,0–9,3 %	(21) 1998–2021	2,4 %	-	-	-	-
Rivière Puntledge – été	CK-083	0,3 %	0,0–3,7 %	(24) 1998–2021	0,8 %	-	-	-	-
Rivière Campbell/Quinsam	CK-029	1,2 %	0,0–4,7 %	(24) 1998–2021	1,3 %	0,3 %	0,0–2,4 %	(21) 2000–2021	0,6 %
Rivière Capilano	CK-9007	7,6 %	0,0–32,9 %	(14) 1998–2021	9,8 %	-	-	-	-
Rivière Chilliwack	CK-9008	0,7 %	0,0–5,0 %	(24) 1998–2021	1,1 %	0,0 %	0,0–0,1 %	(14) 1998–2011	0,0 %

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT (TE)							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET
Rivière Harrison	CK-003	0,4 %	0,0–1,7 %	(19) 1998–2019	0,5 %	-	-	-	-
Basse Shuswap	CK-015	0,1 %	0,0–1,3 %	(24) 1998–2021	0,3 %	-	-	-	-
Moyenne Shuswap	CK-015	0,0 %	0,0–0,0 %	(19) 1998–2021	0,0 %	-	-	-	-
Moyenne globale (type océanique) :		2,0 %	-	-	-	4,2 %	-	-	-

Tableau 3. Taux annuels moyens d'égarement des poissons des rivières donneuses hors de l'UC (TE_{HUC}) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations élargies de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarement moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour mettre à l'échelle les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT HORS DE L'UC (TE_{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET
Rivière Conuma	CK-032	0,0 %	0,0–0,1 %	(10) 1998 - 2007	0,0 %	0,2 % (0,1 %)	0,0–0,6 %	(23) 1998–2021	0,2 %
Rivière Burman	CK-032	-	-	-	-	0,1 %	0,0–1,9 %	(16) 2006–2021	0,5 %
Rivière Gold	CK-032	-	-	-	-	8,9 %	0,0–27,0 %	(5) 2012–2020	11,8 %
Ruisseau Robertson	CK-031	0,4 %	0,0–4,8 %	(24) 1998–2021	1,2 %	1,8 % (0,8 %)	0,0–12,0 %	(24) 1998–2021	2,7 %
Rivière Nahmint	CK-031	0,5 %	0,0–13,4 %	(9) 1998–2019	4,2 %	0,2 %	0,0–2,4 %	(10) 2002–2019	0,7 %
Rivière Nitinat	CK-031	0,0 %	0,0–0,4 %	(10) 2002–2021	0,1 %	0,1 %	0,0–0,9 %	(23) 1999–2021	0,2 %
Rivière Sarita	CK-031	0,0 %	0,0–0,0 %	(11) 1998–2021	0,0 %	0,4 %	0,0–4,4 %	(21) 2000–2021	1,0 %
Rivière Cowichan	CK-022	7,2 %	0,6–29,2 %	(24) 1998–2021	6,8 %	1,5 %	0,0–10,5 %	(12) 2009–2021	3,1 %
Rivière Big Qualicum	CK-027	0,7 %	0,0–3,4 %	(24) 1998–2021	0,9 %	-	-	-	-
Rivière Nanaimo – automne	CK-025	4,0 %	1,0–13,4 %	(11) 1998–2008	3,8 %	0,7 %	0,0–4,1 %	(12) 2007–2018	1,2 %

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT HORS DE L'UC (TE _{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Fourchette	(n) Années et plage	ET
Rivière Nanaimo – été	CK-083	1,1 %	0,0–5,0 %	(7) 1998–2004	2,0 %	2,7 %	0,0–10,4 %	(9) 2008–2021	4,4 %
Rivière Puntledge – automne	CK-027	1,2 %	0,0–9,3 %	(21) 1998–2021	2,3 %	-	-	-	-
Rivière Puntledge – été	CK-083	0,3 %	0,0–3,7 %	(24) 1998–2021	0,8 %	-	-	-	-
Rivière Campbell/Quinsam	CK-029	1,2 %	0,0–4,7 %	(24) 1998–2021	1,3 %	0,0 %	0,0–0,0 %	(21) 2000–2021	0,0 %
Rivière Capilano	CK-9007	7,6 %	0,0–32,9 %	(14) 1998–2021	9,8 %	-	-	-	-
Rivière Chilliwack	CK-9008	0,7 %	0,0–5,0 %	(24) 1998–2021	1,1 %	0,0 %	0,0–0,1 %	(14) 1998–2011	0,0 %
Rivière Harrison	CK-003	0,4 %	0,0–1,7 %	(24) 1998–2021	0,5 %	-	-	-	-
Basse Shuswap	CK-015	0,1 %	0,0–1,3 %	(19) 1998–2021	0,3 %	-	-	-	-
Moyenne Shuswap	CK-015	0,0 %	0,0–0,0 %	(24) 1998–2021	0,0 %	-	-	-	-
Moyenne globale (type océanique) :		1,5 %	-	-	-	1,4 %	-	-	-

Rivières réceptrices : contribution des poissons d'écloserie égarés aux géniteurs dans le sud de la Colombie-Britannique

Les estimations moyennes de $pGÉF_{\text{égaré}}$, de $pGÉF_{\text{égaré,HUC}}$, de $pGÉF_{\text{local}}$ et la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$) dans les échappées de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, estimées à partir des récupérations élargies de micromarques magnétisées codées ou de marques thermiques, sont présentées à la figure 3 et dans les tableaux 4a et 4b.

