



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 2019/011

Région du Pacifique

Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base

G.S. Brown¹, S.J. Baillie², M.E. Thiess¹, R. E. Bailey³, J.R. Candy¹, C.K. Parken³, D.M. Willis⁴

¹Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

²Pêches et Océans Canada
Bureau de la côte sud
3225, chemin Stephenson Point
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 1K3

³Fisheries & Oceans Canada
Bureau du secteur de l'intérieur de la Colombie-Britannique
985, place McGill
Kamloops (Colombie-Britannique) V2C 6X6

⁴Pêches et Océans Canada
Administration centrale de la région du Pacifique
200-401, rue Burrard
Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4

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, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., et Willis, D.M.
2019. Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base. Secr. can. de consult. scient. du MPO. Doc. de rech. 2019/011. viii + 79 p

Also available in English:

Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., and Willis, D.M. 2019. Pre-COSEWIC review of southern British Columbia Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha) conservation units, Part I: Background. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/011. vii + 67 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	viii
1 INTRODUCTION.....	1
1.1. CLASSIFICATION ET DESCRIPTION DE L'ESPÈCE	2
2 EXAMEN DES UNITÉS DÉSIGNABLES : UNITÉS DE CONSERVATION	2
2.1 ÉCOTYPOLOGIE	3
2.2 GÉNÉTIQUE.....	3
2.3 EXAMEN DES UNITÉS DE CONSERVATION DANS LA PSS	5
2.4 DONNÉES DES MICROMARQUES MAGNÉTISÉES CODÉES.....	6
3 CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE VITAL	6
3.1 CYCLE BIOLOGIQUE DES JUVÉNILES	6
3.2 PÉRIODE DE LA MIGRATION DE MONTAISON DES ADULTES.....	7
3.3 PARAMÈTRES DE CROISSANCE	8
3.3.1 Âge à la maturité et âge maximal.....	8
3.3.2 Longueur selon l'âge.....	8
3.4 FÉCONDITÉ.....	9
3.5 DURÉE DE GÉNÉRATION.....	9
3.6 SURVIE ET TAUX DE RECRUTEMENT	9
3.6.1 Survie en eau douce.....	9
3.6.2 Survie précoce en mer.....	10
3.6.3 Survie en mer	10
3.6.4 Taux de recrutement.....	11
3.7 AIRE DE RÉPARTITION DANS L'OCÉAN	11
3.7.1 Saumon quinnat juvénile.....	11
3.7.2 Saumon quinnat adulte immature	13
3.8 MISE EN VALEUR DES STOCKS	13
3.8.1 Production piscicole.....	14
3.8.2 Stratégies de lâcher.....	15
3.8.3 Évaluation et surveillance	15
4 BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT	16
4.1 HABITAT EN EAU DOUCE.....	16
4.2 HABITAT ESTUARIEN	18
4.3 HABITAT MARIN	19
5 MENACES DANS L'HABITAT	19
5.1 MENACES DANS L'HABITAT EN EAU DOUCE.....	19
5.1.1 Définir les menaces générales dans les habitats d'eau douce	20
5.1.2 Définir les menaces localisées dans les habitats d'eau douce	20
5.1.3 Extraction de l'eau souterraine.....	21
5.2 MENACES DANS L'HABITAT ESTUARIEN	22

5.3	MENACES DANS L'HABITAT MARIN	22
5.3.1	Changements climatiques et conditions océaniques	22
6	AUTRES MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS.....	23
6.1	ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES	23
6.2	PRÉDATION EXERCÉE PAR LES MAMMIFÈRES MARINS.....	24
6.2.1	Phoques	25
6.2.2	Épaulards	26
6.3	PRÉDATION EXERCÉE PAR LES OISEAUX	27
6.4	MISE EN VALEUR DES STOCKS	27
6.4.1	Risques génétiques	28
6.4.2	Risques de maladie	28
6.4.3	Risques d'interactions écologiques	29
6.4.4	Risques liés à la récolte	29
6.4.5	Capacité de charge en mer.....	30
6.4.6	Mise en valeur des stocks et la Politique concernant le saumon sauvage.....	30
6.5	IMPACTS DES PÊCHES.....	30
7	LA RÉSIDENCE AU SENS DÉFINI DANS LA LEP	31
8	CONCLUSION	32
9	REMERCIEMENTS.....	32
10	RÉFÉRENCES CITÉES.....	34
11	TABLEAUX	44
12	FIGURES	70

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. UC correspondant aux groupes génétiques régionaux de saumon quinnat en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington.....	44
Tableau 2. Noms des UC, noms des populations et codes des stocks associés aux 33 UC pour les 121 populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique/sites d'échantillonnage utilisés dans l'analyse génétique. Remarque : Les UC qui ne figurent pas dans ce tableau sont les CK-01, CK-02, CK-21 et CK-9005.....	45
Tableau 3. Résultats d'une analyse normalisée de la variance moléculaire (AMOVA) à l'aide des 121 populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique et des 30 UC pour 15 loci microsatellites. Remarque : CK-9006, CK-9007 et CK-9008 sont combinées à CK-03 car ces UC ont été fortement influencées par des transferts de poissons de CK-03.	46
Tableau 4. Valeurs de F_{ST} par paire pour les 30 UC, déterminées par 15 marqueurs microsatellites.	47
Tableau 5. Résumé général des unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.....	48
Tableau 6. Périodes de montaison des adultes d'après Waples et al. (2004) et Parken et al. (2008).	53
Tableau 7. Variation générale de l'âge à la maturité, de la longueur à la maturité et de la fécondité chez le saumon quinnat.	53
Tableau 8. Résumé des longueurs à la fourche (mm, n=48 251) et des poids (g, n=140 800) au moment du lâcher, par unité de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, d'après les lâchers de MMC associés.	54
Tableau 9. Catégories génériques de la longueur selon l'âge établies pour les saumons quinnats juvéniles capturés pendant leur première année en mer (d'après Tucker et al. 2011).55	
Tableau 10. Longueur à la fourche selon l'âge (mm) pour les UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, tirée des récupérations de micromarques magnétisées codées dans les pêches, de 1967 à 2012.	56
Tableau 11. Stratégies générales de répartition en mer des indicateurs MMC des saumons quinnats adultes immatures du sud de la Colombie-Britannique (abréviation de la MMC entre parenthèses).	57
Tableau 12. Résumé des installations du programme de mise en valeur des salmonidés dans le sud de la Colombie-Britannique	58
Tableau 13. Résumé des lâchers moyens de saumon quinnat, par unité de conservation et période. Remarque : La période 1995-2011 équivaut à peu près à trois générations et la période 2007-2011 à une génération, en supposant une durée de génération moyenne de quatre ans. Les lâchers sont strictement limités aux populations à l'intérieur de l'UC (la population du stock vient de la même UC que l'UC du site du lâcher); tous les autres cas sont comptés comme des lâchers entre UC (CK-9005 à CK-9007).	60
Tableau 14. Résumé des stratégies de lâchers de saumon quinnat d'éclosion.....	62
Tableau 15. Liste restreinte des indicateurs mis au point par le groupe de travail sur l'habitat du MPO.	64
Tableau 16. Nombre estimé de saumons volés par les phoques dans le cadre de la pêche récréative.	66

Tableau 17. Résumé des niveaux de mise en valeur des sites de dénombrement dans les unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 2000 à 2011.67

Tableau 18. Résumé de l'information sur le taux d'exploitation pour les indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.69

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Arbre de Neighbour-joining selon la distance CSE pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.	70
Figure 2. Répartition des unités de conservation du saumon quinnat de type océan dans le sud de la Colombie-Britannique.	71
Figure 3. Répartition des unités de conservation du saumon quinnat de type cours d'eau dans le sud de la Colombie-Britannique.	72
Figure 4. Carte des principales écloséries du PMVS, des chenaux de frai et des projets de développement économique.	73
Figure 5. Durées de génération moyennes pour les stocks indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.	74
Figure 6. Taux de survie en mer du saumoneau à l'âge-2 pour les stocks indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.	75
Figure 7. Prises débarquées observées de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique dans toutes les pêches dans le Pacifique, de 1975 à 2011.	76
Figure 8. Impacts de la pêche, par type d'engin, pour chaque indicateur MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 1975 à 2011.	77
Figure 9. Taux d'exploitation annuels et tendances du taux d'exploitation sur trois générations pour chaque stock indicateur MMC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.	78
Figure 10. Impacts de la pêche, par région de prises, pour chaque indicateur MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 1975 à 2011.	79

RÉSUMÉ

La majorité des populations de saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) du sud de la Colombie-Britannique (qui pénètrent dans l'océan au sud de Cape Caution) ont connu des échappées basses de reproducteurs pendant plusieurs années. Un grand degré d'incertitude entoure également les tendances à plus long terme de l'abondance et de la productivité de toutes les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) est en train d'évaluer ces populations. Parallèlement, Pêches et Océans Canada (MPO) mène diverses initiatives en vue d'évaluer la situation actuelle de ces populations et d'orienter la mise en œuvre de la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique (aussi appelée Politique concernant le saumon sauvage, PSS) en ce qui concerne le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

En tant que principal producteur et archiviste de l'information sur le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, et afin de combler les besoins en données des initiatives en cours, le MPO doit examiner les données et renseignements qu'il détient et les fournir au COSEPAC avant l'évaluation de ce dernier.

Après le premier examen effectué par le Secrétariat canadien de consultation scientifique en mars 2013 et notamment en raison du grand volume de données et de renseignements à couvrir dans ce rapport, le premier cadre de référence a été réparti en deux documents de recherche, la seconde partie (portant essentiellement sur les analyses des données) ayant fait l'objet d'un examen additionnel en novembre 2013.

La première partie (Renseignements de base) est consacrée aux discussions générales des unités désignables, des caractéristiques du cycle vital, des principales exigences en matière d'habitat, des définitions des menaces pour l'habitat, de l'existence de résidences (selon la définition de la LEP) de l'espèce et de la définition des autres menaces et facteurs limitatifs susceptibles d'influer sur le risque de disparition de l'espèce.

La seconde partie (Données, analyse et synthèse) porte sur les sources des données et les méthodes utilisées pour réunir et préparer les séries chronologiques des données sur les échappées et présente d'autres données pertinentes pour l'évaluation quantitative par le COSEPAC des critères de l'abondance et de la répartition des unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

1 INTRODUCTION

Plusieurs populations de saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) du sud de la Colombie-Britannique (qui pénètrent dans l'océan au sud de Cape Caution) ont connu des échappées basses de reproducteurs pendant plusieurs années. Un grand degré d'incertitude entoure également les tendances à plus long terme de l'abondance et de la productivité de toutes les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Étant donné l'importance de ces populations pour les écosystèmes naturels, la culture des Premières Nations et les secteurs de la pêche commerciale et récréative, tous les intervenants cherchent à mieux comprendre ces incertitudes et à améliorer la productivité des populations autant que possible. Plusieurs initiatives parallèles ont été entreprises ces dernières années en vue de résoudre ces problèmes.

En 2011, l'initiative de planification concernant le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique (SBC CK SPI) a été lancée pour entamer le processus d'élaboration de plans et de politiques en vue de mieux comprendre et gérer les populations de quinnat dans le sud de la Colombie-Britannique. Ce comité directeur transsectoriel est composé de représentants de Pêches et Océans Canada (MPO), de Premières Nations, des secteurs de la pêche récréative et commerciale, de la province de la Colombie-Britannique et d'organismes non gouvernementaux. Dans le cadre de cette initiative, un groupe de travail technique (SBC-TWG) a été constitué afin de réunir et d'examiner l'information disponible sur le quinnat du sud de la Colombie-Britannique auprès de toutes les sources, à l'intérieur et à l'extérieur du MPO. Cette information doit être compilée en profils d'unité de conservation dans le cadre de la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique, aussi appelée Politique concernant le saumon sauvage (PSS) (MPO 2005).

De plus, aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) mène une évaluation indépendante de la situation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. En tant que principal producteur et archiviste des données sur le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, le MPO doit compiler et examiner les renseignements qu'il détient avant de les fournir au COSEPAC, sous la forme d'un examen préalable à l'évaluation du COSEPAC.

À la suite des recommandations du Secrétariat canadien de consultation scientifique - Sous-comité du saumon de la région du Pacifique (CASP), la première version provisoire de cet examen préalable à l'évaluation du COSEPAC a été divisée en deux volumes. La première partie (le présent document) donne des renseignements de base sur l'organisation de l'espèce, son cycle biologique, ses exigences en matière d'habitat et les menaces qui pourraient avoir une influence sur le risque d'extinction. La seconde partie porte sur les sources des données et les méthodes utilisées pour réunir et préparer les séries chronologiques des données sur les échappées et présente d'autres données pertinentes pour l'évaluation quantitative par le COSEPAC des critères de l'abondance et de la répartition des unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

Il existe des objectifs normalisés pour un examen préalable à une évaluation du COSEPAC. Plus particulièrement, ce document répondra aux objectifs suivants :

1. Examiner les unités désignables, notamment en étudiant la morphologie, la méristique, la génétique et l'aire de répartition.
2. Étudier les caractéristiques générales du cycle vital, notamment les paramètres de croissance, les taux de mortalité, les taux de recrutement, la fécondité, la durée de génération, les tendances des premiers stades biologiques et la mise en valeur des stocks.

-
3. Fournir une description générale de l'habitat de l'espèce et des menaces qui pèsent sur cet habitat.
 4. Étudier si l'espèce a une résidence telle que définie dans la LEP.
 5. Définir les autres menaces ou facteurs limitatifs pouvant être pertinents pour le risque d'extinction de l'espèce.

1.1. CLASSIFICATION ET DESCRIPTION DE L'ESPÈCE

Le saumon quinnat est l'une des sept espèces anadromes et semelpares de saumon du Pacifique indigènes de l'Amérique du Nord (Healey 1991). Il est souvent désigné par d'autres noms, comme saumon de printemps, saumon royal, tyee et quinnat (Scott et Crossman 1973).

Les populations de saumon quinnat sont uniques par le degré élevé de variabilité qu'elles affichent, en particulier le vaste éventail de comportements du cycle biologique à tous les stades biologiques et les durées de vie (de deux à sept ans ou plus). Sur le plan morphologique, le quinnat peut être identifié par les gencives noires sur la mâchoire inférieure et le grand nombre de *cæca* pyloriques (Hart 1973; Healey 1991; Phillips 1977), la couleur variable de sa chair (de blanc à divers tons de rose, jusqu'au rouge). De plus, le saumon quinnat adulte est l'une des plus grosses espèces de saumon du Pacifique (jusqu'à 45 kg) (Healey 1991). Les juvéniles se distinguent surtout par les larges marques foncées des parrs qui s'étendent sous la ligne latérale, ainsi que par les nageoires caudale et adipeuse à la forme distinctive (Hart 1973; Phillips 1977). Des descriptions plus détaillées du saumon quinnat à tous les stades biologiques sont données dans Healey (1991), Scott et Crossman (1973) et Quinn (2005).

Aux fins du présent document de recherche, on inclut dans le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique tous les saumons quinnats frayant dans les eaux de la Colombie-Britannique qui pénètrent dans l'océan au sud de Cape Caution (51° 09' 49" N). Ensemble, les populations composant le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique présentent presque tout l'éventail des caractéristiques et comportements connus de l'espèce.

2 EXAMEN DES UNITÉS DÉSIGNABLES : UNITÉS DE CONSERVATION

En 2005, le MPO a publié la *Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique* (MPO 2005), souvent appelée également la Politique concernant le saumon sauvage (PSS). Dans cette politique, il définit un objectif de « restaurer et maintenir des populations de saumons saines et diverses et leur habitat. » Afin de déterminer et de protéger cette diversité, le MPO devait, aux termes de la PSS, regrouper des groupes de saumons dans des unités de conservation (UC) afin qu'une UC donnée contienne des poissons semblables sur le plan de la génétique, du comportement et de l'aire de répartition. Chaque UC devait aussi être « suffisamment isolée des autres populations pour qu'elle ne puisse se rétablir naturellement dans un autre milieu dans un délai acceptable » (MPO 2005).

Holtby et Ciruna (2007) ont établi qu'il est possible de caractériser la diversité du saumon du Pacifique selon trois « piliers » d'information : le cycle biologique, l'écologie (écotype) et la génétique, et que ces trois sources d'information donnent des résultats très proches pour déterminer les UC. Par exemple, les caractéristiques du cycle vital comme l'âge des saumoneaux ou l'âge de montaison des reproducteurs matures sont apparentes sur le plan phénotypique et représentent une adaptation intraspécifique à l'environnement local, qui peut à son tour être déterminée par la génétique et l'environnement.

2.1 ÉCOTYPOLOGIE

La typologie environnementale (ou « écotypologie ») peut servir à décrire les communautés d'espèces ou populations qui sont coadaptées à des habitats donnés. Holtby et Ciruna (2007) ont utilisé différents critères propres à l'habitat pour définir plusieurs zones adaptatives d'eau douce (ZAED) et zones adaptatives marines (ZAM) qui, combinées, ont permis de classer et de catégoriser les environnements adaptatifs que rencontre le saumon du Pacifique durant tout son cycle biologique. Les zones combinées ont été appelées zones adaptatives conjointes (ZAC). Selon les hypothèses de travail retenues par Holtby et Ciruna (2007), les populations de saumon du Pacifique présentes dans chaque ZAC seraient plus probablement interchangeables sur le plan écologique que les populations de différentes zones adaptatives. Cette information a permis de définir la première délimitation des unités de conservation possibles pour tout le saumon du Pacifique en Colombie-Britannique (Holtby et Ciruna 2007). En tout, 17 ZAC ont été définies dans les 35 UC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

2.2 GÉNÉTIQUE

Les populations de saumon quinnat ont souvent été caractérisées selon des cycles biologiques « de cours d'eau » ou « d'océan » (Gilbert 1912, 1922) dont on pensait autrefois qu'ils représentaient des lignées génétiques ou « races » différentes (Healey 1983, 1991). De nos jours, on admet cependant que cette stricte attribution du type de cycle biologique pour distinguer les lignées génétiques est trop simplifiée et qu'elle a été faussée par l'évolution parallèle ou la plasticité phénotypique (Brannon *et al.* 2004; Waples *et al.* 2004; Beacham *et al.* 2006). Les indications génétiques des anciennes lignées venant probablement de l'isolement dans des refuges glaciaires ont apparemment été réduites par les contacts et mélanges ultérieurs, les profils contemporains du flux génétique et la divergence plus récente des types de cycles biologiques attribuable à la sélection et à la mise en valeur ou à la transplantation, qui a donné le motif actuel de la structure de la population par bassin ou sous-bassin (Moran *et al.* 2013).