Sur la COIV, les populations des six rivières qui n'étaient pas mises en valeur par des écloséries locales avaient toutes un $pGÉF_{\text{égaré}} > 0,18$, qui dépassait de loin le point de référence défini dans Withler *et al.* (2018) pour les populations sauvages-influencées par les poissons égarés ($pGÉF_{\text{égaré}} > 0,03$). Il y avait peu ou pas d'information sur les réseaux hydrographiques non mis en valeur dans les eaux intérieures de l'île de Vancouver (CEIV et bras de mer continentaux) ou du Fraser.

Il est important de noter que certaines rivières bénéficiant d'une mise en valeur ont été exclues, notamment le ruisseau Thornton, la rivière Henderson/rivière Clemens et le bassin versant de la rivière Kennedy. Il n'y a pas de programme de micromarques magnétisées codées ou de marquage thermique dans ces réseaux hydrographiques, qui ne figurent donc pas dans les données compilées ici. La mise en valeur et le marquage ont eu lieu par intermittence dans certaines rivières, comme les rivières Marble et Tranquil, au cours de notre période d'analyse, de sorte que les valeurs moyennes de $pGÉF$ ont probablement été sous-estimées dans ces réseaux.

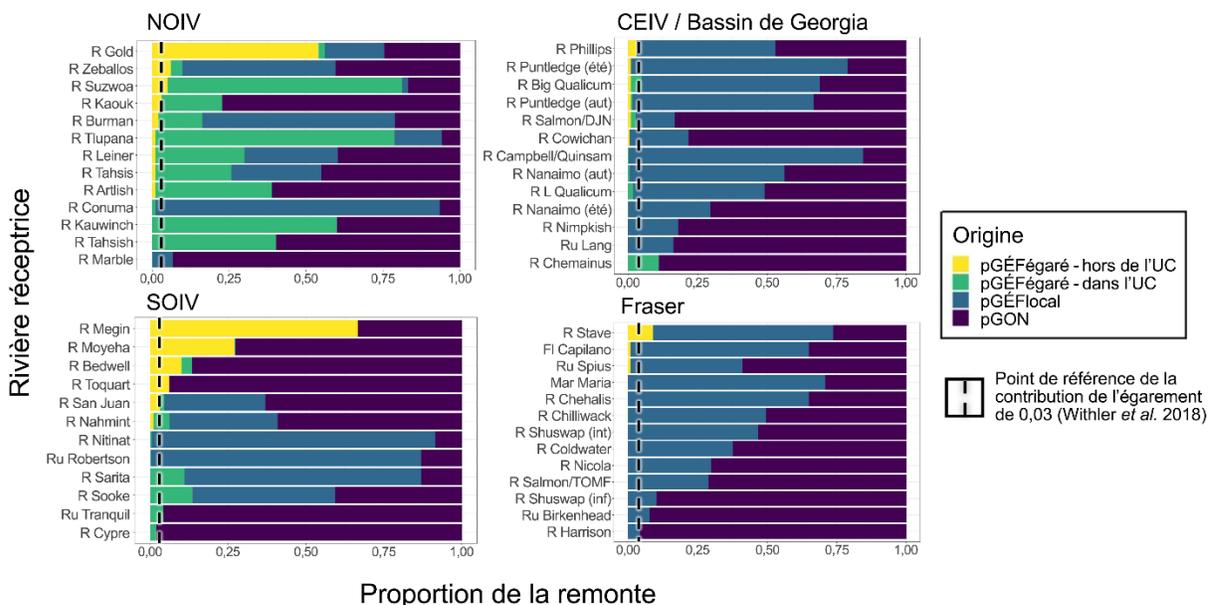


Figure 3. Proportion moyenne (de 1998 à 2021) de reproducteurs remontant dans 49 populations de rivières réceptrices de quatre régions du sud de la Colombie-Britannique. Les barres de différentes couleurs correspondent à l'origine respective des reproducteurs observés : les saumons égarés d'écloserie (jaune = $pGÉF_{\text{égaré,HUC}}$, vert = $pGÉF_{\text{égaré}}$), les poissons issus d'une écloserie locale qui reviennent dans la rivière natale (turquoise = $pGÉF_{\text{local}}$) ou les reproducteurs d'origine naturelle déterminés d'après l'absence d'entaille de la nageoire adipeuse, de micromarque magnétisée codée ou de marque thermique sur les otolithes (violet foncé = $pGON$).

Même de faibles taux d'égarement provenant de grandes éclosiers peuvent entraîner un croisement important avec des populations non natales, menant à une homogénéisation des populations reproductrices. Nous avons déterminé la contribution des reproducteurs égarés d'écloserie ($pGÉF_{\text{égaré}}$) dans l'échappée comme paramètre pour évaluer l'impact des saumons égarés d'écloserie sur les populations d'origine naturelle, et nous avons comparé les valeurs observées à un point de référence de 0,03 proposé pour les populations sauvages dans Withler *et al.* (2018). La moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ était la plus élevée sur la COIV, la plupart des poissons égarés provenant de l'écloserie de la rivière Conuma. Des valeurs plus faibles, principalement inférieures au point de référence de 0,03, ont été relevées sur la CEIV et une contribution négligeable des poissons égarés a été observée dans les populations du Fraser.

Tableau 4a. Échappée moyenne, contribution des écloseries et influence naturelle proportionnelle (INP) pour les rivières réceptrices dans la région de la COIV entre 1998 et 2021. Les proportions moyennes de géniteurs issus d'une écloserie locale ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie ($pGÉF_{égaré}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré,HUC}$), l'influence naturelle proportionnelle (INP) et l'INP des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites pour chaque rivière. Les valeurs moyennes de l'INP sont codées par couleur en fonction des points de référence indiqués dans Withler et al. (2018) : Sauvage-Intégrée (SI) = vert; Intégrée-Transition (IT) = orange; Intégrée-Écloserie (IÉ) = rouge. Les données sont présentées par unité de conservation (UC) et le type de données utilisé dans l'estimation est indiqué (MMC = micromarque magnétisée codée, MT = marque thermique). Les rivières en gris et marquées d'un astérisque indiquent les réseaux hydrographiques dans lesquels on n'a pas prélevé >20 échantillons au cours d'une année de l'analyse.

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égaré}$	$pGÉF_{égaré,HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation
CK-033	Rivière Marble	Baie Quatsino	MT	3 028	0,06	0,00	0,00	0,06	0,91	0,91	SI
CK-032	Rivière Artlish	Baie Kyuquot	MT	333	0,00	0,39	0,01	0,39	--	--	—
	Rivière Kaouk*		MT	429	0,00	0,04	0,00	0,24	--	--	—
	Rivière Kauwinch*		MT	104	0,00	0,60	0,00	0,60	--	--	—
	Rivière Tahsish		MT	648	0,00	0,52	0,00	0,52	--	--	—
	Rivière Conuma	Baie Nootka	MT	21 916	0,96	0,01	0,00	0,97	0,03	0,03	IÉ
	Rivière Burman		MT	2 630	0,63	0,16	0,02	0,79	0,29	0,25	IÉ
	Rivière Gold		MT	2 397	0,17	0,61	0,59	0,78	0,62	0,26	IÉ
	Rivière Leiner		MT	691	0,30	0,30	0,01	0,60	0,69	0,47	IÉ
	Rivière Sucwoa		MT	96	0,01	0,86	0,04	0,87	0,83	0,17	IÉ
	Rivière Tahsis		MT	739	0,29	0,26	0,01	0,55	0,76	0,58	IT
Rivière Tlupana	MT		379	0,15	0,79	0,01	0,94	0,45	0,07	IÉ	
Rivière Zeballos	MT	248	0,50	0,10	0,06	0,60	--	--	—		
CK-031	Rivière Bedwell	Baie Clayoquot	MT	222	0,00	0,15	0,09	0,15	1,00	0,85	SI
	Rivière Cypre		MT	780	0,00	0,03	0,03	0,03	--	--	—
	Rivière Megin*		MT	74	0,00	0,58	0,58	0,58	--	--	—
	Rivière Moyeha*		MT	124	0,00	0,18	0,18	0,18	--	--	—
	Ruisseau Tranquil		MT	543	0,00	0,04	0,00	0,04	1,00	1,00	SI
	Ruisseau Robertson	Baie Barkley	MT	41 965	0,91	0,00	0,00	0,91	0,01	0,01	IÉ
	Rivière Nahmint		MT	519	0,28	0,11	0,01	0,40	0,61	0,57	IT
	Rivière Sarita		MT	2 022	0,76	0,11	0,00	0,87	0,15	0,14	IÉ
	Rivière Toquart		MT	290	0,00	0,06	0,06	0,06	1,00	0,95	SI
	Rivière Nitinat	Nitinat - Sooke	MT	21 151	0,89	0,00	0,00	0,89	0,09	0,09	IÉ
Rivière San Juan	MT		1 831	0,32	0,05	0,03	0,37	0,59	0,58	IT	
Rivière Sooke	MT		770	0,48	0,05	0,00	0,53	0,48	0,48	—	

Tableau 4b. Échappée moyenne, contribution des écloseries et influence naturelle proportionnelle (INP) pour les rivières réceptrices dans les régions de la CEIV, des bras de mer côtiers et du Fraser entre 1998 et 2021. Les proportions moyennes de géniteurs issus d'une écloserie locale ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie ($pGÉF_{égaré}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré,HUC}$), l'influence naturelle proportionnelle (INP) et l'INP des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites pour chaque rivière. Les valeurs moyennes de l'INP sont codées par couleur en fonction des points de référence indiqués dans Withler et al. (2018) : Sauvage-Intégrée (SI) = vert; Intégrée-Transition (IT) = orange; Intégrée-Écloserie (IÉ) = rouge. Les données sont présentées par unité de conservation (UC) et le type de données utilisé dans l'estimation est indiqué (MMC = micromarque magnétisée codée, MT = marque thermique). Les rivières en gris et marquées d'un astérisque indiquent les réseaux hydrographiques dans lesquels on n'a pas prélevé >20 échantillons au cours d'une année de l'analyse.