Ce motif géographique régional de la structure de la population par bassin ou sous-bassin forme la base générale de la classification des unités de conservation du saumon quinnat dans le cadre de la PSS. Cependant, la subdivision additionnelle des groupes génétiques régionaux en UC moins distinctes sur le plan génétique a souvent trouvé son origine dans la reconnaissance de la complexité du cycle biologique et de l'écotype (Holtby et Ciruna 2007). Ainsi, les niveaux de diversité génétique à l'intérieur d'une UC et entre les UC, mesurés par les loci microsatellites, n'ont pas été normalisés. Pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, les 35 UC (à l'exception des trois UC supplémentaires qui représentent les transferts régionaux de poissons entre UC) sont groupées en 12 régions génétiques (Tableau 1). Ces groupements régionaux constituent des régions d'attribution/rapports « à confiance élevée » pour les méthodes d'identification génétique des stocks (IGS) utilisées actuellement pour la gestion des pêches, la recherche et les applications de conservation (Parken *et al.* 2008; Winther et Beacham 2009; Tucker *et al.* 2011). Deux de ces régions de rapports, la baie Boundary (CK-01) et Okanagan (CK-02), sont surtout composées de saumons errants arrivant en Colombie-Britannique, provenant des populations de quinnat mises en valeur, plus nombreuses, des unités évolutives significatives (UES) définies par les États-Unis (baie Puget et Haut-Columbia, respectivement).

La structure génétique régionale d'isolement par la distance du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique reflète en grande partie les tendances contemporaines d'errance entre les populations, attestées par la récupération de poissons porteurs de micromarques magnétisées codées (MMC) dans des bassins hydrographiques autres que leur bassin hydrographique d'origine. Pour les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-

Britannique concernées, les récupérations en écloserie des MMC de saumons « errants » interviennent généralement dans un rayon de 80 km de la population source (Candy et Beacham 2000). Bien qu'il existe certaines exceptions (comme des programmes de mise en valeur des stocks sur l'île de Vancouver - voir la discussion plus loin), l'utilisation prédominante de poissons locaux dans la constitution des stocks des écloseries et la transplantation restreinte de poissons entre les écloseries a causé une perturbation limitée de la structure régionale des stocks entre les UC.

Le faible niveau de diversité génétique à l'intérieur des UC de saumon quinnat d'automne du sud-est de l'île de Vancouver, qui traduit probablement - au moins partiellement - la production d'écloserie à grande échelle et le niveau (historiquement) élevé correspondant de transplantation à l'intérieur de la région, pourrait constituer une exception. On a peu de preuves que la constitution initiale de grandes populations d'écloserie soit associée à la transplantation sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Cependant, plus récemment, de faibles abondances de poissons sauvages ont coïncidé avec une production d'écloserie importante, suscitant des préoccupations quant à l'impact des poissons errants d'écloserie sur la structure régionale (à l'intérieur d'une UC et entre les UC) et l'adaptation locale (Riddell *et al.* 2013). Les pratiques des écloseries viennent exacerber cette préoccupation car elles risquent d'accroître les taux d'errance des poissons d'écloserie entre les réseaux hydrographiques dans les UC, voire entre les UC (comme le recours à l'élevage en parcs en filet pour la dernière phase de croissance avant le lâcher des saumoneaux, ou la collecte de stocks de géniteurs sur des sites proches de l'interface mer/eau douce, qui peuvent contenir des poissons non locaux arrivant à maturité et n'ayant pas terminé leur migration vers leur rivière natale). De telles pratiques ont été employées à des sites autour de l'île de Vancouver, mais d'autres facteurs peuvent tempérer leur influence, comme l'isolement géographique de la frayère (qui réduira la probabilité d'observer des saumons errants en migration dans le système).

Actuellement, on dispose de fréquences allèles complètes pour 121 populations/sites de collecte de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique représentant 33 UC (Tableau 2). Les génotypes individuels dans lesquels il manquait plus de quatre loci ont été éliminés de l'ensemble de données. Les UC suivantes n'étaient pas incluses dans l'analyse : baie Boundary (CK-01), Okanagan (CK-02), est de l'île de Vancouver - rivière Goldstream (CK-21), rivière Nanaimo - Printemps (CK-23) et sud de la Colombie-Britannique - Divers (CK-9005). Les UC CK-01 et CK-02 sont génétiquement semblables aux populations de l'État de Washington et ne sont donc pas prises en compte dans le contexte des autres populations de la Colombie-Britannique. Nous n'avons pas d'échantillons génétiques représentatifs des UC CK-21, CK-23 ou CK-9005. De plus, les collectes génétiquement semblables caractérisées par un complément (CK-9006, CK-9007 et CK-9008) ont été combinées à la population source (rivière Harrison, CK-03) pour l'analyse, mais elles sont distinctes sur le schéma en arbre puisque chacune a été fortement influencée par des transferts de juvéniles provenant de la rivière Harrison (CK-03).

Les distances génétiques entre les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique ont été déterminées à l'aide des distances de corde par paire de Cavalli-Sforza et Edwards (CSE) (Cavalli-Sforza et Edwards 1967), à partir de 15 marqueurs microsatellites, et visualisées à l'aide d'un algorithme de groupement Neighbor-joining (Saitou et Nei 1987) (Figure 1). On utilise la clé de couleur du Tableau 1 pour coder en couleurs les populations des UC par regroupement régional. Les valeurs aux principaux nœuds de l'arbre indiquent le nombre « d'arbres consensus », ou structures arborescentes identiques, se trouvant à droite du nœud produit par auto-amorçage entre les loci pour chaque population en recalculant les distances par paire pour 1 000 arbres (Felsenstein 1985).

Pour évaluer l'ampleur de la divergence génétique aux différents niveaux de la hiérarchie géographique, on a divisé la variance moléculaire globale en composantes correspondant à la divergence de la population à l'intérieur des 30 UC et des 121 populations et entre elles à l'aide d'un modèle de variance moléculaire (AMOVA) (Excoffier *et al.* 1992). Cette analyse a révélé une structuration faible entre les 30 UC (0,50 %, $P = 0,645$). La variance entre les populations à l'intérieur des UC était limitée, mais très marquée (4,27 %, $P < 0,001$), tandis que l'écart se produisait en grande partie à l'intérieur des 121 populations (95,23 %, $P < 0,001$). Voir le résumé de ces résultats au Tableau 3.

Pour déterminer la distance génétique (F_{ST}) entre les UC; on a combiné les données génotypiques pour toutes les populations dans les UC (Tableau 4), puis appliqué la version 3.5.1.2 d'ARLEQUIN (Excoffier et Lischer 2010) pour calculer F_{ST} et les valeurs p pour ces estimations à l'aide d'un algorithme de permutation. Les comparaisons par paire étaient nettement différentes ($P < 0,001$) entre toutes les UC, aux exceptions suivantes :

- Moyen-Fraser – printemps (CK-10) et moyen-Fraser – été (CK-11);
- Canyon du Fraser (CK-08) et moyen-Fraser – été (CK-11);
- Thompson sud - rivière Shuswap (CK-15) et Thompson sud -rivière Bessette (CK-16);
- Haute-Adams (CK-82) et les trois UC de la Thompson sud (CK-14 à CK-16);
- Rivière Cowichan - automne (CK-22) et est de l'île de Vancouver - automne (CK-25);
- Rivière Cowichan - automne (CK-22) et Qualicum/rivière Puntledge - automne (CK-27);
- Rivière Cowichan - automne (CK-22) et partie continentale du sud-fjords du sud - (CK-28);
- Rivière Cowichan - automne (CK-22) et est de l'île de Vancouver - été (CK-83).

2.3 EXAMEN DES UNITÉS DE CONSERVATION DANS LA PSS

Lorsque la première liste des UC a été dressée (Holtby et Ciruna 2007), il était convenu de l'améliorer au fur et à mesure que de nouvelles informations, analyses et données seraient disponibles (MPO 2009). De ce fait, pour préparer ce rapport, le SBC-TWG a examiné les UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique en prenant pour point de départ la version la plus récente de la liste de Holtby et Ciruna (version 3) (Blair Holtby 2012, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.). Les informations récentes provenant de diverses sources ont été utilisées dans la nouvelle analyse, notamment les récents relevés de dénombrement des saumons reproducteurs, les rapports du Comité technique sur le saumon quinnat de la Commission du saumon du Pacifique, des études génétiques, des dossiers de mise en valeur des stocks, des dossiers sur le vieillissement, l'ensemble de données des micromarques magnétisées codées (MMC) du programme de marquage et recapture (PMR), les connaissances traditionnelles des peuples autochtones, les connaissances écologiques locales et le système d'information sommaire sur les pêches (SISP) (MPO 2013b). Le Tableau 5 résume la liste actuelle des UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique

L'examen effectué par le SBC-TWG (MPO 2013b, Tableau 5) a entraîné plusieurs restructurations relativement mineures des UC proposées à l'origine par Holtby et Ciruna (version 3). Deux paires d'UC ont été combinées : les UC de l'est de l'île de Vancouver-rivière Puntledge - été et de l'est de l'île de Vancouver - rivière Nanaimo - été étaient semblables sur les plans de la génétique, de la période de montaison des adultes et de l'aire de répartition et ont par conséquent été fusionnées en une seule UC, appelée est de l'île de Vancouver - été. La deuxième paire était constituée des UC de Port San Juan et du sud-ouest de l'île de Vancouver

(SOIV). L'UC de Port San Juan était composée des rivières Gordon et San Juan et de leurs affluents. Elles avaient à l'origine été différenciées de l'UC du SOIV car on pensait que la montaison des adultes se produisait plus tôt. Après une étude plus poussée, il est apparu que la différence dans le moment de la montaison était un effet du formulaire de rapport des échappées et des données récentes ont confirmé qu'il est le même dans les deux UC. Les deux UC ont donc été fusionnées et on a conservé la désignation Sud-ouest de l'île de Vancouver pour la nouvelle UC. En outre, plusieurs sites de dénombrement ont été déplacés entre les UC ou supprimés s'il n'y avait pas de preuve de frai du saumon quinnat à ce site. (Noter que malgré l'emploi ici de l'expression « site de dénombrement », qui indiquerait normalement le dénombrement complet d'une population, une telle opération est rarement possible dans les rivières où se trouve le saumon quinnat.) De plus, aux fins du présent rapport, les membres du SBC-TWG ont recueilli les informations des sources de connaissances traditionnelles des peuples autochtones et de connaissances écologiques locales de manière opportuniste auprès des experts locaux dans certains secteurs.

Les définitions actualisées des UC pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique sont illustrées sur la Figure 2 (UC de type océan) et la Figure 3 (UC de type cours d'eau).

2.4 DONNÉES DES MICROMARQUES MAGNÉTISÉES CODÉES

Bien souvent - en raison de contraintes financières et matérielles - les informations suffisantes n'ont pas été recueillies (et ne peuvent pas l'être) chaque année pour surveiller complètement les 35 unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. C'est pourquoi on a créé un sous-ensemble de stocks indicateurs qui, grâce à un vaste programme de micromarques magnétisées codées, fournit des données permettant d'estimer la production annuelle pour beaucoup de populations (et d'unités de conservation) du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Nous présenterons certains résultats de ce programme MMC, mais les détails en seront étudiés de manière approfondie dans la deuxième partie de cette série de rapports.

3 CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE VITAL

Parmi les espèces de saumon du Pacifique, le quinnat est unique de par le vaste éventail de stratégies de cycle biologique qu'il affiche à tous les stades biologiques. Ces variations portent notamment sur la stratégie de croissance des juvéniles en eau douce, la durée de la résidence en eau douce, dans l'estuaire et en mer, l'aire de répartition dans l'océan, l'âge à la maturité et le moment de la migration de frai. On observe pratiquement toutes les variations possibles de cette diversité chez les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. (Tableau 5).

3.1 CYCLE BIOLOGIQUE DES JUVÉNILES

La stratégie du cycle biologique des juvéniles définit le temps que les alevins passent en eau douce avant de commencer leur migration vers la mer. Au moins trois cycles biologiques des juvéniles ont été déterminés pour le saumon quinnat (Healey 1983), mais deux sont prédominants. La phase de croissance des saumons quinnats de type océan en eau douce est limitée et dure de 60 à 150 jours, tandis que celle des poissons de type cours d'eau se prolonge sur un à deux ans (Gilbert 1912). Dans la troisième stratégie, les alevins nouvellement éclos entament leur migration vers la mer immédiatement (et sont appelés des migrants immédiats). En général, les saumons quinnats de type océan viennent des fleuves côtiers du sud du 56 °N de la côte de l'Amérique du Nord, et ceux des types cours d'eau des eaux d'amont plus au nord et à l'intérieur (Healey 1991). Parmi les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-

Britannique, le saumon quinnat de type océan domine généralement la plupart des réseaux côtiers, et le quinnat de type cours d'eau les réseaux hydrographiques intérieurs ou côtiers nordiques où la saison de croissance est plus courte - mais il existe des exceptions (voir l'aire de répartition des populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique de type océan et cours d'eau sur la Figure 2 et la Figure 3, respectivement).

On pensait autrefois que les lignées de type océan et cours d'eau avaient évolué à partir d'origines raciales différentes du saumon quinnat (Healey 1991). De nos jours, on admet largement que ce modèle de stricte ségrégation du type de cycle biologique avec des lignées génétiques distinctes a été faussé par l'évolution parallèle et la plasticité phénotypique (Beacham *et al.* 2006; Moran *et al.* 2013). De plus, de nombreuses adaptations locales ont produit plusieurs stratégies atypiques de croissance en eau douce et de période de la migration (Healey 1991; Waples *et al.* 2004). Waples et ses collègues (2004) ont noté que dans le fleuve Columbia, un certain nombre de types de cycles biologiques se comportent essentiellement comme deux espèces différentes, avec peu de preuves d'un flux génétique, malgré une co-migration dans de vastes zones d'habitat riverain et océanique et, dans certains cas, le frai dans des secteurs adjacents du même réseau hydrographique. On observe des situations semblables dans le bassin de la rivière Thompson du fleuve Fraser (Candy *et al.* 2002; Richard Bailey MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, données inédites). On a posé l'hypothèse (voir Waples *et al.* 2004; Healey 1991; McPhail et Lindsey 1986) que les deux lignées auraient pu venir de deux refuges glaciaires différents (« Beringia » au nord et « Cascadia-Columbia » au sud), les populations provenant de Beringia — ayant recolonisé des zones du sud après l'ère glaciaire — étant représentées par les populations contemporaines dans le Yukon et la côte nord du golfe du sud-est de l'Alaska (Moran *et al.* 2013). Beacham et ses collègues (2006) ont, eux, présumé que le saumon quinnat pourrait avoir eu plusieurs refuges dans le sud le long de la côte de la Colombie-Britannique. On sait qu'un refuge pour les plantes et les animaux a persisté au moins aussi au nord que l'archipel Alexander, dans le sud-est de l'Alaska, qui a servi de centre de la dispersion biotique au moment de la déglaciation régionale (Carrara *et al.* 2007; Heaton *et al.* 1996).

3.2 PÉRIODE DE LA MIGRATION DE MONTAISON DES ADULTES

La période de la migration de montaison des adultes (définie comme le pic du retour des adultes en eau douce) des populations de quinnat est elle aussi extrêmement variée. Il est important de souligner que la période de montaison des adultes n'est pas synonyme de période du frai car elle peut précéder le frai proprement dit de plusieurs semaines ou mois pour certaines populations (certaines montaisons printanières reviennent dans le Fraser en avril, mais le frai ne débute pas avant août et les montaisons estivales reviennent en juillet, mais ne fraient pas avant octobre). Waples et ses collègues (2004) ont fourni des définitions normalisées de la période de la montaison des adultes (Tableau 6), qui servent à classer le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique (Parken *et al.* 2008). La période de la montaison des adultes est résumée par UC dans le Tableau 5. Il convient de noter qu'il n'y a pas de montaison hivernale connue du saumon quinnat dans les UC du sud de la Colombie-Britannique. En outre, selon des recherches récentes, les futures classifications devraient classer la période de montaison des adultes par emplacement afin de refléter pleinement la lignée évolutionnaire de la population (Moran *et al.* 2013).

3.3 PARAMÈTRES DE CROISSANCE

3.3.1 Âge à la maturité et âge maximal

Comme bien d'autres caractéristiques du saumon quinnat, l'âge à la maturité (aussi appelé « durée de génération ») est extrêmement complexe, avec jusqu'à 16 classes d'âge possibles connues (Tableau 7). Chez la plupart des saumons quinnats, la maturation sexuelle peut intervenir entre la deuxième et la sixième année, et l'âge à la maturité le plus courant varie entre les populations. Dans une population, plusieurs classes d'âge seront présentes une année de montaison donnée, mais une seule est généralement dominante. L'âge à la maturité est habituellement plus avancé chez les femelles que chez les mâles (Quinn 2005; Healey 1991). Il y a aussi un segment (parfois important) de certaines populations qui parvient à maturité de manière précoce pendant sa deuxième année (pour le type océan) ou sa troisième année (pour le type cours d'eau); il s'agit en général de mâles (les « jacks »). Cependant, on observe également chez certaines populations un segment femelle très rare dans cette catégorie (les « jills ») et des parrs précoces (qui atteignent la maturité durant leur première ou deuxième année pour les quinnats de type océan ou cours d'eau, respectivement). Plusieurs études ont montré que des facteurs génétiques et environnementaux peuvent contribuer à la variation des taux de maturation dans le temps (Quinn 2005). L'âge à la maturité le plus avancé connu pour le saumon quinnat est de sept ans (Healey 1986). Il faut encore souligner que la composition selon l'âge des reproducteurs ne reflète pas le taux de maturation global de la population en raison des prélèvements de poissons (généralement) plus âgés par des processus sélectifs comme la prédation et la pêche (Quinn 2005), ainsi que de la pêche de poissons immatures, qui réduisent la probabilité que les poissons survivent jusqu'à la maturité à des âges plus avancés (Ricker 1980; Riddell 1986). La durée de génération moyenne prévue du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique est résumée par UC dans le Tableau 5.