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égaré}$	$pGÉF_{égaré,HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation	
CK-083	Rivière Nanaimo – été	CEIV	MT	657	0,31	0,00	0,00	0,32	0,65	0,65	IT	
	Rivière Puntledge – été		MMC	1 083	0,77	0,01	0,01	0,78	0,20	0,20	IÉ	
CK-029	Riv. Campbell/Quinsam		MMC	7 522	0,67	0,01	0,01	0,68	0,16	0,16	IÉ	
	Rivière Nimpkish		MT	1 118	0,18	0,00	0,00	0,18	0,84	0,84	SI	
CK-028	Riv. Salmon/DJN		MT	787	0,14	0,03	0,01	0,17	0,84	0,81	SI	
	Rivière Phillips		MMC	59	0,48	0,03	0,03	0,52	0,51	0,51	IT	
CK-027	Rivière Big Qualicum		MMC	8 002	0,63	0,04	0,01	0,67	0,30	0,28	IÉ	
	Rivière Basse Qualicum*		MMC	5 178	0,49	0,02	0,00	0,51	0,50	0,50	IT	
	Riv. Puntledge – automne		MMC	8 156	0,66	0,01	0,01	0,67	0,31	0,31	IÉ	
CK-025	Rivière Chemainus*		MT	238	0,00	0,16	0,00	0,16	--	--	--	
	Riv. Nanaimo – automne		MT	3 758	0,56	0,01	0,01	0,57	0,33	0,33	IÉ	
CK-022	Rivière Cowichan		MMC	9 658	0,23	0,01	0,01	0,24	0,75	0,75	IT	
CK-9007	Rivière Capilano		Bras de mer côtiers	MMC	1 130	0,66	0,01	0,01	0,66	0,44	0,32	IÉ
	Ruisseau Lang^			MMC	1 269	0,16	0,00	0,00	0,16	0,84	0,84	SI
CK-9006	Rivière Chehalis	Bas Fraser	MT	323	0,65	0,00	0,00	0,65	0,35	0,35	IÉ	
	Rivière Stave		MMC	588	0,56	0,08	0,08	0,64	0,27	0,26	IÉ	
CK-9008	Rivière Chilliwack		MMC	45 690	0,51	0,00	0,00	0,51	0,32	0,32	IÉ	
CK-003	Rivière Harrison		MMC	83 766	0,04	0,01	0,01	0,04	0,95	0,95	SI	
CK-004	Rivière Birkenhead*		MMC	581	0,08	0,00	0,00	0,08	--	--	--	
CK-007	Marécage Maria		MMC	489	0,31	0,00	0,00	0,31	0,44	0,44	IÉ	
CK-015	Basse Shuswap		Thompson Sud	MMC	30 052	0,10	0,00	0,00	0,10	0,89	0,89	SI
	Moyenne Shuswap			MMC	2 784	0,47	0,00	0,00	0,47	0,56	0,56	IT
CK-014	Riv. Salmon/TMNS	MMC		788	0,29	0,00	0,00	0,29	0,71	0,71	IT	
CK-017	Rivière Coldwater	Basse Thompson	MMC	494	0,40	0,00	0,00	0,40	0,62	0,62	IT	
	Rivière Nicola		MMC	5 315	0,30	0,00	0,00	0,30	0,69	0,69	IT	
	Ruisseau Spius^		MMC	497	0,29	0,01	0,01	0,30	0,56	0,56	IT	

*La population n'a pas été marquée avec une micromarque magnétisée codée ou une marque thermique certaines années incluses dans cette analyse; les valeurs de l'INP sont probablement surestimées.

Évaluation génétique du saumon chinook égaré sur la COIV

L'analyse génétique des loci microsatellites, prélevés de 2013 à 2016 (Withler *et al.* 2017), a permis 1) de produire une évaluation parallèle de l'égarement des poissons d'écloserie et 2) d'estimer l'introgession génétique cumulative associée au saumon chinook égaré provenant de populations mises en valeur. Elle a été effectuée sur les mêmes échantillons que ceux soumis à l'analyse thermique des otolithes et sur des échantillons historiques provenant de bassins versants de la COIV, mis en valeur et non par les écloseries. Cette approche a permis d'examiner le degré de structuration et la stabilité de la structure de la population de saumons chinooks de la COIV et d'étudier les effets des interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages depuis le début des efforts de mise en valeur à la fin des années 1970.

Les variations génétiques entre les populations de la COIV sont résumées à la figure 4. Il y avait une forte différenciation génétique entre les stocks de production d'écloserie à grande échelle du ruisseau Robertson, de la rivière Conuma et de la rivière Nitinat, la variation génétique dans chaque stock s'étant constamment maintenue depuis le début de la mise en valeur. Les comparaisons avec la variation observée dans d'autres populations de la COIV donnent à penser que la variation génétique provenant de ces grandes installations (ruisseau Robertson, rivière Conuma et rivière Nitinat) a été introduite dans la majorité des populations présentes dans la même UC que l'écloserie, ce qui a entraîné une « homogénéisation génétique », jusqu'à un certain degré, entre les populations. Cette tendance correspond aux impacts décrits de l'égarement d'après les récupérations des marques dans les rivières réceptrices présentées ci-dessus.

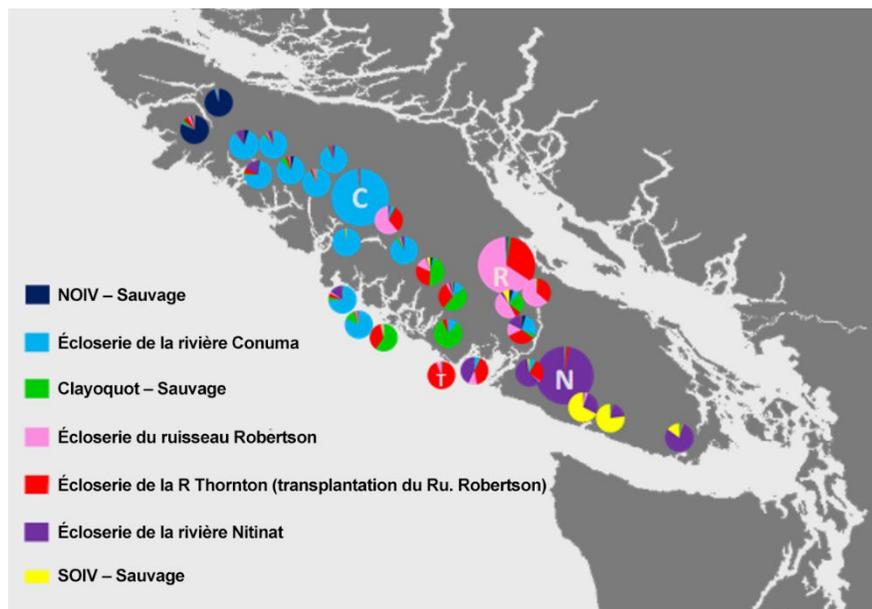


Figure 4. Ascendances génétiques des populations de saumons chinooks échantillonnées entre 2013 et 2015 sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La taille du secteur du graphique indique la proportion moyenne de l'échantillon déterminée par l'analyse de la STRUCTURE comme provenant d'une ascendance génétique donnée correspondant à la couleur dans la légende.

Facteurs influençant le taux d'égarement

Il est difficile de délimiter l'effet des conditions environnementales et des pratiques d'écloserie en tant que facteurs de causalité influant sur le taux d'égarement compte tenu de la variabilité

environnementale, en particulier avec les variations locales et régionales. Les connaissances locales ont souvent apporté des explications logiques pour comprendre les profils de l'égarement. Il est important que les pratiques des écloseries mettent l'accent sur l'imprégnation et l'amélioration du retour à la frayère. En outre, la surveillance de l'égarement et des conditions environnementales clés doit devenir une routine, en particulier dans les régions où la mise en valeur par les écloseries est très importante.

Certains facteurs propres à l'écloserie peuvent entraîner une augmentation de l'égarement. Dittman et Quinn (1996) et McCormick et ses collaborateurs (2003) ont fait état de saumons d'écloserie relâchés produisant des niveaux d'hormones inférieurs à ceux de leurs congénères sauvages pendant l'élevage, ce qui pourrait contribuer à une imprégnation incomplète et à l'augmentation de l'égarement.

Labelle et ses collaborateurs (1992), Healey (1991), Keefer et Caudill (2014) et d'autres ont signalé que les stratégies d'élevage propres aux écloseries (p. ex. taille, moment, alevin/smolt/saumoneau de moins d'un an/yearling) influent sur les taux d'égarement. Presque tous (95 %) les lâchers examinés dans le présent rapport étaient des saumoneaux de moins d'un an (saumoneaux 0+) correspondant aux caractéristiques du cycle biologique de type océanique des populations mises en valeur. Westley et ses collaborateurs (2013) ont observé des tendances à l'augmentation de l'égarement lorsque les populations de saumons chinooks de type océanique étaient relâchées en tant que yearlings plutôt que de saumoneaux de moins d'un an.

L'élevage par déplacement est un facteur supplémentaire qui peut accroître l'égarement dans les populations issues de l'élevage satellite dans les grandes installations ou élevées dans de petites installations hors du bassin. Les juvéniles sont habituellement transportés de l'installation d'élevage jusqu'au lieu du lâcher, ce qui permet d'utiliser une seule installation pour compléter les individus de plusieurs réseaux hydrographiques. Cette pratique suppose que l'imprégnation pendant les derniers jours en eau douce est suffisante pour assurer le retour à la frayère; toutefois, Chapman et ses collaborateurs (1997) et Keefer et ses collaborateurs (2008) signalent qu'elle pourrait interrompre l'imprégnation et accroître la propension à l'égarement.

On a également émis l'hypothèse que l'utilisation d'eaux souterraines plutôt que d'eau de rivière pendant l'élevage en écloserie aurait une incidence sur l'imprégnation (Labelle 1992). On pense que c'est l'une des principales raisons des taux élevés d'égarement relevés dans la production de l'écloserie de la rivière Conuma, où l'équilibre entre la santé des poissons (utilisation accrue des eaux souterraines) et l'imprégnation efficace a été pondéré en faveur de la première.

Dans le sud de la Colombie-Britannique, et parmi les récupérations qui ont pu être attribuées à une stratégie d'élevage précise, nous avons observé une diminution marquée du taux d'égarement avec le temps d'élevage passé à l'écloserie (test binomial exact de Fisher, $N = 31\ 028$, $p < 0,001$). Les poissons relâchés plus tard s'égareraient moins.