3.3.1.1 Nomenclature de la classification des âges

La nomenclature utilisée dans le présent document pour définir les classes d'âge du saumon quinnat suit celle de Koo (1962). Elle a un format standard (X.Y), où X représente le nombre d'hivers en eau douce et Y le nombre d'hivers dans l'océan. Par exemple, un quinnat de type océan sortira du gravier en mars et migrera vers la mer en tant que saumoneau d'âge 0.0. Si ce saumon revient en septembre de la même année, il sera encore à l'âge 0.0. S'il reste dans l'océan une autre année avant de revenir, il sera à l'âge 0.1. De même, s'il reste dans l'océan 3,5 années après la smoltification, ce sera un adulte de l'âge 0.3.

3.3.2 Longueur selon l'âge

Le Tableau 7 présente des gammes de longueurs à la fourche à la maturité (en mm) pour toutes les combinaisons de cycles biologiques des adultes et des juvéniles possibles du saumon quinnat. À un âge donné, les mâles sont généralement plus gros que les femelles (Quinn 2005; Healey 1991), mais il existe des exceptions (Westrheim 1998).

Dans les rivières Cowichan et Nanaimo, on a estimé que la longueur à la fourche des alevins qui migrent vers la mer était de 35 à 40 mm de mars à la fin du mois d'avril, alors que les saumoneaux migrants mesuraient environ 60 à 70 mm lorsqu'on les interceptait à la fin du mois de mai (Healey 1991). Le Tableau 8 résume les longueurs à la fourche et les poids au lâcher de saumons quinnats porteurs de MMC aux stades biologiques d'alevins, de saumoneaux (âge-0) et de yearlings (âge-1) (lorsque disponibles). On ne sait pas si ces résultats sont représentatifs pour d'autres populations sauvages ou d'écloserie de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, surtout que l'environnement d'alevinage et de croissance des saumons d'élevage est beaucoup plus contrôlé que l'environnement sauvage.

Pour les juvéniles pendant leur première année en mer, on a établi les catégories générales de longueurs à la fourche permettant de différencier les cycles biologiques du type océan et du type cours d'eau à partir des relevés au chalut de salmonidés juvéniles réalisés au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, dans le nord de la Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska (Fisher *et al.* 2007; Tucker *et al.* 2011, 2012; Tableau 9).

Le Tableau 10 présente les longueurs à la fourche moyennes et les écarts-types par âge et UC, tirées des micromarques magnétisées codées récupérées dans les pêches de 1967 à 2012. Davantage de précisions sur le programme de données des micromarques magnétisées codées figurent dans le second volume du présent rapport.

3.4 FÉCONDITÉ

En général, la fécondité du saumon quinnat peut varier de 2 600 à 12 000 œufs (Tableau 7). On ne dispose pas actuellement de mesures complètes, par UC, de la fécondité pour les populations de quinnat du sud de la Colombie-Britannique, mais des études ont déjà été effectuées dans certains bassins hydrographiques (par exemple, voir Rosberg et Aitken 1981). Healey (1991) a constaté que la taille n'est pas un indicateur fiable de la fécondité chez le saumon quinnat (contrairement à d'autres poissons), mais on pense généralement que la fécondité augmente avec la latitude de la frayère. Le Tableau 7 indique les fourchettes générales de la fécondité chez le saumon quinnat, à différents âges de maturité.

3.5 DURÉE DE GÉNÉRATION

La durée de la maturation est très variable, de deux à six années, chez le saumon quinnat (voir le Tableau 7). Même si l'on observe habituellement un âge dominant à la maturation (ou « durée de génération ») dans chaque UC, en général, des quinnats à trois âges de maturité ou plus peuvent revenir à un site donné chaque année. Une durée de génération moyenne a été attribuée à chaque UC du quinnat du sud de la Colombie-Britannique d'après l'âge le plus souvent observé à la montaison ou des estimations produites à l'aide de techniques de reconstitution de la montaison pour les UC auxquelles étaient associées des cohortes porteuses de micromarques magnétisées codées (Tableau 5). Davantage de précisions sur les méthodes utilisées pour calculer ces reconstitutions des montaisons figurent dans le second volume du présent rapport.

3.6 SURVIE ET TAUX DE RECRUTEMENT

3.6.1 Survie en eau douce

La survie des œufs de saumon quinnat du frai à l'émergence varie énormément entre les réseaux hydrographiques et les années, et est influencée par le débit du cours d'eau, la température de l'eau, l'oxygène dissous, la composition du gravier et la densité de géniteurs. Des études permettent de penser que la survie des œufs de saumon quinnat jusqu'à l'émergence est relativement élevée par rapport à d'autres espèces de saumon, mais qu'elle est probablement compensée par une survie en mer également plus faible (Bradford 1995). La même étude a estimé la survie en eau douce (œuf-saumoneau) du saumon quinnat de type cours d'eau à 6,4 % et celle du type océan à 8,6 %, mais en soulignant que la différence entre les deux n'était pas significative statistiquement (d'après les données sur huit populations, quatre de type océan et quatre de type cours d'eau). Pour le moment, on ne dispose pas de données sur la survie œuf-saumoneau pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique par UC.

3.6.2 Survie précoce en mer

La période de croissance précoce en mer du saumon quinnat, comme de tous les saumons du Pacifique, a été bien décrite comme une phase critique de son cycle biologique (Pearcy 1992; Bradford 1995; Fisher et Pearcy 1995; Orsi *et al.* 2000; Beamish *et al.* 2004, 2008, 2012; MacFarlane 2010; Tomaro *et al.* 2012). La variabilité des types de cycle biologique, de l'âge à l'entrée dans l'océan et du moment d'entrée dans l'océan, ainsi que l'absence de données de la pêche sur les juvéniles, compliquent la différenciation des effets de facteurs critiques qui influencent la survie du saumon quinnat au début de sa période marine (les premiers jours et les premières semaines après l'entrée dans l'eau de mer et la smoltification). Trudel et Hertz (2013) donnent un résumé méta-analytique de nombreux facteurs dont on pense qu'ils ont une incidence sur la survie en mer du saumon du Pacifique en général, notamment le climat, les habitudes migratoires, la croissance et la bioénergétique, ainsi que les agents pathogènes et les maladies.

3.6.2.1 Détroit de Georgie

Le déclin de l'abondance observée des saumons quinnats juvéniles de type océan et de type cours d'eau dans le détroit de Georgie en juin et juillet s'explique sans doute par la mortalité dans le détroit et la migration hors de celui-ci. Une étude par étiquette acoustique de juvéniles, réalisée en 2007 et 2008, a permis de déceler très peu de poissons marqués sortant du détroit de Georgie, et d'en déduire que la mortalité est considérable dans le détroit (Neville *et al.* 2010). Beamish et ses collègues (2011b) suggèrent aussi, à partir d'une étude mesurant la survie précoce en mer de saumons quinnats de la rivière Cowichan marqués (d'écloserie) et non marqués (sauvages et d'écloserie), des niveaux élevés de mortalité dans le détroit de Georgie. Ils ont estimé à plus de 95 % la mortalité des poissons marqués et de 70 à 92 % celle des poissons non marqués entre leur entrée dans l'océan et le mois de septembre. Les relevés menés sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) en été, en automne et en hiver indiquent que même s'il est possible que de très petits nombres de saumons quinnats de type océan sortent directement du détroit de Georgie pendant l'été et l'automne, ils ne sont pas plus nombreux au large de la COIV avant les mois d'hiver (Trudel *et al.* 2009; Tucker *et al.* 2011, 2012). Les facteurs régissant cette mortalité précoce en mer n'ont pas été définis, mais les résultats indiquent que la force de l'année d'éclosion de nombreuses populations de saumon quinnat qui entrent dans le milieu marin dans le détroit de Georgie pourrait en grande partie y être déterminée.

3.6.2.2 Côte ouest de l'île de Vancouver

Les taux de mortalité n'ont pas été quantifiés pour la résidence précoce en mer du quinnat de la côte ouest de l'île de Vancouver issu d'un frai naturel, mais la survie globale en mer de celui du ruisseau Robertson semble liée à la disponibilité de proies énergétiques comme les copépodes nordiques (Trudel *et al.* 2012b). L'hiver, les taux de mortalité du saumon quinnat de la rivière Marble varient de 60 à 90 % selon l'année (Trudel *et al.* 2012b). Les facteurs contribuant à cette mortalité sont pour l'heure inconnus, mais ils ne semblent pas liés à la taille, à la croissance ou à l'accumulation d'énergie (Middleton 2011; Trudel *et al.* 2012b).

3.6.3 Survie en mer

Il n'existe pas, actuellement, d'estimations directes des taux de survie en mer pour les populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique issues d'un frai naturel. Cependant, on a estimé une moyenne de 1-2 % de survie pour ces populations à partir des données sur la fécondité et la survie en eau douce (Bradford 1995).

En ce qui concerne le saumon quinnat d'écloserie, les estimations directes de la survie annuelle en mer sont tirées des MMC (Figure 6). Davantage de précisions sur le programme d'échantillonnage des micromarques magnétisées codées figurent dans le second volume du présent rapport. Il convient de noter que l'on ne connaît pas avec certitude l'applicabilité de ces estimations aux taux de survie en mer du quinnat sauvage.

Des recherches ont récemment porté sur les facteurs susceptibles d'influer sur les taux de survie en mer des juvéniles propres à la population ou à l'UC (Tucker *et al.* 2012; Vélez-Espino *et al.* 2012), mais ils restent mal compris à ce niveau de résolution. De même, on reconnaît les effets de l'évolution des conditions environnementales sur la survie, mais on ne les comprend pas bien (Quinn 2005). Selon des résultats récents, les habitudes migratoires précoces en mer pourraient être propres à la population (qui correspond ou non aux UC) et insensibles aux modifications des conditions océaniques (Tucker *et al.* 2012). Le taux de survie devrait par conséquent dépendre des conditions océaniques que rencontre chaque population pendant sa migration en mer. On a notamment montré que la température de la surface de la mer a un effet inverse sur les taux de survie du saumon quinnat, c.-à-d. qu'une augmentation de la température de la surface de la mer est associée à une réduction de la survie en mer (Sharma *et al.* 2013).

3.6.4 Taux de recrutement

On estime les taux de recrutement des juvéniles jusqu'à un âge où ils peuvent être interceptés dans les pêches à partir des MMC récupérées dans les pêches à l'échelle de la côte. Le Comité technique sur le saumon quinnat de la Commission du saumon du Pacifique les présente annuellement pour les populations agrégées du sud de la Colombie-Britannique plutôt que par UC (CTC 2012). Le recrutement dans la biomasse exploitable intervient à l'âge 2 pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Des résumés détaillés des taux de recrutement sont donnés dans la seconde partie de cette série de rapports.

3.7 AIRE DE RÉPARTITION DANS L'OCÉAN

3.7.1 Saumon quinnat juvénile

De nombreuses études sur l'aire de répartition, le régime alimentaire et la croissance des saumons quinnats juvéniles du sud de la Colombie-Britannique pendant leur première année dans l'océan ont été réalisées depuis quarante ans, surtout dans les régions littorales et estuariennes de la côte sud de la province, à l'aide de sennes de plage, de bateaux senneurs et de chaluts à corde (Beamish *et al.* 1976, 2000, 2003; Healey *et al.* 1977; Healey 1978, 1980a, 1980b, 1983, 1991; Levy et Northcote 1981, 1982; Levy *et al.* 1979). Ces dernières années, les récupérations de micromarques magnétisées codées et les analyses d'ADN ont permis d'effectuer des analyses plus détaillées des informations sur l'aire de répartition en mer propres à un stock au-delà des premières semaines et des premiers mois dans l'océan (Trudel *et al.* 2009; Beamish *et al.* 2011a, 2011b; Tucker *et al.* 2011, 2012; Weitkamp 2010; CTC 2013).

3.7.1.1 Détroit de Georgie

Comme il a déjà été indiqué, les juvéniles du fleuve Fraser, du sud de la Colombie-Britannique continentale et de la côte est de l'île de Vancouver commencent tous leur résidence en mer en tant que saumoneaux dans le détroit de Georgie, une zone qui a été déterminée comme un habitat de croissance important pour les juvéniles de toutes les espèces de saumon du Pacifique (Healey 1978, 1980a, 1980b, 1991; Argue *et al.* 1986; Beamish *et al.* 2000, 2008, 2010; Chittenden *et al.* 2009; Beamish 2012). En général, les saumoneaux quinnats de type océan sont les premiers à migrer vers l'aval pendant l'année (mars à mai) et ce sont ceux qui

demeurent le plus longtemps dans les régions côtières et estuariennes du détroit (Levy *et al.* 1979; Healey 1980a, 1991; Levy et Northcote 1981, 1982). On sait qu'il existe des exceptions à cette règle générale (des quinnats de type océan ont été observés dans le lac Shuswap en juillet) (Brown et Winchell 2004). On les appelle les quinnats de type océan d'entrée tardive et ils viennent généralement de la rivière Thompson. Habituellement, les saumoneaux de type océan quittent les zones côtières et migrent vers des eaux marines plus ouvertes du détroit en mai ou en juin, ou en tant que migrants tardifs dans l'océan en juillet ou en août (Barraclough et Phillips 1978; Healey 1980a, 1991; Healey et Groot 1987; Beamish *et al.* 2003). À l'inverse, les saumoneaux de type cours d'eau entrent normalement plus tard dans les eaux marines (en avril ou en mai), sont plus gros à leur arrivée dans l'océan et ne restent pas dans les régions côtières, passant immédiatement dans les secteurs plus profonds du détroit (Healey 1980a, 1991). Il y a des indications que plus la résidence dans l'océan est longue, plus les déplacements en eaux plus profondes de poissons plus gros ou qui grandissent plus vite (des deux types d'élevage de juvéniles) sont importants.

Selon des recherches récentes, certains stocks de quinnat du détroit de Georgie pourraient avoir des aires de répartition précises pendant leur période précoce en mer. Par exemple, les saumons quinnats de la rivière Cowichan grossissent surtout dans la région des îles Gulf du détroit de Georgie (Beamish *et al.* 2011a, 2011b). Les prises de ce stock demeurent élevées dans cette région de mai à septembre. En outre, on capture rarement ce stock dans d'autres parties du détroit de Georgie (d'après les analyses d'ADN).

Avant l'utilisation des techniques d'identification génétique des stocks (IGS), on pensait que les juvéniles de type cours d'eau demeuraient dans le détroit de Georgie jusqu'en juillet environ (Healey 1980a), puis migraient en septembre et octobre par le détroit Juan de Fuca (Barraclough et Phillips 1978). On pensait aussi généralement que le saumon quinnat de type océan demeurait et grossissait dans le détroit de Georgie jusqu'en novembre (Healey 1980a; Healey et Groot 1987). La récente IGS de juvéniles a montré que leur répartition est plus complexe que l'on croyait auparavant et qu'elle est non seulement liée à leur cycle biologique, mais aussi au moment de l'entrée en mer et au stock d'origine (Beamish *et al.* 2011a). Les quinnats juvéniles sont présents dans le détroit de Georgie de la surface à une profondeur de 60 m de juin à novembre. Beamish *et al.* (2011a) ont conclu qu'en gros, les deux types, océan et cours d'eau, pourraient passer de trois à cinq mois dans le détroit de Georgie. Cependant, on a capturé de petits nombres de juvéniles du fleuve Fraser de type cours d'eau sur la côte ouest de l'île de Vancouver et plus au nord l'été et l'automne de leur première année, ce qui montre que quelques poissons quittent rapidement le détroit (Tucker *et al.* 2011, 2012). En juin et juillet, les deux types sont présents dans le détroit de Georgie. L'abondance des différents stocks identifiés pendant les relevés du début de l'été diminue considérablement en septembre, même si des groupes du même stock restent, en moins grand nombre, dans la zone pendant tout l'automne. L'abondance totale des juvéniles peut être semblable ou supérieure en septembre par rapport à juillet. Cependant, les juvéniles capturés dans le détroit de Georgie en septembre sont surtout des quinnats entrés tardivement dans l'océan et venant de la rivière Thompson. Ce stock n'entre pas dans les eaux de mer ouverte du détroit de Georgie avant la fin du mois de juillet ou le début du mois d'août et demeure le groupe dominant jusqu'en novembre, moment où les effectifs de tous les saumons quinnats diminuent (Beamish *et al.* 2010, 2011a).

Les quinnats de type océan qui entrent tardivement dans l'océan et proviennent de la région de la Thompson sud, apparaissent dans les relevés au chalut menés l'automne sur la côte ouest de l'île de Vancouver et restent dans la région tout l'hiver (Tucker *et al.* 2011). Ils se dispersent ensuite plus au nord lorsqu'ils sont plus âgés (Tucker *et al.* 2011; CTC 2012). En revanche, les quinnats de type océan du bas-Fraser semblent migrer au large de la côte ouest de l'île de

Vancouver plus tard que ceux de la Thompson sud et sont rarement observés au nord de l'île de Vancouver (Tucker *et al.* 2011; CTC 2012).

3.7.1.2 Côte Ouest de l'île de Vancouver

Sur la côte ouest de l'île de Vancouver, les saumoneaux (surtout du type océan) migrent en mer en mai ou en juin (Healey 1991) et restent sur la côte ouest de l'île de Vancouver presque un an avant de migrer vers le nord le long du plateau continental (Trudel *et al.* 2009; Tucker *et al.* 2011, 2012). Pendant l'automne et l'hiver de leur première année en mer, la plupart des stocks sont répartis le long de la côte, entre leur point d'entrée dans l'océan et la baie Quatsino. Par exemple, les quinnats du ruisseau Robertson sont présents de la baie Barkley à la baie Quatsino, tandis que ceux de la rivière Marble se trouvent exclusivement dans la baie Quatsino pendant leur première année en mer (Trudel *et al.* 2012a). Les juvéniles sont essentiellement répartis sur le plateau et dans les bras de mer de la COIV, dans les limites de la courbe bathymétrique des 200 m. La répartition en mer des juvéniles de la COIV est semblable pour les poissons sauvages et d'écloserie (Tucker *et al.* 2011) et est demeurée stable au cours de la dernière décennie malgré les fluctuations considérables des conditions océaniques pendant la même période, avec de forts événements El Niño et La Niña (Tucker *et al.* 2012).

3.7.2 Saumon quinnat adulte immature

On peut tirer les aires de répartition du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique des analyses d'ADN et des MMC récupérées par les pêches en mer. Le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique affiche l'un des trois profils généraux de répartition en mer : répartition locale, migration au loin au nord et hauturière. Le Tableau 11 résume les profils de répartition en mer pour les 11 stocks indicateurs par MMC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Les migrants locaux n'entreprennent pas de migrations lointaines en mer et sont généralement pêchés dans les eaux côtières au large de l'État de Washington et de la Colombie-Britannique. Les migrants au loin vers le nord sont habituellement capturés dans les pêches du nord de la Colombie-Britannique et de l'Alaska. Les migrants en zone hauturière ne passent pas de temps dans les eaux côtières et sont par conséquent presque entièrement pêchés dans les emplacements littoraux ou estuariens de la Colombie-Britannique lorsqu'ils reviennent frayer.

Les adultes et les sous-adultes sont capturés au nord jusque dans le Cook Inlet, en Alaska, la majorité des récupérations se produisant dans le sud-est de l'Alaska et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Weitkamp 2010, CTC 2012).

3.8 MISE EN VALEUR DES STOCKS

Il y a plus de 30 ans que le saumon quinnat fait l'objet d'une mise en valeur dirigée en Colombie-Britannique. Bien que le rôle que joueront les stocks mis en valeur dans les futures évaluations de la Politique concernant le saumon sauvage ne soit toujours pas clair, il faut inclure les niveaux de mise en valeur dans les facteurs qui ont une incidence sur la structure de la population de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

Dans cette province (comme ailleurs), des programmes de mise en valeur ont été mis en place afin de soutenir les stocks de saumon quinnat. Au MPO, le Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) est responsable de la production piscicole, de la restauration de l'habitat et des activités d'intendance communautaire destinées à soutenir les stocks de saumon quinnat dans le sud de la Colombie-Britannique. Le programme a débuté en 1977 et met en valeur le saumon quinnat à 14 installations exploitées par le MPO dans le sud de la Colombie-Britannique, 11 écloseries du Programme de développement économique des communautés (PDEC) et 25 projets de participation publique soutenus par des volontaires (Tableau 10). La

majorité de ces sites se trouvent dans les UC de l'île de Vancouver et du sud de la partie continentale, les autres dans les UC du Fraser (Figure 4).

3.8.1 Production piscicole

La production de quinnat dans les installations du PMVS appuie directement la réalisation de plusieurs priorités du Ministère, par exemple :

- Récolte – mise en valeur pour les pêches dont le maintien dépend de l'augmentation de la production, et qui risqueraient de disparaître ou d'être considérablement limitées sans une mise en valeur des stocks. Il s'agit notamment de procurer des occasions de récolte pour les pêches autochtones, récréatives et commerciales. Lorsque le but est de procurer des occasions de pêche d'espèces ciblées, des objectifs de production peuvent être fixés afin de prendre en considération le frai naturel et les exigences en matière de récolte.
- Évaluation – production piscicole aux fins de marquage dans les cas où les données de l'évaluation des stocks contribuent à la mise en œuvre des priorités de la région du Pacifique en matière d'évaluation, comme celles liées au Traité sur le saumon du Pacifique. Ces données peuvent également contribuer à l'évaluation selon la définition du cadre d'évaluation des stocks de la région, aux priorités en matière d'évaluation des stocks de la zone et aux priorités régionales du PMVS en matière d'évaluation (c.-à-d. que les poissons sont produits aux fins de mesure du rendement du Programme). Généralement, la production piscicole pour les besoins des évaluations vise également d'autres objectifs, mais, dans quelques rares cas, les poissons sont produits uniquement aux fins de marquage et d'évaluation.
- Conservation – mise en valeur d'un stock faisant face à un risque élevé de disparition du pays ou d'extinction, ou d'un stock vulnérable considéré comme une priorité régionale (p. ex., sous-populations pour lesquelles une stratégie de conservation/un programme de rétablissement a été approuvé). Il s'agit notamment de rétablir des sous-populations disparues localement conformément aux directives sur la transplantation (Fedorenko et Shepard 1986) et de rétablir des sous-populations faisant face à un risque élevé de disparition du pays.
- Rétablissement – mise en valeur d'un stock qui n'atteint pas sa capacité de charge visible. Il s'agit notamment de procéder au rétablissement de sous-populations épuisées et d'atténuer la perte de l'habitat.
- Intendance et éducation – production de petites quantités de poissons afin de permettre la mise en place d'activités d'intendance et d'éducation. La production à ces fins est évaluée en fonction de sa contribution aux objectifs en matière d'intendance et d'éducation, et non en fonction des niveaux de production ou de sa contribution à la récolte ou aux échappées.

La planification de la production est une activité annuelle qui s'inscrit dans le cadre du processus de planification de la gestion intégrée des pêches. Les priorités internes de tous les secteurs du MPO, notamment Gestion des pêches, Évaluation scientifique des stocks et PMVS, sont présentées et intégrées aux priorités des partenaires et des intervenants dans un plan de production détaillé. Le plan de production annuelle du PMVS définit des cibles de production par espèce, stock, site de remise à l'eau et stratégie de lâcher afin d'atteindre des objectifs de production précis. Les cibles de production sont calculées à l'aide des taux de survie bio-normalisés actuels par espèce et stade de remise à l'eau, et sont fixées à un niveau devant produire un nombre de saumons adultes en montaison qui appuiera des objectifs de récolte, de conservation ou d'évaluation.

En 2012, la cible de production totale du plan de production du PMVS pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique était de près de 40 millions de juvéniles. La production totale de quinnat en 2011 (l'année la plus récente pour laquelle on dispose de données complètes sur la production) avoisinait les 34 millions de juvéniles.

Depuis 1995, la mise en valeur des stocks est active dans 23 des 35 UC du sud de la Colombie-Britannique. Il n'existe pas de mise en valeur dirigée dans les 12 autres. Pendant cette période, la production annuelle moyenne était de 49,3 millions de juvéniles, mais elle a diminué à 39,7 millions par an durant la génération la plus récente (2007-2011). Il n'est pas possible de calculer des estimations directes de la production mise en valeur en pourcentage de la production totale des UC car on ne connaît pas la composante sauvage; l'échelle relative de la mise en valeur des stocks par UC sur les trois dernières générations est cependant résumée dans le Tableau 13.

3.8.2 Stratégies de lâcher

Le PMVS a élaboré plusieurs options pour relâcher les saumons quinnats des écloséries dans le milieu naturel. Chaque stratégie présente des avantages et des inconvénients et est choisie pour atteindre au mieux l'objectif de mise en valeur conformément au cadre de planification de la production. Les stratégies de lâcher sont indiquées dans le Tableau 14, du stade biologique le plus précoce au plus âgé. L'information indiquée dans ce tableau a été adaptée du Hatchery Scientific Review Group (HSRG 2004), du California Hatchery Scientific Review Group (California HSRG 2012) et de Morley *et al.* (1996).

3.8.3 Évaluation et surveillance

Dans le cadre de l'élaboration et de la surveillance permanentes du programme, le PMVS utilise de nombreux outils, au niveau du programme et du projet, pour orienter les activités et la planification. Au niveau du programme, plusieurs outils de planification intégrée guident la gestion et la prise de décisions, comme *A Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region* (MPO 2013a) et *SEP Production Planning: A Framework* (MPO 2012). Ils seront intégrés dans un processus de planification à long terme qui portera sur la gestion stratégique au niveau du programme, l'orientation du programme annuel et la planification des projets. Les objectifs de production améliorée de saumon du Ministère et des intervenants seront ainsi atteints.

Au niveau opérationnel, des plans de gestion de la santé des poissons (PGSP) ont été mis en œuvre dans toutes les écloséries exploitées par le MPO. Ils ont été résumés dans un rapport technique commandé par la Commission d'enquête Cohen sur le déclin du saumon rouge du fleuve Fraser (Stephen *et al.* 2011). Outre les PGSP, le PMVS applique des directives opérationnelles, conformément au document *Operational Guidelines for Salmon Enhancement Hatcheries*¹, qui donne des indications au niveau opérationnel en vue de réduire au minimum les risques génétiques, écologiques et de maladies liés à la mise en valeur des stocks et de les gérer correctement. Les opérations des écloséries sont évaluées dans le cadre des processus d'examen périodiques, comme le *2004/5 SEP Facility Operations Review (FORT)*².

¹ DFO. 2005. Operational Guidelines for Pacific Salmon Hatcheries. (*Draft*). Pêches et Océans Canada, Programme de mise en valeur des salmonidés. Région du Pacifique, Vancouver, Colombie-Britannique

² DFO. 2005. Evaluation of Hatchery Practices in the Salmonid Enhancement Program (SEP) based on System-Wide Recommendations from the Hatchery Reform Project for Puget Sound and Coastal

4 BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT

La productivité du saumon du Pacifique est étroitement liée à la disponibilité d'habitats propices en eau douce, en estuaire et en mer. Cette exigence est compliquée par les nombreuses stratégies différentes de cycle biologique et de croissance du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Par exemple, des habitats dulcicoles de grande qualité sont nécessaires dans les bassins hydrographiques du Fraser pour le frai, l'incubation et la croissance, toute l'année, en raison de la co-occurrence de quinnats du type océan, du type cours d'eau et migrants immédiats dans différentes parties du réseau. Les environnements estuariens, littoraux et de haute mer sont également vitaux pour la croissance des juvéniles et les adultes, et les taux de survie dans ces habitats peuvent être déterminants pour les effectifs de la montaison des adultes. Higgs et ses collègues (1995), en particulier, donnent un résumé concis du cycle biologique du saumon quinnat et des régimes alimentaires naturels pour chaque stade biologique et habitat.

4.1 HABITAT EN EAU DOUCE

En général, le frai a lieu entre des emplacements proches de l'influence des marées jusqu'à 3 000 km en amont. Les quinnats de type océan reviennent frayer en été et en automne après avoir passé entre deux et cinq ans dans l'océan, et ils choisissent en général des sites de frai dans les tronçons inférieurs ou médians des rivières. Avec des migrations plus courtes en amont des rivières, les quinnats de type océan côtier peuvent retarder leur retour dans la rivière jusqu'après les débits de pointe pour profiter d'une période plus longue d'alimentation dans l'océan. Les quinnats de type cours d'eau reviennent habituellement dans l'eau douce au printemps et en été après avoir passé entre un et quatre ans dans l'océan. Comme ils entreprennent généralement des migrations de montaison plus longues afin de frayer dans les affluents en amont, leur arrivée précoce en eau douce leur permet de profiter des débits élevés du printemps et de l'été pour atteindre ces régions plus éloignées.

En général, la plupart des sous-populations reproductrices sont relativement petites (en Colombie-Britannique, on compte en moyenne moins de mille reproducteurs dans 80 % des cours d'eau où l'on effectue des relevés). Les quinnats originaires de latitudes nordiques et d'altitudes plus élevées (normalement du type cours d'eau) ont tendance à frayer plus tôt, les pics de frai se situant entre juillet et septembre. Par comparaison, les quinnats des latitudes méridionales et d'altitudes plus basses (généralement du type océan) peuvent frayer aussi tard qu'en janvier. Dans un réseau hydrographique donné, des populations aux cycles biologiques différents peuvent co-exister, chaque frai intervenant à une période différente et dans des tronçons précis de la rivière (Parker *et al.* 2008).

Les saumons quinnats ont besoin de frayères dans leur cours d'eau ou rivière où la vitesse du courant, la profondeur de l'eau et la taille du gravier sont optimales pour l'incubation des œufs en cours de développement, mais on a observé des écarts considérables dans les caractéristiques des nids choisis par l'espèce (Healey 1991). Les exigences généralisées pour le saumon quinnat sont un lit de gravier de 16 m² (type cours d'eau) à 24 m² (type océan) par paire de reproducteurs (Burner 1951), partant du fait qu'une paire de reproducteurs utilise et défend une superficie égale à environ quatre fois celle de la frayère. Cependant, les exigences en gravier par paire de reproducteurs peuvent être beaucoup plus importantes que celles indiquées par Burner (jusqu'à 40 m², Chapman *et al.* 1986). Pour des exemples précis de

Washington (*Draft*). Pêches et Océans Canada, Direction des océans, de l'habitat et de la mise en valeur, Région du Pacifique, Vancouver, Colombie-Britannique

populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, la taille moyenne d'une frayère pour le type cours d'eau était de 9,1-10 m² dans la rivière Nechako (Nielson et Banford 1983) et de 8,7 m² dans la rivière Nicola (n=124, CV=24 %; Chuck Parken, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, données inédites).

Après le frai et dans des conditions idéales, les œufs incubent de un à quatre mois en gros (Weatherley et Gill 1995). La durée finalement nécessaire pour l'incubation dépend fortement de la température de l'eau. L'incubation nécessite aussi des débits stables et adéquats pour apporter les niveaux requis d'oxygène, mais pas assez forts pour déplacer le gravier ou affouiller le lit du cours d'eau, ce qui risquerait d'exposer les œufs aux prédateurs ou de les déloger de la frayère. Le substrat doit être assez petit pour que les poissons puissent le déplacer et suffisamment gros pour que les œufs en cours d'incubation et les alevins vésiculés en cours de développement bénéficient d'un bon débit d'eau dans le gravier. Les œufs de quinnat étant les plus gros de toutes les espèces de saumon du Pacifique et ayant par conséquent un petit rapport surface:volume, un bon débit sous le gravier est vital pour la survie des œufs (Raleigh *et al.* 1986). Dans un cas signalé, 87 % des alevins de quinnat ont émergé dans du gros gravier et avec des débits adéquats sous le gravier (taux de percolation supérieur à 0,03 cm/s) (Shelton 1955).

À l'éclosion, les juvéniles (appelés alevins vésiculés) restent sous le gravier, se déplaçant dans les espaces entre les particules de gravier. Des particules plus grosses leur permettent d'aller plus loin. Les alevins vésiculés nouvellement éclos ont une vésicule vitelline qui leur fournit la nutrition dont ils ont besoin pendant cette période. Au printemps, vers la fin de l'incubation, les alevins vésiculés remontent dans le gravier pour émerger en tant qu'alevins. Ce processus a généralement lieu la nuit, ce qui permet de réduire au minimum la prédation et coïncide normalement avec l'absorption complète de la vésicule vitelline.

En général, les migrations sont influencées par le débit d'eau, mais le déplacement des alevins dans les rivières et les cours d'eau est un comportement actif. Pour les quinnats qui frayent dans les zones d'amont, cette migration sert de mécanisme de dispersion qui répartit les alevins dans les habitats de croissance convenables. Les alevins se trouvent le plus souvent aux endroits où les gravillons sont petits, la vitesse du courant relativement basse et le cours d'eau peu profond. Ils semblent préférer les chenaux principaux des rivières et sont rarement dans des habitats hors chenaux. Brown (2002) fournit un examen approfondi de l'habitat de croissance en eau douce nécessaire au saumon quinnat, dans les bassins hydrographiques côtiers et de l'intérieur de la Colombie-Britannique.

Le saumon quinnat de type océan de la rivière Thompson sud affiche de grands écarts dans la durée de sa résidence en eau douce, allant de ceux qui migrent dans l'environnement estuarien immédiatement après l'émergence à ceux qui restent en eau douce beaucoup plus de 100 jours. Le moment de l'émergence et la durée de la résidence en eau douce par la suite déterminent le moment de l'entrée dans le milieu marin. Par exemple, le saumon quinnat de type océan de la rivière Thompson sud émerge à peu près au moment de la crue printanière et les alevins nouvellement émergés vont passer un certain temps le long des rivages qui viennent d'être inondés et dans d'autres habitats éphémères, loin du débit principal. À mesure qu'ils s'alimentent et grossissent, ils reviennent dans le chenal et se répartissent vers l'aval, parvenant dans l'estuaire du Fraser à la fin du mois de juillet ou en août.

Pour le saumon quinnat de type cours d'eau, la croissance en eau douce peut intervenir dans tout le réseau hydrographique, des affluents en amont jusqu'en aval des grands réseaux hydrographiques, et différentes stratégies peuvent influencer la répartition des alevins et des parrs chaque année (Richard Bailey, DFMPO, Kamloops, Colombie-Britannique, données

inédites; Bradford et Taylor 1997). Par exemple, dans le Fraser intérieur et la rivière Thompson, il existe trois stratégies de répartition des juvéniles :

1. rester dans le cours d'eau natal de l'émergence à la smoltification;
2. rester dans le cours d'eau natal pendant le premier été après l'émergence, puis migrer dans une rivière principale plus grande comme la Thompson ou le Fraser pour y passer l'hiver et smoltifier;
3. quitter le cours d'eau natal peu après l'émergence et passer (activement et passivement) en aval vers des rivières plus grandes afin de passer l'hiver dans le bas-Fraser.