Nous avons également constaté que le stade biologique au moment du lâcher influe sur l'égarement. Le taux d'égarement était de 9 % ($n = 1\ 416$) pour les alevins, de 6 % ($n = 29\ 392$) pour les smolts de 0+ et de 0 % ($n = 220$) pour les smolts de 1+. Malheureusement, de nombreuses récupérations de poissons marqués thermiquement n'ont pas été incluses dans cette analyse, car leur stade biologique au moment du lâcher était défini comme « mixte », ce qui signifie que plus d'une stratégie d'élevage avait été utilisée pour une seule marque thermique. En effet, le marquage thermique n'a été le plus souvent mis en œuvre qu'au niveau de l'écloserie d'origine et non à la résolution plus fine des différents groupes de lâcher d'une seule écloserie. Ce problème était le plus aigu sur la COIV, où 76 % des récupérations de marques thermiques ont été classées comme étant issues d'une stratégie d'élevage « mixte ».

Les récupérations de micromarques magnétisées codées ont révélé des différences importantes dans le taux d'égarement avec le stade au moment du lâcher, qui contrastaient avec nos résultats sur les marques thermiques (test binomial exact de Fisher, $N = 26\ 499$, $p < 0,001$). Le taux d'égarement était de 7 % ($n = 540$) pour les lâchers d'alevins, de 10 % ($n = 24\ 635$) pour les lâchers de smolts de 0+ et de 7 % ($n = 1\ 323$) pour les smolts de 1+. Encore une fois, la taille des échantillons était fortement biaisée vers les récupérations de saumoneaux de 0+, avec 92 % des échantillons provenant de ce type.

L'utilisation de cages marines pendant l'élevage a été corrélée à une augmentation du taux d'égarement chez le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Candy et Beacham 2000). Les récupérations des marques thermiques n'ont pas indiqué de différence nette dans les taux d'égarement entre les groupes élevés en cages marines et les autres, les taux moyens d'égarement pour les deux groupes s'établissant en moyenne à 6 % (test binomial exact de Fisher, $N = 31\ 325$, $p = 0,7$). De même, les données des micromarques magnétisées codées n'ont fait apparaître aucune différence significative entre les lâchers de poissons élevés en cages marines et de poissons non élevés dans des cages marines, avec des taux d'égarement moyens de 11 % ($n = 2\ 875$) et de 10 % ($n = 23\ 623$), respectivement (test binomial exact de Fisher, $N = 26\ 498$, $p = 0,12$).

Il convient de noter que l'analyse ci-dessus représente un examen rapide de l'effet des stratégies d'élevage en écloserie sur le taux d'égarement et que notre étude n'a pas inclus les facteurs environnementaux de confusion décrits précédemment. Il existe peu de données facilement accessibles sur les conditions environnementales dans les rivières locales pour évaluer l'égarement. De plus, du fait de l'incertitude dans les données, y compris l'exclusion non aléatoire des enregistrements qui avaient une désignation « mixte » pour la stratégie d'élevage, les données disponibles ne permettaient de tirer qu'un nombre limité de conclusions défendables. Un plan d'étude expérimentale et une étude détaillée des facteurs de confusion ne permettent pas de tirer des conclusions sur l'effet de la stratégie d'élevage sur le taux d'égarement. Un examen plus complet est peut-être possible, mais il s'agira d'une tâche d'envergure qui n'entre pas dans le cadre du présent rapport.

Sources d'incertitude

Tout au long de cette étude, diverses sources d'incertitude ont été cernées qui pourraient avoir une incidence sur l'interprétation des résultats. Les principales sources d'incertitude sont décrites dans la liste qui suit.

- Faible précision et/ou exactitude des données sur :
 - la composition des géniteurs;
 - les facteurs d'élargissement des récupérations.
- Échantillonnage et évaluation incomplets des rivières dans le sud de la Colombie-Britannique.
- Contribution inconnue de l'égarement de la production d'écloserie qui n'a pas été marquée.
- Manque de données environnementales aux échelles spatiales et temporelles appropriées pour les relier aux stratégies d'élevage en écloserie.
- Erreurs de marquage associées au marquage thermique.
- Écart observé entre les estimations de la contribution des éclosiers tirées des marques thermiques et celles provenant des micromarques magnétisées codées.

- Telle qu'elle est calculée, l'*INP* peut sous-estimer l'impact des poissons d'écloserie égarés.

CONCLUSIONS ET AVIS

Les programmes d'écloserie tentent d'équilibrer les avantages de la production avec les risques liés à la pêche, ainsi que les risques écologiques et génétiques. Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur un élément de ce risque associé à l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans des populations reproductrices non natales. Les taux annuels d'égarement des poissons des rivières donneuses et les contributions des écloséries dans les rivières réceptrices sont indiqués dans cette analyse. Bien que les taux d'égarement des poissons des rivières donneuses provenant de la mise en valeur par les écloséries soient généralement faibles, l'ampleur de l'égarement du saumon chinook peut être importante et il est important de la surveiller. La stratégie d'élevage peut être un facteur important contribuant à l'égarement, mais aucune conclusion précise n'a été tirée dans cette analyse. Bien que la surveillance des taux d'égarement des poissons des rivières donneuses soutienne l'établissement de l'ordre de priorité des mesures de gestion, la contribution de l'égarement aux populations réceptrices ($pGÉF_{\text{égaré}}$) est la mesure critique de l'influence de l'égarement des poissons d'écloserie. En général, nous avons constaté que la contribution de l'égarement des poissons d'écloserie était inférieure au point de référence de 0,03, sauf sur la COIV.