Pendant qu'ils sont en eau douce, les juvéniles se nourrissent principalement d'insectes adultes et larvaires, en particulier ceux qui flottent à la surface de l'eau (Raleigh *et al.* 1986). Pendant leur période de croissance en eau douce, les juvéniles de type océan ont besoin d'habitats fluviaux à la température et au débit modérés et qui soutiennent des communautés d'insectes saines et productives. Les juvéniles de type cours d'eau ont également des exigences semblables en matière d'habitat, et ont en plus besoin d'eau en quantité et qualité suffisantes pour pouvoir y passer l'hiver. Ces critères sont satisfaits dans les réseaux naturels présentant une végétation saine sur les berges, de faibles charges en sédiments, des niveaux élevés d'oxygène dissous et des substrats variables.

Le plus souvent, la smoltification intervient la première année de la croissance en eau douce. Cependant, dans les environnements moins productifs, les juvéniles peuvent rester résidents deux, voire trois ans avant la migration en mer.

4.2 HABITAT ESTUARIEN

Les estuaires côtiers sont importants car ils offrent une zone de transition environnementale, de nombreuses possibilités d'alimentation et de croissance, ainsi que des refuges contre les prédateurs. En tant que zones de transition environnementale, les estuaires saumâtres permettent aux juvéniles de s'acclimater de l'eau douce à l'eau de mer (smoltification) et entre des eaux à des températures différentes. Ils fournissent d'importantes possibilités d'alimentation et leur productivité alimentaire est habituellement supérieure à celle des zones océaniques ou dulcicoles adjacentes. Les estuaires permettent ainsi de poursuivre la croissance et, par conséquent, d'atteindre une taille plus grosse au moment de l'entrée en mer; on le sait, une taille plus grosse est corrélée à un meilleur taux de survie dans l'océan. Un dernier rôle des estuaires est d'offrir des refuges contre les prédateurs (Healey 1991; Allen et Hassler 1986). La turbidité plus importante souvent associée aux zones estuariennes limite la capacité des prédateurs visuels de repérer les juvéniles. De plus, la végétation aquatique intense présente dans les estuaires constitue un couvert structurel important.

En général, lorsqu'ils parviennent dans l'estuaire, les saumoneaux de type océan y restent pendant des périodes variables allant de quelques semaines à plusieurs mois. Pendant leur période de résidence plus prolongée en estuaire, l'habitat estuarien est particulièrement important pour eux (Quinn 2005). De nombreuses études ont décrit l'utilisation des estuaires et le comportement des saumons quinnats de type océan dans ces zones (par exemple, Healey 1980b; Sibert et Kask 1978). Tout en continuant de grossir, les saumoneaux de type océan commencent à se disperser dans toutes les zones côtières voisines, préférant des eaux superficielles abritées au début de leur résidence en mer.

À l'inverse, les saumoneaux de type cours d'eau passent généralement moins de temps dans l'estuaire de leur rivière natale, ce qui réduit l'impact de l'habitat estuarien sur leur survie globale. Il n'y a pas de raison évidente à cela, mais on pense que ce comportement s'explique par des préférences alimentaires et le comportement migratoire (Healey 1991). Dans la plupart

des cas, ils se concentrent dans les zones externes des deltas et tendent à rester relativement peu de temps dans les estuaires. Les saumoneaux de type cours d'eau sont les premiers à quitter leur estuaire natal pour se disperser vers le large.

Pour obtenir de plus amples renseignements, consulter l'aperçu détaillé de l'utilisation de l'habitat estuarien par le saumon quinnat dans Healey (1991). Rempel et ses collègues (2012) donnent un résumé actualisé et détaillé de l'habitat convenable pour les juvéniles propre au bas-Fraser. Il existe aussi d'autres rapports sur des estuaires en particulier pour différentes années (par exemple, voir Healey *et al.* 1980b, Korman *et al.* 1997 ou Sibert 1975).

4.3 HABITAT MARIN

Le saumon quinnat a besoin d'habitats marins côtiers productifs et sa survie pendant le début de la résidence en mer peut grandement influencer sur la production totale. En général, il reste dans des environnements littoraux abrités pendant des périodes variables, en fonction de facteurs tels que la disponibilité de nourriture, la compétition, la prédation et les conditions environnementales. Les zones côtières offrent un habitat riche et des possibilités d'alimentation et de croissance qui sont importantes puisque la survie en mer dépend de la taille, les taux de survie des poissons plus gros étant beaucoup plus élevés (Quinn 2005). Durant cette période, le varech et les autres plantes aquatiques du rivage constituent un refuge important contre les prédateurs et un environnement productif en insectes et plancton, deux composantes majeures du régime alimentaire des juvéniles (Healey 1991; Williams 1989). La santé des écosystèmes océaniques côtiers joue donc un rôle clé dans la production des stocks de saumon quinnat.

Le saumon quinnat de type océan domine dans les eaux côtières où il reste pendant la plupart de sa vie en mer. Des données indiquent qu'en général, il ne s'éloigne pas à plus de 1 000 km de sa rivière natale (Healey 1991). De ce fait, les facteurs qui influent sur la productivité des régions côtières ont également une incidence sur le quinnat de type océan. Les principales proies consommées au début de la phase marine sont diverses espèces de zooplancton et des insectes adultes et larvaires. La variété de la nourriture consommée change dans le temps et en fonction de l'emplacement, mais les poissons (surtout du hareng et du lançon) dominent le régime alimentaire, suivis des larves de crabe, des calmars et de gros zooplancton.

Les saumons quinnats interceptés en haute mer, quelle que soit la latitude, sont en majorité de type cours d'eau. En général, le saumon quinnat de type cours d'eau se disperse dans tout le Pacifique Nord, où il se nourrit essentiellement de petits poissons (surtout du hareng et du lançon), ainsi que de larves de crabe, de calmars et de gros zooplancton (Healey 1991).

5 MENACES DANS L'HABITAT

La productivité du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique est soumise à des menaces et des facteurs limitatifs à chaque stade de son cycle biologique. Les facteurs limitatifs sont des occurrences naturelles comme la prédation ou les restrictions de nourriture, tandis que les menaces sont les impacts anthropiques directs ou les pressions sur l'habitat exacerbées par des activités humaines comme la pollution environnementale, les pratiques forestières ou l'urbanisation.

5.1 MENACES DANS L'HABITAT EN EAU DOUCE

La stratégie 2 de la PSS (MPO 2005) requiert une approche objective pour évaluer et surveiller l'état des habitats dont a besoin le saumon du Pacifique. En réponse à cette stratégie, Stalberg et ses collègues (2009) ont examiné les exigences physiques pour toutes les espèces de saumon et mis au point des indicateurs afin d'évaluer les indicateurs de pression et d'état; ils

ont également proposé un ensemble de paramètres et de points de référence pour surveiller ces indicateurs.

5.1.1 Définir les menaces générales dans les habitats d'eau douce

Pour préparer l'élaboration des paramètres d'évaluation, une liste de pressions ou menaces qui s'exercent sur les habitats a été dressée pour les stades dulcicoles du cycle biologique du saumon du Pacifique. Chaque pression sur l'habitat a ensuite été associée à un indicateur de pression ou d'état qui permet de mesurer et de surveiller l'impact de chacune de ces pressions. Les indicateurs de pression sont des processus naturels ou des activités humaines susceptibles d'induire, directement ou non, des changements qualitatifs ou quantitatifs dans les conditions environnementales (Stalberg *et al.* 2009). Aux fins de la stratégie 2 de la PSS, les indicateurs de pression définis sont limités précisément aux changements de l'habitat du poisson induits par les humains. Les indicateurs d'état sont des paramètres physiques, chimiques ou biologiques mesurés pour caractériser une condition environnementale (Stalberg *et al.* 2009). Aux fins de la stratégie 2 de la PSS, les indicateurs d'état définis sont limités à des paramètres physiques ou chimiques qui caractérisent l'habitat du poisson. Les indicateurs de pression et d'état ont été classés en trois grandes catégories d'habitats en eau douce importants pour le saumon : les cours d'eau, les lacs et les estuaires. Voir la liste des menaces pesant sur les habitats en eau douce dans le Tableau 15 (Stalberg *et al.* 2009). Dans cette liste, on a choisi 25 indicateurs et déterminé des paramètres et points de référence pour chacun (Stalberg *et al.* 2009). Par la suite, Porter et ses collègues³ ont utilisé un sous-ensemble de 19 indicateurs appropriés pour les unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique et rempli les paramètres et points de référence pour chaque UC. Les résultats de cette analyse seront indiqués dans les annexes à la deuxième partie de cette série de rapports.

5.1.2 Définir les menaces localisées dans les habitats d'eau douce

L'évaluation de l'habitat décrite ici est limitée à l'utilisation des indicateurs de pression qui conviennent pour une évaluation générale, de style synoptique, de l'habitat. L'évaluation globale de l'habitat fera également appel à des indicateurs d'état et de quantité à une échelle plus fine et des pressions localisées sur l'habitat qui sont fondés sur l'UC ou le cours d'eau. Par exemple, les caractéristiques temporaires comme les embâcles de débris ou les glissements de roches ou de boue qui bloquent la montaison peuvent limiter l'accès des adultes aux frayères et avoir ainsi des effets négatifs sur la production. De même, si des conditions défavorables comme une température élevée de l'eau ou des débits extrêmes (hauts ou bas) sont présentes lorsque les reproducteurs tentent de retourner dans leur rivière ou cours d'eau d'origine, les poissons vont souvent rester longtemps dans les parages de l'embouchure en attendant que les conditions deviennent meilleures. Ce retard de l'entrée dans la rivière peut avoir un effet préjudiciable sur la survie et la réussite du frai car les poissons sont exposés à une prédation supplémentaire; en outre, comme ils ont arrêté de s'alimenter en préparation du frai, ils risquent d'épuiser leurs réserves vitales d'énergie avant de pouvoir se reproduire (Bell 1973, 1986; McCullough 1999). Des pressions comme celles-ci nécessitent des connaissances locales, sont propres à chaque UC et devraient être surveillées en communiquant avec les Premières Nations locales, les organisations non gouvernementales, les municipalités et les districts régionaux. Un processus visant à recueillir ces données a été entamé en 2012 et les résultats seront conservés dans les profils des unités de conservation tenus par le MPO. Autant que

³ Porter, M., Casley, S., Pickard, D., Nelitz, M. et Ochoski, N. 2013. Southern Chinook Conservation Units: Habitat Indicators Report Cards. Rapport préparé par ESSA Technologies Ltd. pour Pêches et Océans Canada. Rapport non publié.

possible, l'information sur les menaces pesant sur l'habitat propres à chaque UC sera présentée dans le second volume de cette série de rapports.

La qualité de l'eau (débit approprié, température, charge en contaminants) dans le milieu d'eau douce est un aspect clé de la productivité pour tous les saumons du Pacifique. Des recherches ont montré que même si les œufs et les alevins vésiculés du saumon quinnat peuvent supporter de grandes fluctuations de la température, la survie est plus faible et le développement peut être entravé à des températures d'incubation hors de la plage des 5-15 °C (Bell 1986). Il a été prouvé que des températures d'incubation hors de la plage idéale entraînent des périodes d'éclosion et d'émergence qui réduisent la valeur adaptative et la survie globales. Outre des débits suffisants, une végétation riveraine saine aide à modérer les extrêmes de température et il est donc important qu'une zone tampon de végétation naturelle demeure intacte le long des berges des cours d'eau à saumon. De plus, la présence de toxines transmises dans l'eau, comme les eaux usées, les pesticides, les produits chimiques toxiques, les produits pétroliers et les composés organiques, a une incidence sur la viabilité des œufs de saumon quinnat pendant l'incubation.

Les changements climatiques devraient eux aussi influencer la disponibilité et la qualité des conditions de l'eau douce pour le saumon quinnat, sous l'effet des changements dans le manteau neigeux, la disponibilité des eaux souterraines et les régimes d'écoulement; tous ces facteurs peuvent se répercuter sur les températures dans les cours d'eau (Brown 2002). Il est largement admis que ces problèmes peuvent gravement toucher la quantité, la disponibilité et la qualité des habitats de croissance en eau douce, en particulier pour le quinnat de type cours d'eau pendant sa résidence plus longue en eau douce. Ces impacts nuisent également au saumon quinnat de type océan sur le plan de l'accès aux habitats dans les plaines d'inondation immédiatement après l'émergence (Brown 2002).

Le manque de frayères de qualité peut limiter la productivité du saumon quinnat car les reproducteurs plus tardifs peuvent avoir à reconstruire des frayères dans des zones moins appropriées ou par-dessus des nids déjà construits, ce qui se traduit par des taux de productivité réduits dans l'ensemble. Des rapports indiquent que lorsque les densités des reproducteurs sont élevées ou que le gravier convenable pour le frai est rare, le quinnat se reproduira dans des zones de sable ou de limon qui ne sont pas adaptées pour assurer la réussite de l'incubation (Lisle 1989; Kondolf 2000; Reiser et White 1988). L'envasement des frayères réduit considérablement la survie. Cette situation se rencontre dans les zones où les activités pratiquées sur les berges, comme la foresterie, la construction de routes ou les pratiques agricoles provoquent un écoulement important de sédiments dans la rivière ou lorsque des débits forts déplacent les sédiments des zones en amont dans les frayères.

5.1.3 Extraction de l'eau souterraine

L'extraction de l'eau souterraine est particulièrement préoccupante pour les saumons quinnats dans les cours d'eau aux hydrogrammes « dominés par la neige » car ces populations dépendent fortement de l'eau souterraine pour une grande partie de leur résidence en eau douce. La remontée d'eau souterraine protège les frayères contre la formation de glace de fond, maintient des températures convenables pour les habitats de croissance de la fin de l'été et modère les températures et les niveaux d'eau pour les adultes en montaison (Brown 2002). Dans certains bassins hydrographiques sensibles à la température, comme la rivière Nicola, l'eau souterraine est l'ingrédient clé du maintien de populations résidentes. Malgré la dépendance critique des salmonidés résidents dans le cours d'eau à l'égard de l'eau souterraine, l'allocation et le contrôle de la quantité d'eau souterraine sont encore gérés uniquement passivement (Douglas 2006). De plus, dans la région intérieure aride du sud de la Colombie-Britannique, les ressources en eau de surface sont pleinement utilisées dans

beaucoup de rivières, alors que les constructeurs continuent à promouvoir la croissance des populations locales. On continue à creuser de nouveaux puits pour accéder à l'eau, sans tenir compte de l'impact que ces activités finira par avoir sur l'apport d'eau souterraine dans les rivières proches.

5.2 MENACES DANS L'HABITAT ESTUARIEN

Les menaces présentes dans l'environnement estuarien comprennent les activités qui perturbent la connectivité entre l'eau douce et l'eau de mer (en particulier à marée basse), la modification ou l'élimination de composantes vitales de l'habitat (comme la zostère ou les lits de varech) qui offrent une protection contre les prédateurs, et la réduction globale de la qualité et de l'abondance de l'habitat estuarien. Les travaux de Stalberg et ses collègues (2009) portent sur plusieurs indicateurs et paramètres permettant d'évaluer les menaces qui pèsent sur le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique dans l'habitat estuarien (Tableau 15). Les résultats d'une évaluation par UC réalisée par Porter et ses collègues⁴ à partir de ces indicateurs seront présentés dans les annexes de la seconde partie de cette série de rapports.

5.3 MENACES DANS L'HABITAT MARIN

Même si l'on comprend encore mal, dans l'ensemble, les habitudes migratoires propres à un stock et d'autres aspects de l'écologie marine du saumon du Pacifique (Trudel et Hertz 2013), on admet que les conditions rencontrées pendant la résidence en mer sont un facteur limitatif important de la productivité globale de l'espèce. Selon des recherches récentes, les habitudes migratoires en mer semblent propres à la population et non liées aux conditions océaniques (Tucker *et al.* 2012), malgré les influences observées de certaines de ces conditions sur la survie des saumons (Vélez-Espino *et al.* 2012). La détermination des habitudes migratoires de chaque population et la surveillance des conditions océaniques pertinentes aux échelles spatiales appropriées pourraient ainsi contribuer à lever en partie l'incertitude qui entoure actuellement les taux de survie en mer des populations de saumon du Pacifique.

5.3.1 Changements climatiques et conditions océaniques

Dans le milieu marin, la hausse des températures de la surface de la mer sous l'effet des changements climatiques d'origine anthropique pose un certain nombre de problèmes à toutes les espèces de saumon du Pacifique, directement comme indirectement (Richter et Kolmes 2005). Le Secrétariat canadien de consultation scientifique produit une synthèse annuelle des conditions océaniques actuelles depuis 2006. Dans leur dernier rapport, Irvine et Crawford (2012) résument les observations récentes des conditions de l'océan Pacifique (oxygène, salinité, température) et leurs impacts possibles sur le phyto et le zooplancton et les populations d'invertébrés, de poissons et d'oiseaux. La surveillance permanente des conditions océaniques changeantes et de leurs conséquences sur la dynamique du réseau alimentaire et l'état du saumon du Pacifique sera essentielle pour évaluer les effets globaux des changements climatiques à l'avenir. Par exemple, un rafraîchissement de la température de l'eau favorise la croissance des espèces nordiques de copépodes, riches en lipides, qui constituent un élément important du régime alimentaire du saumon du Pacifique. Les températures de la surface de la mer devraient augmenter sous l'effet des changements climatiques, ce qui pourrait limiter l'abondance future de cette proie clé et sa répartition.

⁴ Porter, M., Casley, S., Pickard, D., Nelitz, M. et Ochoski, N. 2013. Southern Chinook Conservation Units: Habitat Indicators Report Cards. Rapport préparé par ESSA Technologies Ltd. pour Pêches et Océans Canada. Rapport non publié.

Les variations d'autres aspects des conditions océaniques (comme la salinité, l'acidité, le moment du début de la production primaire) peuvent également se répercuter sur la survie du saumon du Pacifique en mer. Ce sont des domaines sur lesquels la recherche se penche beaucoup en ce moment et on espère pouvoir ajouter des données et renseignements plus précis dans les futures mises à jour de ce rapport.

6 AUTRES MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Les directives du COSEPAC sur les menaces et les facteurs limitatifs exigent de justifier chaque menace définie, y compris l'imminence et les dommages potentiels à la population ou aux sous-populations présentes dans une UD. Il faut également décrire autant que possible l'incertitude entourant la menace. Il faut tenir compte uniquement des menaces de nature anthropique ou des processus naturels qui sont exacerbés par des activités humaines. Les menaces et facteurs limitatifs à ne pas inclure sont ceux qui sont liés à la mortalité naturelle ou les menaces hypothétiques (quel que soit leur degré de possibilité ou de plausibilité)

6.1 ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES

Les espèces aquatiques envahissantes ont le potentiel de modifier la biodiversité naturelle et de stresser ou d'éliminer des espèces indigènes, comme les salmonidés, par la prédation, la modification de la dynamique du réseau alimentaire ou la compétition pour les ressources alimentaires. Elles ont été décrites comme l'une des menaces les plus importantes pour les espèces de poissons d'eau douce en péril (Dextrase et Mandrak 2006). Tous les saumons quinnats grossissent en eau douce avant de dévaler vers l'océan. Les espèces envahissantes sont une menace pour ces salmonidés pendant leur croissance dans les eaux intérieures ou leur dévalaison.

Treize espèces de poissons d'eau douce exotiques ont établi des populations dans le bassin hydrographique du Fraser et on craint toujours qu'une nouvelle ne parvienne à s'établir et qu'elle ait des effets négatifs sur les salmonidés indigènes. La truite de mer (*Salmo trutta*), un prédateur des saumons juvéniles, a été introduite dans la rivière Cowichan il y a plus de 80 ans. La majorité des espèces qui occupent actuellement des habitats dans la partie continentale inférieure semblent poser peu ou pas de risque pour les salmonidés en migration. Cependant, trois poissons à rayons épineux : l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), l'achigan à petite bouche (*M. Dolomieu*) et la perchaude (*Perca flavescens*) sont considérés comme une menace pour le saumon quinnat du Fraser. Selon une évaluation des risques réalisée en 2009, ces poissons envahissants représentent un risque élevé pour les espèces indigènes (MPO 2010b). Runciman et Leaf (2009) ont décrit leur aire de répartition en Colombie-Britannique.

L'achigan à grande bouche est un piscivore vorace qui consommera les salmonidés juvéniles (Brown *et al.* 2009b). Il n'a pas encore réussi à l'établir dans le bassin du Fraser intérieur, mais il est aujourd'hui présent dans les confluents des affluents, les bras morts et les lacs de tout le bas-Fraser. Un tourniquet installé dans le cours principal du Fraser, au-dessus de Mission (Colombie-Britannique) en 2009-2010, a attrapé 32 achigans à grande bouche (G. Cronkite, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.); on sait par conséquent qu'ils utilisent le cours principal du fleuve. Bien que l'on ignore le nombre d'achigans présents dans le bas-Fraser, l'espèce est bien établie et semble prospérer. L'achigan à grande bouche est capable de consommer de grandes quantités de quinnats juvéniles pendant leur migration vers la mer, ce qui se répercute sur la productivité des UC du Fraser intérieur. Il a également été formellement identifié comme une menace pour les espèces de poissons indigènes (MPO 2011).

L'achigan à petite bouche réside dans la zone littorale des lacs et des rivières au courant plus lent (Brown *et al.* 2009c). Il est lui aussi piscivore et peut avoir un impact important sur les communautés indigènes par la prédation de petits poissons. Il est considéré comme une menace pour les espèces indigènes (Tovey *et al.* 2008; MPO 2010c). De très nombreux ouvrages démontrent que l'achigan à petite bouche se nourrit de saumons quinnats juvéniles, bien que son effet sur l'abondance des salmonidés soit variable (Brown *et al.* 2009c; Counihan *et al.* 2012). En 2006, des achigans à petite bouche ont été découverts dans le ruisseau Beaver, un affluent de la rivière Quesnel (L.-M. Herborg, province de la Colombie-Britannique, Victoria, Colombie-Britannique, comm. pers.). La province de la Colombie-Britannique a mis en place et poursuit un programme de lutte actif depuis 2007 (L.-M. Herborg, province de la Colombie-Britannique, Victoria, Colombie-Britannique, comm. pers.), mais il est probable que l'achigan à petite bouche parviendra éventuellement en aval dans la rivière Quesnel. Il finira par réduire la productivité du quinnat dans le bassin hydrographique de la rivière Quesnel par la prédation et pourrait menacer le saumon du Fraser dans ce réseau (Tovey *et al.* 2008; MPO 2010c).

La perchaude est une espèce extrêmement adaptable capable d'utiliser de très nombreux habitats (Brown *et al.* 2009a). Elle est considérée comme lacustre-limnétique, mais utilise la zone littorale dans les lacs plus grands. Les juvéniles ont tendance à se nourrir sur le fond et les plus grosses perchaudes consomment des œufs de poisson et des poissons (Brown *et al.* 2009a). Une fois introduite dans des petits lacs, la perchaude peut avoir de graves impacts sur les espèces de poissons indigènes, surtout en raison de la compétition pour la nourriture (Bradford *et al.* 2008; Brown *et al.* 2009a). Son impact dans les plus grands lacs pourrait être moins important, bien que moins d'information soit disponible à ce sujet. La compétition et la prédation se produisent lorsque l'utilisation de l'habitat se chevauche, en particulier en bordure des lacs. Les espèces à rayon épineux (la perchaude) sont capables de dominer les assemblages de poissons à la fois par la prédation et la compétition interspécifique (Brown *et al.* 2009a). Des perchaudes ont été découvertes dans de petits lacs bordant les lacs Shuswap et Adams en 1996 (Runciman et Leaf 2009). Neuf petits lacs intérieurs ont été traités au rotétone de 2008 à 2010 en vue d'éradiquer les denses populations de perchaude qui y vivaient (L.-M. Herborg, province de la Colombie-Britannique, Victoria, Colombie-Britannique, comm. pers.). Des perchaudes ont été capturées dans le lac Adams en 2008 et au printemps de 2009, pendant un programme d'inventaire des poissons à rayons épineux (Lynda Ritchie, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers.). Il est probable que l'origine de l'introduction se trouve dans une population établie dans le lac Forest, qui est relié au lac Adams par le ruisseau Sinmax. Une autre population de perchaude a été découverte en janvier 2013 dans le lac Rosemond, qui est directement relié au lac Mara, qui s'écoule dans le lac Shuswap (Andrew Klassen, province de la Colombie-Britannique, Victoria, Colombie-Britannique, comm. pers.). Ces poissons introduits présentent un risque élevé d'étendre leur aire de répartition et d'avoir des effets négatifs sur les populations de poissons indigènes, notamment le saumon quinnat de l'intérieur dans le réseau hydrographique de la rivière Thompson (MPO 2010b). Lorsque ces espèces envahissantes se déplacent et pénètrent dans des plans d'eau plus étendus comme le lac Shuswap, elles mettent en péril toutes les espèces de poissons et sont très difficiles à éliminer. Même si elles ne provoquent pas d'extinction, elles modifieront les profils naturels de la diversité des espèces et réduiront la productivité des poissons indigènes.

6.2 PRÉDATION EXERCÉE PAR LES MAMMIFÈRES MARINS

Sur les 31 espèces de mammifères marins présentes dans les eaux au large de la côte canadienne du Pacifique, sept sont connues pour se nourrir de salmonidés. Bien que l'on ignore, le plus souvent, les taux de prédation concernant spécifiquement le saumon quinnat, la prédation par les mammifères marins peut, dans certains cas, jouer un rôle important dans les

taux de mortalité de certains stocks de quinnat. Ces relations prédateur/proie font partie des processus naturels du cycle vital du saumon quinnat, mais elles ont, dans plusieurs cas, un lien anthropique que nous allons décrire.

6.2.1 Phoques

6.2.1.1 Pêche récréative

Pendant plusieurs décennies, des années 1940 à 1960, la population de phoque commun (*Phoca vitulina*) était visée par un abattage délibéré en tant que mesure de contrôle en vue de protéger le saumon. Depuis l'interruption de l'abattage à la fin des années 1960, l'abondance du phoque commun le long de la côte du Pacifique a augmenté considérablement. Dans le détroit de Georgie, elle progressait à un taux de 11,5 % par an après le milieu des années 1970, avant de se stabiliser au milieu des années 1990 à 40 000 animaux environ. Cette tendance reflète bien la situation sur toute la côte de la Colombie-Britannique, où l'abondance totale actuelle est estimée à 105 000 animaux (Olesiuk 2010). De vastes collectes de matières fécales au cours des années 1980 ont indiqué que les phoques communs présents dans le détroit de Georgie consommaient de très nombreuses espèces proie, mais que le hareng et la merluche dominaient leur régime alimentaire. Dans l'ensemble, les salmonidés ne représentaient que 4 % approximativement de leur régime, et les phoques consommaient surtout des saumons adultes avant la reproduction dans les estuaires et les rivières (Olesiuk 1993).

La prédation exercée par les phoques sur le saumon quinnat est un processus naturel, mais les phoques ont appris à suivre les bateaux de pêche récréative et semblent savoir reconnaître quand un poisson est ferré. Du point de vue des phoques, ils ne choisiraient peut-être pas, par préférence, le saumon quinnat, mais ils ciblent de manière opportuniste les activités des pêcheurs récréatifs. Du point de vue des pêcheurs, s'ils ont droit à une limite quotidienne de deux quinnats, ils ne considèrent pas les poissons volés par les phoques comme des prises et ne les « prennent pas en compte » dans leur limite quotidienne et continuent donc à pêcher, ce qui augmente de fait le nombre de saumons quinnats retirés de la population.

Le nombre de saumons ainsi volés par les phoques, par bateau de pêche récréative et région géographique a énormément varié entre 2000 et 2011. En dehors du détroit de Georgie, on estime le taux de perte entre 0 et 0,02 saumon par bateau; dans le détroit de Georgie, il était de 0,045 saumon en moyenne par bateau jusqu'en 2009, mais il a diminué de plus de la moitié à près de 0,01 saumon par bateau et est resté en moyenne à moins de 0,02 depuis. Ce brusque changement du taux de perte coïncide avec la présence accrue des épaulards de Bigg (*Orcinus orca*) dans le détroit de Georgie (Graeme Ellis, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.). L'hypothèse tirée de cette observation est que les phoques n'étaient plus en mesure de suivre librement les bateaux de pêche récréative en raison de la présence des prédateurs. Le Tableau 16 indique le nombre annuel estimé de poissons volés par les phoques dans le cadre de la pêche récréative.

6.2.1.2 Estacades flottantes

On a observé jusqu'à 300 phoques communs dans la baie Cowichan qui utilisaient des estacades flottantes comme habitat de remplacement d'une échouerie. Les observateurs locaux soulignent que d'une part, les estacades flottantes fournissent aux phoques un refuge contre les épaulards de Bigg, et que de l'autre elles attirent les quinnats adultes en montaison qui les utilisent comme couvert - ce qui procure un avantage aux phoques pour les chasser. Cette situation est aggravée par les conditions de faible débit pendant la montaison, qui force les quinnats adultes à rester dans la baie Cowichan jusqu'à ce que des précipitations fassent monter les niveaux d'eau. Cette situation de basse mer expose les saumons quinnats à la prédation exercée par les phoques pendant plus longtemps.

6.2.1.3 Prédation en eau douce

La prédation exercée par les phoques en eau douce peut être une source majeure de mortalité des quinnats adultes en montaison lorsque l'effectif de la montaison est bas et que des modifications de l'habitat les rendent davantage vulnérables à la prédation (par exemple, rivière Puntledge). Les phoques communs se nourrissent également de saumons juvéniles, y compris de quinnats juvéniles. La prédation peut s'exercer sur les juvéniles en mer comme dans les rivières. Les taux de prédation sur les juvéniles en dévalaison peuvent être élevés dans les zones éclairées artificiellement la nuit, comme les traversées de pont (par exemple, rivière Puntledge; Bigg *et al.* 1990; Olesiuk *et al.* 1996). Les contraintes naturelles d'une rivière peuvent accroître la vulnérabilité à des prédateurs extrêmement mobiles et agiles comme les phoques. On ne connaît pas l'ampleur de la prédation exercée par les phoques communs sur les saumons quinnats juvéniles dans la nature. Selon des renseignements d'ordre anecdotique, les phoques communs ont colonisé le lac Harrison et ont été observés en amont de Hells Gate dans le Fraser; il ne faut donc pas sous-estimer pour le moment leur impact sur les populations de saumon quinnat, même s'il n'est pas bien quantifié actuellement.

6.2.2 Épaulards

Trois écotypes distincts d'épaulards (*Orcinus orca*) vivent dans les eaux côtières du nord-est de l'océan Pacifique. Parmi eux, seuls les épaulards résidents, qui comptent actuellement 350 individus dans les eaux de la Colombie-Britannique, sont connus pour consommer des saumons. Cet écotype peut être considéré comme un spécialiste des salmonidés et des groupes d'épaulards résidents se rassemblent l'été et l'automne dans des zones précises pour intercepter les saumons qui reviennent dans leur rivière natale. Même si ces rassemblements sont spatialement et temporellement corrélés à l'abondance du saumon rouge et rose en migration, d'importantes études sur le terrain du comportement en quête de nourriture des épaulards résidents par l'identification des fragments de proies récupérés après les événements de prédation et l'identification génétique des proies à partir d'échantillons de matières fécales indiquent que les épaulards recherchent de manière sélective le saumon quinnat et, dans une moindre mesure, le saumon kéta (Ford et Ellis 2006; Hanson *et al.* 2010). Les baleines semblent cibler les poissons plus gros et plus vieux (la plupart ayant 4 ans ou plus). Le saumon quinnat semble très important pour ces prédateurs - les taux de survie des épaulards résidents ont chuté dramatiquement pendant une période de cinq ans où les quinnats étaient peu abondants au large de la côte Ouest, à la fin des années 1990 (Ford *et al.* 2010).

Le COSEPAC a désigné l'épaulard résident comme une espèce en voie de disparition en 2001 et l'espèce a ensuite été inscrite en tant que telle à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Cette désignation a été suivie d'un programme de rétablissement en 2011, qui comprenait les mesures requises pour protéger l'espèce et assurer son rétablissement. Le programme de rétablissement comporte une section sur l'habitat essentiel qui mentionne le détroit de Juan de Fuca et le détroit de Georgie au sud du Fraser, et précise en particulier que la présence de l'espèce coïncide avec celle du saumon dans la zone. La relation entre l'épaulard résident et le saumon quinnat pourrait suggérer d'inclure cette espèce proie dans l'habitat essentiel dans le [Programme de rétablissement en vertu de la LEP](#).

Les estimations des nombres de saumons quinnats consommés chaque année par les épaulards résidents sont plutôt spéculatives car on connaît mal la proportion que représente le quinnat dans le régime alimentaire du prédateur en hiver. Même si les épaulards résidents se nourrissent en majorité de quinnat pendant l'été, ce n'est peut-être pas le cas de décembre à avril, lorsqu'ils s'alimentent au large de la côte extérieure. Cependant, en supposant qu'une moitié de leurs besoins énergétiques annuels est assouvie par la prédation qu'ils exercent sur le saumon quinnat, on peut penser qu'ils consomment 500 000 poissons par an (Ford *et al.* 2010).

On a aussi estimé que les épaulards résidents pourraient consommer jusqu'à 100 000 quinnats en juillet et en août autour de l'île de Vancouver.

On a procédé à une identification génétique des stocks de saumon quinnat consommés par les épaulards résidents, pour les proies capturées dans de nombreux emplacements au large de la côte de la Colombie-Britannique, surtout pendant des échantillonnages sur le terrain entre 2002 et 2009. On a ainsi pu identifier de très nombreux stocks dans ces échantillons. Le stock le plus important était celui du quinnat de la rivière Thompson sud et composait, avec d'autres stocks du réseau hydrographique du Fraser, 58 % de l'ensemble des échantillons. Comme on pouvait s'y attendre, la proportion des stocks de saumon quinnat du Fraser dans les échantillons augmentait à mesure que la distance de l'embouchure du fleuve diminuait. Ces stocks composaient 64 % du saumon quinnat consommé dans le détroit de Johnstone et 75 % de celui consommé au sud-ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit de Georgie. Les stocks des côtes ouest et est de l'île de Vancouver étaient également bien représentés dans les échantillons provenant de ces zones.

6.3 PRÉDATION EXERCÉE PAR LES OISEAUX

Les oiseaux, comme le grand harle *Mergus merganser*, le grand héron *Ardea herodias*, le pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* et le martin-pêcheur d'Amérique *Megaceryle alcyon*, exercent une prédation dépensatoire, un processus naturel, sur les salmonidés, notamment le saumon quinnat, pendant leur migration vers la mer (Wood 1987a). Dépensatoire signifie que le taux de mortalité des salmonidés augmente lorsque leur abondance diminue. Certaines espèces d'oiseaux, comme la mouette de Bonaparte *Larus Philadelphia*, la sterne caspienne *Hydroprogne caspia* et le cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus*, se nourrissent aussi de saumons quinnats dans les estuaires (Mace 1983; Sebring *et al.* 2013). Les populations de type océan sont vulnérables moins longtemps en eau douce aux prédateurs aviaires que les populations de type cours d'eau. Chez les populations de type océan le long de la côte de la Colombie-Britannique, le plus grand impact des prédateurs aviaires se fait sentir pendant la dévalaison, les taux de mortalité maximaux signalés se situant entre 8 % (Wood 1987a) et 12 % (Mace 1983). Les populations de type cours d'eau passent au moins un an à grossir en eau douce, tandis que les populations de type océan du Fraser intérieur restent tout au plus cinq mois en eau douce avant d'arriver dans l'estuaire du fleuve. Cette résidence prolongée en eau accroît la vulnérabilité des populations de type cours d'eau aux prédateurs aviaires. Bien que nous n'ayons pas réussi à trouver une évaluation directe des taux de la prédation exercée par les oiseaux sur le saumon quinnat de type cours d'eau, Wood (1987b) a indiqué des taux de mortalité élevés pour le saumon coho, qui a une résidence d'un an en rivière (24-65 % de la production de saumoneaux; Wood 1987b).