Les travaux de Withler et ses collaborateurs (2018), du HSRG (2017, 2020) et d'Anderson et ses collaborateurs (2020) fournissent des principes et un cadre pour préserver la diversité génétique dans les populations de saumons mises en valeur et entre elles. La recherche décrite dans ce rapport porte sur une petite composante de leurs principes, à savoir la mesure dans laquelle l'égarement des poissons d'écloserie représente un risque pour l'atteinte des objectifs de diversité génétique. Dans cette optique, nous réitérons le cadre initialement établi dans Withler *et al.* (2018) et formulons l'avis suivant en ce qui concerne chacun de leurs principes décrits :

1. Élaborer des objectifs biologiques clairs pour les populations influencées par les écloséries grâce à un processus de planification intégrée qui est transparent sur le plan des compromis.
 - Réitérer la nécessité de définir et de gérer activement pour atteindre les objectifs génétiques (*INP*, $pGÉF$, $pGON$) et de tenir compte de l'égarement des poissons d'écloserie au niveau du bassin/ de la population/ de l'unité de conservation et de la zone de gestion des stocks.
 - Favoriser des habitats sains et des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement afin d'atténuer les risques que pose l'égarement des poissons d'écloserie pour la valeur adaptative du saumon chinook sauvage.
2. Concevoir et exploiter les programmes d'écloserie d'une manière scientifiquement défendable.
 - Utiliser $pGÉF_{\text{égaré}}$ et l'*INP* en tandem comme paramètres pour améliorer la gestion des contributions dans les cas où $pGÉ_{\text{local}}$ et $pGÉ_{\text{égaré}}$ sont tous deux >0 .
 - Mettre davantage l'accent sur les pratiques connues d'élevage en écloserie qui réduisent le taux d'égarement (p. ex. imprégnation avec les sources d'eau natales).
 - Évaluer quantitativement les pratiques de gestion des écloséries et les facteurs environnementaux afin de guider les pratiques exemplaires et les décisions de gestion visant à réduire l'égarement, idéalement en recourant à des essais contrôlés.
3. Surveiller, évaluer et gérer de manière adaptative les programmes d'écloserie.

Région du Pacifique

- Inclure la surveillance de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ dans les programmes de gestion des écloséries et d'évaluation des stocks.
- Lancer d'autres programmes de surveillance de l'égarement dans les rivières, planifiés stratégiquement, et étendre l'évaluation de l'égarement des poissons d'écloserie au-delà du sud de la Colombie-Britannique, aux populations de saumons chinooks de toute la région du Pacifique.
- Utiliser le marquage visuel pour surveiller et gérer activement $pGON$ et $pG\acute{E}F$ (y compris les saumons chinooks locaux et égarés).
- Utiliser une étiquette interne (p. ex. marque thermique sur les otolithes, marquage fondé sur la filiation ou micromarque magnétisée codée) pour affiner les estimations de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$, de $pG\acute{E}F_{local}$ et les taux d'égarement des poissons des rivières donneuses. Les stocks de géniteurs des écloséries de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont largement génotypés et, par conséquent, le marquage fondé sur la filiation est recommandé comme méthode de marquage de prédilection.
- Améliorer la qualité, l'intégration et l'accessibilité des données; y compris par un effort ciblé visant à intégrer les données environnementales lors de l'évaluation de l'égarement des poissons d'écloserie.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Prénom	Organisme d'appartenance
Anderson (*)	Erika	Centre des avis scientifiques du Pacifique, MPO
Booker	Holly	Société du Traité Maa-nulth
Bussanich (*)	Richard	Ha'oom Fisheries Society
Campbell	Kelsey	Upper Fraser Fisheries Conservation Alliance
Finney	Jessica	Centre des avis scientifiques du Pacifique, MPO
Fisher	Aidan	Lower Fraser Fisheries Alliance
Fredrickson	Nicole	Island Marine Aquatic Working Group
Galbraith (*)	Ryan	Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO
Healy (*)	Timothy	Direction des sciences du MPO
Holt	Carrie	Direction des sciences du MPO
Houtman (*)	Rob	Direction des sciences du MPO
Komick (*)	Nicholas	Direction des sciences du MPO
Lane	Jim	U-u-athulk Fisheries
Luedke (*)	Wilf	Direction des sciences du MPO
Mahoney (*)	Jason	Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO
McHugh	Diana	Direction des sciences du MPO
Menendez	Claire	Direction des sciences du MPO
Muirhead-Vert (*)	Yvonne	Centre des avis scientifiques du Pacifique, MPO
Picco	Candace	Ha'oom Fisheries Society
Ramshaw (*)	Brock	Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO
Rechisky (*)	Erin	Direction des sciences du MPO
Rondeau (*)	Éric	Direction des sciences du MPO
Rosenberger (*)	Andrew	Coastland Research / Comité de la conservation de la ressource maritime
Schurmann	Kaitlyn	Société du Traité Maa-nulth
Tessier (*)	Laura	Direction des sciences du MPO
Unrau	Sarah	A-Tlegay Fisheries Society
Weil (*)	Jacob	Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO
Willis	David	Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO
Wor (*)	Catarina	Direction des sciences du MPO