6.4 MISE EN VALEUR DES STOCKS

Plusieurs populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, notamment celles des zones côtières de l'île de Vancouver et du bas-Fraser, ont été complétées régulièrement pendant de nombreuses années depuis le début du programme de mise en valeur des salmonidés (MacKinlay *et al.* 2004). Parmi les risques posés par la mise en valeur des stocks pour les populations de saumon sauvage cités dans les ouvrages, figurent les effets génétiques indésirables, les implications en termes de maladies, les interactions écologiques et les impacts sur la récolte et la capacité de charge en mer (Gardner *et al.* 2004; HSRG 2004). Le programme de mise en valeur des salmonidés du MPO fournit un examen complet des risques associés à la mise en valeur des stocks dans son cadre de gestion des risques biologiques (MPO 2013a). Un bref aperçu de ces problèmes est donné ici. Un résumé, au niveau de l'UC, des activités de mise en valeur dans chaque UC est présenté dans le Tableau 17. La

description complète de la méthode utilisée pour définir les niveaux de mise en valeur figure dans la seconde partie de cette série de documents.

6.4.1 Risques génétiques

Les risques génétiques associés à la mise en valeur des stocks de saumon sont classés dans trois grandes catégories : la dépression consanguine (y compris la perte de diversité génétique), la sélection par domestication (changements de la génétique de la population par la sélectivité - ou le manque de représentativité -- pendant la sélection du stock de géniteurs) et la dépression consécutive à un croisement éloigné (y compris la valeur adaptative réduite et la réduction correspondante du succès reproducteur relatif, dans le milieu naturel, par les poissons qui s'échappent ou les croisements). La plupart de ces risques sont les plus préoccupants lorsque la productivité des écloseries dépasse celle de l'environnement de reproduction naturelle correspondant.

Des incertitudes entourent les relations entre les facteurs génétiques et environnementaux et leurs effets relatifs sur la valeur adaptative. D'autres portent sur l'équilibre optimal entre le nombre accru de reproducteurs et les diminutions possibles du succès reproducteur (quelle devrait être la contribution mise en valeur cible maximale pour la mise en valeur des stocks axée sur la conservation?). Certaines preuves montrent que les populations d'écloserie ont connu une baisse de l'âge à la maturation au fil du temps (Figure 5). Les lignes de régression linéaire sur la Figure 5 montrent une tendance à la baisse de l'âge à la maturation pour plus de la moitié des stocks indicateurs MMC du sud de la Colombie-Britannique (les valeurs de p sont inférieures à 0,05 pour sept des 11 stocks).

Il convient de noter qu'en raison de l'approche intégrée en matière de stock de géniteurs d'écloserie, un bassin hydrographique où vivent des saumons quinnats issus de la reproduction naturelle et d'écloserie ne contient pas deux populations, mais une population génétique avec deux expressions du phénotype (présentant éventuellement des différences de taille, de préparation à la smoltification, de nutrition ou d'état pathologique). On pourrait considérer que les saumons quinnats d'écloserie sont bien adaptés à l'élevage dans un environnement d'écloserie, tandis que ceux issus de la reproduction naturelle sont bien adaptés à la croissance dans le milieu naturel (R. Withler, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.).

6.4.2 Risques de maladie

Le risque de maladie résultant des interactions entre les poissons et les agents pathogènes est accru lorsque les individus sont exposés à des pressions physiques, chimiques ou biologiques susceptibles de compromettre leur résistance, mais on a peu de preuves actuellement du risque de transmissions régulières des populations d'écloserie aux populations sauvages, même s'il est probable qu'un certain risque existe (HSRG 2004). Une population confinée qui a contracté une maladie peut présenter un risque pour les poissons sauvages présents dans le réseau hydrographique récepteur d'eau d'un site infecté car elle peut amplifier un agent pathogène normalement présent (Brannon *et al.* 1999). Des études en cours visent à lever les incertitudes qui entourent l'efficacité d'un dépistage ciblé des maladies et des programmes de vaccination pour les taux de survie de juvénile à adulte. Si ces méthodes sont jugées efficaces, on pourrait maintenir la production d'adultes avec un apport réduit de juvéniles. Entre temps, il est possible d'atténuer la plupart des risques de maladie en adoptant des mesures appropriées de désinfection et de nettoyage.

6.4.3 Risques d'interactions écologiques

Les risques d'interactions écologiques associés à la mise en valeur des stocks qui n'ont pas encore été abordés concernent la capacité de charge en eau douce, la compétition et la prédation.

C'est lorsque les saumons juvéniles d'écloserie sont relâchés et demeurent en résidence dans le bassin hydrographique, soit dans le cadre du programme (stratégie de mise en valeur), soit en résultat non intentionnel d'une stratégie, que les risques liés à la capacité de charge en eau douce ont le plus de chances de se concrétiser puisque les poissons d'écloserie provoquent alors le déplacement de juvéniles sauvages résidents. On manque beaucoup de recherches sur les effets des poissons d'écloserie sur la capacité de charge en eau douce des rivières à saumon (Brannon *et al.* 1999), en particulier pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, mais certains éléments permettent de penser que les lâchers importants de présaumoneaux d'écloserie, surtout à des moments et des tailles inappropriés, peuvent créer une forte compétition avec les saumons sauvages pour la nourriture et le couvert (Brannon *et al.* 1999). Les risques pour le saumon sauvage pendant la migration des juvéniles se manifestent fort probablement sous la forme de compétition et de prédation (MPO 2013a).

Comme pour la capacité de charge, les risques de compétition sont élevés lorsque les poissons d'écloserie sont relâchés ou migrent à une période ou dans un état qui prolonge leur temps passé en eau douce (Flagg et Nash 1999). Les différences créées par les conditions d'élevage en écloserie (eau plus chaude et niveaux d'alimentation plus élevés) peuvent produire des saumoneaux d'élevage plus gros que leurs cousins sauvages et mieux en mesure de résister à la compétition pour l'espace ou la nourriture (MPO 2013a).

Les risques associés à la prédation viennent de plusieurs sources. Les saumoneaux d'écloserie peuvent se nourrir de juvéniles sauvages (Gardner *et al.* 2004) lorsque la différence de taille est suffisante. Les lâchers d'écloserie peuvent attirer des prédateurs au détriment des populations sauvages locales. Les poissons d'écloserie peuvent aussi être la proie de poissons sauvages et d'oiseaux, en partie parce qu'ils ont moins d'expérience pour éviter les prédateurs (Flagg et Nash 1999). Ces relations dépendent souvent des conditions environnementales existantes (comme une faible abondance des proies).

Des incertitudes entourent les changements de la capacité de charge intrinsèque dans différentes conditions environnementales; on ne sait pas si les programmes d'écloserie contribuent aux effets dépendants de la densité et aux interaction prédation-compétition dans les milieux d'eau douce pendant les phases de juvénile et de reproduction des adultes (MPO 2013a).

6.4.4 Risques liés à la récolte

Un risque inhérent en gestion des pêches est la récolte d'ensembles de populations de saumons fortes et faibles, sauvages ou mises en valeur, qui migrent ensemble. Dans ces pêches, on risque de surpêcher des populations de saumon sauvage plus faibles sur le plan de la reproduction ou moins nombreuses qui sont mélangées à des populations sauvages ou d'écloserie plus fortes ou plus nombreuses (MPO 2013a). La production de grandes quantités de saumon quinnat d'écloserie crée de plus une attente de possibilités de pêche fructueuses, en particulier en mer. Cette attente peut entraîner une pression plus élevée de la pêche sur toutes les populations présentes, y compris le saumon quinnat sauvage à la productivité moins grande.

6.4.5 Capacité de charge en mer

Les lâchers d'écloserie en Colombie-Britannique représentent une petite portion du nombre total de saumons quinnats relâchés dans l'océan Pacifique chaque année et ne devraient pas avoir une grande influence sur le milieu marin extracôtier (Ruggerone *et al.* 2010; Trudel et Hertz 2013). En ce qui concerne l'environnement littoral, les lâchers des éclosiers et les saumons sauvages canadiens et américains ont une influence dans le détroit de Georgie, à des niveaux extrêmement variables d'une année sur l'autre. Les futures analyses reposeront sur des travaux et études en cours comme ceux de Beamish *et al.* (2007, 2008 et 2011b) et l'initiative de recherche sur l'écosystème du détroit de Georgie (MPO 2013a).

6.4.6 Mise en valeur des stocks et la Politique concernant le saumon sauvage

La Politique concernant le saumon sauvage (PSS) définit un saumon sauvage comme un poisson qui « a passé son cycle biologique entier en milieu naturel et qui est la progéniture de parents eux-mêmes nés d'un frai naturel et qui ont toujours vécu dans un milieu naturel » (MPO 2005). Elle confirme également que la mise en valeur des stocks est une stratégie visant à rétablir des populations épuisées. Il est difficile d'opérationnaliser la définition d'un saumon sauvage donnée dans la PSS, mais on peut en déduire qu'une population qui a reçu un complément annuel de poissons d'écloserie pendant un certain nombre d'années peut en fait compter très peu de poissons « sauvages » (en particulier si les poissons d'écloserie de la première génération composent une proportion élevée - généralement plus de 30 % - de la montaison). Si une unité de conservation aux termes de la PSS doit être composée exclusivement de quinnats « sauvages », il s'ensuit que plusieurs UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique contiennent vraisemblablement très peu de quinnats sauvages si l'on s'en tient à cette définition. D'autres travaux sont en cours pour étudier les implications de la mise en valeur des stocks sur les futures évaluations de la PSS et des politiques pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique (R. Withler, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.).

6.5 IMPACTS DES PÊCHES

Le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique est important pour les pêches à la traîne et sportives en mer, la pêche récréative terminale, les pêches autochtones et commerciales, du détroit de Georgie et de la côte ouest de l'île de Vancouver à l'Alaska. La survie réduite en mer dans les années 1980 et les mesures de gestion prises par la suite dans les années 1990 pour conserver les populations en péril ont entraîné des réductions de l'effort de pêche et des prises débarquées sur l'ensemble de la côte au fil des ans. La Figure 7 illustre les prises débarquées combinées de saumon quinnat, toutes régions confondues, de 1975 à 2011. En vertu du Traité sur le saumon du Pacifique de 1985, le Canada et les États-Unis se sont engagés à mettre fin au déclin des échappées de saumon quinnat. En 1997 et 1998, les pêches canadiennes en mer ont été considérablement réduites afin de limiter les impacts sur le saumon coho du Fraser intérieur, ce qui a modifié davantage les répartitions des prises en mer et abaissé les captures en mer de quinnat du Fraser.

Des échantillons des MMC récupérées dans les prises des pêches peuvent permettre de déterminer la répartition dans l'océan à tous les âges vulnérables à l'engin de pêche (généralement deux ans pour le type océan et trois ans pour le type cours d'eau). La Figure 8 illustre les différences proportionnelles des impacts des pêches par type d'engin pour chaque stock indicateur MMC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Lorsque des échantillons des échappées sont également disponibles, on peut aussi effectuer des analyses quantitatives telles que l'analyse par cohorte pour estimer les taux d'exploitation par stock, classe de recrutement, âge et pêche. Les mêmes données peuvent servir à produire les taux

d'exploitation annuels pour les pêches pré-terminales et totales pour chaque stock indicateur MMC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique (Figure 9). Les impacts totaux de la pêche (toute la mortalité par pêche d'origine anthropique) varient pour chaque indicateur du sud de la Colombie-Britannique (voir les impacts proportionnels annuels globaux des pêches à la traîne, au filet et récréatives sur la Figure 10). Les renseignements sur les MMC par UC sont indiqués dans la deuxième partie de cette série de rapports.

Un résumé des lâchers de MMC pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique figure dans le Tableau 18. Les données sur les lâchers concernent les années d'éclosion 2000-2009 et celles sur la récupération des MMC portent sur la période de 12 ans comprise entre 2000 et 2011. Sous « Information sur le lâcher », « Moyenne MMC » est le nombre moyen de juvéniles relâchés par classe de recrutement, porteurs d'une MMC et marqués par retrait de la nageoire adipeuse. Les valeurs comprises dans « Moyenne associée non-MMC » sont le nombre moyen de poissons non marqués et non porteurs d'une micromarque, relâchés, provenant des mêmes classes de recrutement et associés au lâcher de poissons porteurs d'une micromarque et marqués. Le nombre de classes de recrutement contributrices est indiqué dans la colonne « n Classes de recrutement ». Sous « Information sur la MMC estimée », « Moyenne MMC » indique le nombre total estimé de MMC représentées dans les prises des pêches et dans l'échappée de géniteurs, d'après le nombre réel de MMC récupérées dans les programmes d'échantillonnage. Les pourcentages moyens dans les quatre colonnes de droite indiquent l'occurrence proportionnelle des MMC dans toutes les pêches en mer de la Colombie-Britannique (Océan-Canada), toutes les pêches en mer aux États-Unis (Océan-États-Unis; comprend l'Alaska, l'État de Washington et l'Oregon), dans les pêches terminales en mer ou en eau douce d'un stock donné (la zone terminale est propre au stock) et dans l'échappée de géniteurs. La somme de ces quatre pourcentages est égale à 100 %. Le nombre d'années de récupération des MMC (n Années) comprend uniquement les années où au moins deux classes d'âge de lâchers de MMC pouvaient être capturées.

La mortalité par pêche totale inclut les prises débarquées observées et une estimation de la mortalité accidentelle associée à la pêche. Elle peut représenter une source importante de mortalité du saumon quinnat et a varié dans le temps en fonction de l'engin, ainsi que des périodes et emplacements des ouvertures des pêches.

7 LA RÉSIDENCE AU SENS DÉFINI DANS LA LEP

Environnement Canada (2004) a déjà défini le concept de résidence, qui a été interprété, à la fois de manière générale (s'agissant de la *Loi sur les espèces en péril*) par le MPO (MPO 2010a) et ciblée pour le saumon rouge (de Mestral Bezanson *et al.* 2012). de Mestral Bezanson et ses collègues (2012) ont conclu qu'une frayère de saumon correspond à la définition d'une résidence car elle satisfait aux critères requis :

1. Les individus utilisent un gîte discret semblable à un terrier ou un nid;
2. L'individu occupe ces gîtes;
3. Ces gîtes sont fondamentalement reliés à l'accomplissement d'une fonction précise, dans la mesure où la fonction ne pourrait pas être accomplie avec succès si le gîte n'était pas disponible.

De plus, le MPO (2010a) a déterminé que pour qu'un emplacement constitue la résidence d'une espèce aquatique, un individu doit investir de l'énergie, du temps ou de la défense dans la résidence ou investir dans la protection du gîte ou de la structure. L'emplacement doit contribuer à la réussite de la fonction du cycle biologique de l'individu. La résidence peut être un emplacement central dans l'aire de répartition de l'individu où il revient à plusieurs reprises pour

accomplir une fonction vitale précise. Enfin, un aspect d'unicité doit être associé à la résidence; en d'autres termes, si elle était endommagée, l'individu ne pourrait pas accomplir la fonction vitale à un autre emplacement sans une certaine perte de valeur adaptative.

Compte tenu de tous ces arguments, la conclusion est que les frayères du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique peuvent être considérées comme une résidence aux termes de la définition donnée dans la LEP.

8 CONCLUSION

De faibles échappées de géniteurs pendant plusieurs années pour certains stocks de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique ont amené le MPO et d'autres organismes à étudier l'ampleur et la nature de ces déclin. Première partie d'une série de deux rapports, ce document est consacré aux sujets généraux du COSEPAC : les unités désignables, les caractéristiques du cycle vital, les principales exigences en matière d'habitat, les définitions des menaces pour l'habitat, l'existence de résidences (selon la définition de la LEP) de l'espèce et la définition des autres menaces et facteurs limitatifs susceptibles d'influer sur le risque d'extinction du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Un message fondamental sous-jacent à une grande partie de ces travaux est qu'il n'est pas possible de sous-estimer la complexité du saumon quinnat en général (qui est pleinement vérifiée chez les populations du sud de la Colombie-Britannique) pour étudier les réactions de l'espèce aux changements de l'environnement et pour la gérer.

La seconde partie de cette série de rapports portera sur les méthodes utilisées pour réunir et préparer les séries chronologiques des données sur les échappées et présentera d'autres données pertinentes pour l'évaluation quantitative de l'abondance et de la répartition du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique et des menaces liées à son habitat. Les efforts en cours qui visent à combler les lacunes dans les connaissances et fournir des renseignements sur l'état de la population à une résolution plus fine (idéalement pour toutes les unités de conservation) devraient permettre de donner une mise à jour plus complète de ces travaux dans les années à venir.

9 REMERCIEMENTS

Ce recueil de renseignements et de données est le fruit du travail collectif de nombreuses personnes autres que la liste des auteurs et des collaborateurs. Nous avons tenté d'en inclure autant que possible, mais si nous en avons oubliées, nous les prions de nous en excuser. Merci à Brice Baxter qui a fait face à toutes nos demandes persistantes de données sur les échappées de saumons quinnats et à nos questions de suivi. Pete Nicklin et son équipe nous ont fourni d'autres informations sur le Fraser intérieur. Merci à Nicole Trouton, Kris Singer et Helen Olynyk pour leurs contributions à l'examen des données sur les échappées dans le Fraser. Merci à Tom G. Brown, John Ford, Cheryl Lynch, Chrys Neville, Ruston Sweeting, Marc Trudel, Roberta Cook et Strahan Tucker qui ont apporté leur expertise à de nombreuses sections de ce document de recherche.

Merci également à Arlene Tompkins et à Sean MacConnachie pour leurs commentaires et suggestions de modifications rédactionnelles sur les versions provisoires précédentes de ce document; merci au groupe de travail technique sur le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique pour ses contributions continues à ce projet; merci au personnel du SCCS du MPO pour son soutien indéfectible pendant tout le processus d'examen; merci aux trois examinateurs du SCCS pour leur temps et leurs commentaires judicieux; et merci à l'équipe de la *Loi sur les espèces en péril* qui a financé ces travaux.