(*) indique les personnes qui ont participé à la réunion de suivi le 14 décembre 2023.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 12 au 13 septembre et le 14 décembre 2023 sur l'Évaluation de l'égarement de saumons chinooks d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

- Anderson, J.H., Warheit, K.I., Craig, B.E., Seamons, T.R., and Haukenes, A.H. 2020. A review of hatchery reform science in Washington State. Final Report to the Washington Fish and Wildlife Commission. 168 pp.
- Beacham, T.D., Wallace, C., MacConnachie, C., Jonsen, K., McIntosh, B., Candy, J.R., and Withler, R.E. 2017. Population and individual identification of Chinook salmon in British Columbia through parentage-based tagging and genetic stock identification with single nucleotide polymorphisms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 75(7): 1096–1105.
- Bett, N.N., Hinch, S.G., Burnett, N.J., Donaldson, M.R., and Naman, S.M. 2017. Causes and consequences of straying into small populations of Pacific salmon. *Fisheries* 42: 220–230.
- Candy, J.R., and Beacham, T.D. 2000. Patterns of homing and straying in southern British Columbia coded-wire tagged chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. *Fish. Res.* 47(1): 41–56.
- Chapman, D., Carlson, C., Weitkamp, L.D., Matthews, G., Stevenson, J., and Miller, M. 1997. Homing in sockeye and chinook salmon transported around part of the smolt migration route in the Columbia River. *N Am J Fish Manag* 17:101–113.
- Dittman, A.H., and Quinn, T.P. 1996. Homing in Pacific salmon: mechanisms and ecological basis. *J Experimental Biol* 199:83–91.
- Ford, M.J., Murdoch, A., and Hughes, M. 2015. Using parentage analysis to estimate rates of straying and homing in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Mol Ecol.* 2015 Mar;24(5):1109–21.
- Hard, J.J., and Heard, W.R. 1999. Analysis of straying variation in Alaskan hatchery chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) following transplantation. *Can J Fish Aquat Sci* 56:578–589.
- Healey, M.C. 1991. Life history of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). In: Groot C, Margolis L (eds) *Pacific salmon life histories*. University of British Columbia Press, Vancouver, pp 313–393.
- [HSRG] Hatchery Scientific Review Group. 2009. *Columbia River Hatchery Reform System Wide Report*.
- HSRG. 2017. *Implementation of hatchery reform in the context of recovery planning using the AHA/ISIT tool*.
- HSRG. 2020. *Developing recovery objectives and phase triggers for salmonid populations*. Hatchery Scientific Review Group (HSRG) White Paper. 84pp.
- Keefer, M.L., Caudill, C.C., Peery, C.A., and Boggs, C.T. 2008. Non-direct homing behaviours by adult Chinook salmon in a large, multi-stock river system. *J Fish Biol* 72:27–44.
- Keefer, M.L., and Caudill, C.C. 2014. [Homing and straying by anadromous salmonids: A review of mechanisms and rates](#). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 24.
- Labelle, M. 1992. Straying patterns of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) stocks from southeastern Vancouver Island, British Columbia. *Can J Fish Aquat Sci* 49:1843–1855.
- McCormick, S.D., O'Dea, M.F., Moeckel, A.M., and Bjørnsson, B.T. 2003. Endocrine and physiological changes in Atlantic salmon smolts following hatchery release. *Aquaculture* 222:45–5.

- Pascual, M.A., and Quinn, T.P. 1994. Geographical patterns of straying of fall chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum), from Columbia River (USA) hatcheries. *Aquac Fish Manag* 25(S2):17–30.
- Quinn, T.P. 1993. A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fish. Res.* 18:29–44.
- Ricker, W.E. 1972. Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations. In *The stock concept of Pacific salmon* (R. C. Simon, and P. Larkin, eds.), p. 19–160. Univ. British Columbia Press, Vancouver, B.C.
- Westley, P.A.H, Quinn, T.P., and Dittman, A.H. 2013. [Rates of straying by hatchery-produced Pacific salmon \(*Oncorhynchus* spp.\) and steelhead \(*Oncorhynchus mykiss*\) differ among species, life history types, and populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 735–746.
- Withler, R.E., Willis, D., Luedke, W, McHugh, D., Porszt, E., DiNovo, S., Lynch, C., and Wetklo, M. 2017. Interactions of Natural and Enhanced Chinook Salmon in WCVI River Systems. Report to the Southern Boundary Restoration and Enhancement Fund 2014-2016.
- Withler, R.E., Bradford, M.J., Willis, D.M., and Holt, C. 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.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Courriel : DFO.PacificCSA-CASPacifique.MPO@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-71615-2 Cat No. Fs70-6/2024-031F-PDF
© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2024. Ampleur et étendue de l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique. *Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci.* 2024/031.

Also available in English:

DFO. 2024. *The Magnitude and Extent of Chinook Salmon Straying from Hatcheries in Southern British Columbia*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2024/031.