Enfin, un gros merci à tous les techniciens, biologistes, personnel d'écloserie et bénévoles sur le terrain qui ont participé à la collecte des données au fil des ans.

10 RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, M.A., Hassler, T.J. 1986. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Pacific Southwest) – Chinook Salmon. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82(11.49). U. S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 26 pp.
- Argue, A.W., Hillaby, B., Shepard, C.D. 1986. [Distribution, timing, change in size and stomach contents of juvenile Chinook and coho salmon caught in Cowichan Estuary and Bay, 1973, 1975, 1976](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1431. 151p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Barraclough, W.E., Phillips, A.C. 1978. [Distribution of juvenile salmon in the southern Strait of Georgia during the period April to July 1966-1969](#). Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 826. 47 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Beacham, T.D., Jonsen, K.L., Supernault, J., Wetklo, M., Deng, L. 2006. Pacific Rim population structure of Chinook Salmon as determined from microsatellite analysis. Trans. Am. Fish. Soc. 135: 1604-1621.
- Beamish, R.J., Jordan, F.P., Scarsbrook, J.R., Page, R. 1976. [An initial study of fishes inhabiting the surface waters of the Strait of Georgia. M.V. Caligus July-August 1974](#). Fish. Res. B. Can. Manuscr. Rep. 1377: 37 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Beamish, R.J., McCaughran, D., King, J.R., Sweeting, R.J., McFarlane, G.A. 2000. Estimating the abundance of juvenile coho salmon in the Strait of Georgia by means of surface trawls. North Am. J. Fish. Manag. 20: 369-375.
- Beamish, R.J., Pearsall, I.A., Healey, M.C. 2003. A history of research on the early marine life of Pacific salmon off Canada's Pacific Coast. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull. 3: 1-40.
- Beamish, R.J., Mahnken, C., Neville, C.M. 2004. Evidence that reduced early marine growth is associated with lower marine survival of coho salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 133: 26-33.
- Beamish, R.J., Sweeting, R.M., Neville, C.M., Lange, K. 2007. Ocean changes in the Strait of Georgia indicate a need to link hatchery programs, fishing strategies and early marine studies of ocean carrying capacity into an ecosystem approach to manage coho salmon. Extended abstract. NPAFC Tech. Rep. 7: 49-51.
- Beamish, R.J., Sweeting, R.M., Lange, K.L., Neville, C.M. 2008. Changing trends in the population ecology of hatchery and wild coho salmon in the Strait of Georgia. Trans. Am. Fish. Soc. 137: 503-520.
- Beamish, R.J., Sweeting, R.M., Beacham, T.D., Lange, K.L., Neville, C.M. 2010. [A late ocean entry life history strategy improves the marine survival of Chinook Salmon in the Strait of Georgia](#). NPAFC Doc. 1282. 14 pp. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Beamish, R.J., Lange, K.L., Neville, C.M., Sweeting, R.M., Beacham, T.D. 2011a. [Structural patterns in the distribution of ocean- and stream-type juvenile Chinook Salmon populations in the Strait of Georgia in 2010 during the critical early marine period](#). NPAFC Doc. 1354. 27pp. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Beamish, R.J., Sweeting, R.M., Neville, C.M., Lange, K.L., Beacham, T.D., Preikshot, D. 2011b. Wild Chinook Salmon survive better than hatchery salmon in a period of poor production. Environ. Biol. Fish. 91: 135-148.

-
- Beamish, R.J., Neville, C.M., Sweeting, R.M., Lange, K.L. 2012. The synchronous failure of juvenile Pacific salmon and herring production in the Strait of Georgia in 2007 and the poor return of sockeye salmon to the Fraser River in 2009. *Mar. Coastal Fish.: Dyn., Manag., Ecosyst. Sci.* 4: 403-414.
- Bell, M.C. 1973. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. U.S. Army Corps of Engineers, Portland, Oregon. Contract No. DACW57-68-C0086.
- Bell, M.C. 1986. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. US Army Corps of Engineers. Fish Passage Development and Evaluation Program, North Pacific Division, Portland, OR.
- Bigg, M.A., Ellis, G.M., Cottrell, P., Milette, L. 1990. [Predation by harbour seals and sea lions on adult salmon in Comox Harbour and Cowichan Bay, British Columbia](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1769. 31 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(6): 1327-1338.
- Bradford, M.J., Taylor, G.C. 1997. Individual variation in dispersal behaviour of newly emerged Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Upper Fraser River, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1585-1592.
- Bradford, M.J., Tovey, C.P., Herborg, L-M. 2008. [Biological risk assessment for yellow perch \(*Perca flavescens*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/073. vi + 21 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brannon, E.L., Currens, K.P., Goodman, D., Lichatowich, J.A., Riddell, B.E., Williams, R.N., McConnaha, W.E. 1999. [Review of artificial production of anadromous and resident fish in the Columbia River basin, Part I: A scientific basis for Columbia River production programs](#). Northwest Power Planning Council, Portland, OR. Council document 99-4: 139 pp. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brannon, E.L., Powell, M.S., Quinn, T.P., Talbot, A. 2004. Population structure of the Columbia River basin Chinook Salmon and steelhead trout. *Rev. Fish. Sci.* 12: 99-232.
- Brown, T.G. 2002. [Floodplains, flooding, and salmon rearing habitats in British Columbia: A review](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/07. 155 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brown, T.G., Winchell, P. 2004. [Fish community of Shuswap Lake's foreshore](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2568: vii + 39 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brown, T.G., Runciman, B., Bradford, M.J., Pollard, S. 2009a. [A biological synopsis of yellow perch \(*Perca flavescens*\)](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2883: v + 28 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brown, T.G., Runciman, B., Pollard, S., Grant, A.D.A. 2009b. [Biological synopsis of Largemouth Bass \(*Micropterus salmoides*\)](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884: v + 27 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Brown, T.G., Runciman, B., Pollard, S., Grant, A.D.A., Bradford, M.J. 2009c. [Biological synopsis of smallmouth bass \(*Micropterus dolomieu*\)](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2887: v + 50 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Burner, C.J. 1951. Characteristics of spawning nests of Columbia River salmon. *Fish. Bull. Fish Wildl. Serv.* 61: 97-11.

-
- California HSRG (California Hatchery Scientific Review Group). 2012. California Hatchery Review Report. Prepared for the US Fish and Wildlife Service and Pacific States Marine Fisheries Commission. 100 p.
- Candy, J.R., Beacham, T.D. 2000. Patterns of homing and straying in southern British Columbia coded wire tagged Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. Fish. Res. 47: 41-56.
- Candy, J.R., Irvine, J.R., Parken, C.K., Lemke, S.L., Bailey, R.E., Wetklo, M., Jonsen, K. 2002. [A discussion paper on possible new stock groupings \(Conservation Units\) for Fraser River Chinook Salmon](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/085. 57 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Carrara, P.E., Ager, T.A., Baichtal, J.F. 2007. Possible refugia in the Alexander Archipelago of southeastern Alaska during the late Wisconsin glaciation. Can. J. Earth Sci. 44: 229-244.
- Cavalli-Sforza, L.L., Edwards, A.W.F. 1967. Phylogenetic analysis: models and estimation procedures. Evolution 21: 550-570.
- Chapman, D.W., Weitkamp, D.E., Welsh, T.L., Dell, M.B., Schadt, T.H. 1986. Effects of river flow on the distribution of chinook salmon redds. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 537-547.
- Chittenden, C.M., Beamish, R.J., Neville, C.M., Sweeting, R.M., McKinley, R.S. 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. Trans. Am. Fish. Soc. 138: 1220-1225.
- CTC (Comité technique conjoint du saumon chinook). 2012. 2012 Exploitation rate analysis and model calibration. [Pacific Salmon Commission, Joint Chinook Technical Committee, Report TCCHINOOK \(12\)-4](#). December 2012, Vancouver, British Columbia. (Consulté le 18 juillet 2018).
- CTC (Comité technique conjoint du saumon chinook). 2013. Annual report of catch and escapement for 2012. [Pacific Salmon Commission, Joint Chinook Technical Committee, Report TCCHINOOK \(13\)-1](#). July 2013, Vancouver, British Columbia. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Counihan, T.D., Hardiman, J.M., Burgess, D.S., Simmons, K.E., Holmberg, G., Rogala, J.A., Polacek, R.R. 2012. Assessing native and introduced fish predation on migrating juvenile salmon in Priest Rapids and Wanapum Reservoirs, Columbia River, Washington, 2009-11. U.S. Geological Survey Open-File Report 2012-1130. 68 p.
- Davis, C., Wright, H., Brown, T., Phillips, B., Sharma, R., Parken, C. 2007. [Scientific Information in Support of Recovery Potential Analysis for Chinook Salmon Okanagan Population, *Oncorhynchus tshawytscha*](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/065. ix + 88 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- de Mestral Bezanson, L., Bradford, M.J., Casley, S., Benner, K., Pankratz, T., Porter, M. 2012. [Evaluation of Fraser River Sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) spawning distribution following COSEWIC and IUCN Redlist guidelines](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/064. v + 103 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Dextrase, A., Mandrak, N.E. 2006. Impacts of invasive alien species on freshwater fauna at risk in Canada. Biol. Invasions 8: 13-24.
- MPO. 2005. [La Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique](#). Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique), v +49 p. (Consulté le 18 juillet 2018.)
-

-
- MPO. 2009. [Cadre pour la caractérisation des unités de conservation du saumon du Pacifique \(*Oncorhynchus* spp.\) en vue de la mise en oeuvre de la Politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/052. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2010a. [Lignes directrices sur la terminologie et les concepts utilisés dans le programme sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/065. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2010b. [Compte rendu de l'atelier national sur l'évaluation des risques posés par six espèces de poissons envahissantes en Colombie-Britannique; du 4 au 6 mars 2008](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2009/040. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2010c. [Avis scientifique suivant une évaluation des risques posés par l'achigan à petite bouche \(*Micropterus dolomieu*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/085. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2011. [Avis scientifique suivant l'évaluation des risques posés par l'achigan à grande bouche \(*Micropterus salmoides*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/082. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2012. [SEP Production Planning: A Framework](#). Fisheries and Oceans Canada, Salmonid Enhancement Program. Pacific Region, Vancouver, BC. 19 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2013a. [A Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region](#). Fisheries and Oceans Canada, Vancouver, BC. 61 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MPO. 2013b. [Examen et mise à jour des désignations d'unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/022. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Douglas, T. 2006. [Review of groundwater-salmon interactions in British Columbia](#). Report prepared for Watershed Watch Salmon Society and the Water & Duncan Gordon Foundation. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Environnement Canada. 2004. The Environment Canada Species at Risk Recovery Program Federal Policy Discussion Paper: Residence, April 2004.
- Excoffier, L., Lischer, H. E. L. 2010. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Mol. Ecol. Resour.* 10: 564-567.
- Excoffier, L., Smouse, P. E., Quattro, J.M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131: 479-491.
- Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution* 39: 783-791.
- Fisher, J.P., Percy, W.G. 1995. Distribution, migration, and growth of juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, off Oregon and Washington. *U.S. NMFS Fish. Bull.* 93(2): 274-289.
- Fisher, J.P., Trudel, M., Ammann, A., Orsi, J.A., Piccolo, J., Bucher, C., Casillas, E., Harding, J.A., MacFarlane, R.B., Brodeur, R.D., Morris, J.F.T., Welch, D.W. 2007. Comparisons of the Coastal Distributions and Abundances of Juvenile Pacific Salmon from Central California to the Northern Gulf of Alaska. *In* The ecology of juvenile salmon in the northeast Pacific Ocean: regional comparisons. Edited by C.B. Grimes, R.D. Brodeur, L.J. Haldorson, and S.M. McKinnell. *Am.Fish.Soc., Symposium* 57, Bethesda, Maryland. 31-80 pp.

-
- Fedorenko, A.Y., Shepherd, B.G. 1986. [Review of Salmon Transplant Procedures and Suggested Transplant Guidelines](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1479. 144 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Flagg, T.A., Nash, C.E. (eds). 1999. A conceptual framework for conservation hatchery strategies for Pacific salmonids. US Dep. Comm., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC- 38, 46 p.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M. 2006. Selective foraging by fish-eating killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 316: 185-199.
- Ford, J.K.B, Wright, B.M., Ellis, G.M., Candy, J.R. 2010. [Chinook Salmon predation by resident killer whales: seasonal and regional selectivity, stock identity of prey, and consumption rates](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/101. iv + 43 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Gardner, Julia, Peterson, D.L., Wood, A., Maloney, V. 2004. [Making Sense of the Debate about Hatchery Impacts: Interactions Between Enhanced and Wild Salmon on Canada's Pacific Coast](#). Prepared for the Pacific Fisheries Resource Conservation Council. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Gilbert, C.H. 1912. Age at maturity of Pacific coast salmon of the genus *Oncorhynchus*. Bull. U.S. Fish Comm. 32: 57-70.
- Gilbert, C.H. 1922. The salmon of the Yukon River. Bull. U.S. Bureau. Fish. 38: 317-332.
- Hanson, M.B., Baird, R.W., Ford, J.K.B., Hempelmann-Halos, J., Van Doornik, D.M., Candy, J.R., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Gisbourne, B, Ayers, K.L., Wasser, S.K., Balcomb, K.C., Balcomb-Bartok, K., Sneva, J.G., Ford, M.J. 2010. Species and stock identification of prey consumed by endangered southern resident killer whales in their summer range. Endang. Species Res. 11: 69-82.
- Hart, J.L. 1973. [Pacific Fishes of Canada](#). Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, ON. Bulletin#180. 740 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Hatchery Scientific Review Group (HSRG). 2004. [Hatchery Reform: Principles and Recommendations of the HSRG](#). 1305 Fourth Avenue, Suite 810, Seattle, WA 98101. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Healey, M.C. 1978. [The distribution, abundance, and feeding habits of juvenile Pacific salmon in Georgia Strait British Columbia](#). Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 788. 49 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Healey, M.C. 1980a. The ecology of juvenile salmon in Georgia Strait, British Columbia. *In* Salmonid ecosystems of the North Pacific. Edited by W.J. McNeil and D.C. Himsworth. Oregon State University Press. Corvallis. pp. 203-229.
- Healey, M.C. 1980b. Utilization of the Nanaimo River estuary by juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Fish. Bull. 77: 653-668.
- Healey, M.C. 1983. Coastwide distribution and ocean migration patterns of stream- and ocean type Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Can. Field-Nat. 97: 427-433.
- Healey, M.C. 1986. Optimum size and age at maturity in Pacific salmon and effects of size-selective fisheries. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 89: 39-52.
- Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *In* Pacific salmon life histories. Edited by C. Groot and L. Margolis. University of British Columbia Press, Vancouver, BC. pp. 313-393.
-

-
- Healey, M.C., Groot, C. 1987. Marine migration and orientation of ocean-type Chinook and sockeye salmon. *In* Common strategies of anadromous and catadromous fishes. Edited by M.J. Dadswell, R.J. Cluda, C.M. Moffitt, and R.L. Saunders. American Fisheries Society, Symposium 1, Bethesda, Maryland. Pages 298-312.
- Healey, M.C., Schmidt, R.V., Jordan, F.P., Hungar, R.M. 1977. Juvenile salmon in the Nanaimo area 1975: 2. Length, weight, and growth. *Fish. Mar. Serv. Manusc. Rep.* 1438: 147 p.
- Heaton, T.H., Talbot, S.L., Shields, G.F. 1996. An ice age refugium for large mammals in the Alexander Archipelago, southeastern Alaska. *Quaternary Res.* 46: 186-192.
- Higgs, D.A., MacDonald, J.S., Levings, C.D., Dosanjh, B.S. 1995. Nutrition and feeding habits in relation to life history stage. *In* Physiological ecology of Pacific salmon. Edited by C.Groot, L. Margolis and W.C. Clarke. UBC Press, Vancouver, B.C. p.161-315.
- Holtby, L.B., Ciruna, K.A. 2007. [Conservation units for Pacific salmon under the Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/070. viii + 350 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Irvine, J.R., Crawford, W.R. 2012. [State of the physical biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/072. xi + 142 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Kondolf, G.M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 262-281.
- Koo, T.S.Y. 1962. Age designation in salmon. *In* Studies of Alaska red salmon. Edited by T.S.Y. Koo. Univ. Wash. Publ. Fish., New Series, Vol. 1. pp.41-48.
- Korman, J., Bravender, B., Levings, C.D. 1997. [Utilization of the Campbell River estuary by juvenile chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in 1994](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.: 2169: vii+45 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Levy, D.A., Northcote, T.G. 1981. The distribution and abundance of juvenile salmon in marsh habitats of the Fraser River estuary. *Univ. B.C. Westwater Res. Cent. Tech. Rep.* 25: 117 p.
- Levy, D.A., Northcote, T.G. 1982. Juvenile salmon residency in a marsh area of the Fraser River estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 270-276.
- Levy, D.A., Northcote, T.G., Birch, G.J. 1979. Juvenile salmon utilization of tidal channels in the Fraser River Estuary. *Univ. B.C. Westwater Res. Cent. Tech. Rep.* 23: 70 p.
- Lisle, T.E. 1989. Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, north central California. *Water Resour. Res.* 25(6): 1303-1319.
- Mace, P.M. 1983. [Bird predation on juvenile salmonids in the Big Qualicum Estuary, Vancouver Island](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1176. 79 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- MacFarlane, R.B. 2010. Energy dynamics and growth of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Central Valley of California during the estuarine phase and first ocean year. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 1549-1565.
- MacKinlay, D., Lehmann, S., Bateman, J., Cook, R. 2004. Pacific Salmon Hatcheries in British Columbia. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 44: 57-75.
- McCullough, D. 1999. A review and synthesis of effects of alterations to the water temperature regime on freshwater life stages of salmonids, with special reference to Chinook Salmon. Columbia Intertribal Fisheries Commission. EPA 910-R-99-010.

-
- McPhail, J.D., Lindsey, C.C. 1986. Zoogeography of the freshwater fishes of Cascadia (the Columbia system and rivers north to the Stikine). *In* The zoogeography of North American freshwater fishes. Edited by C.H. Hocutt and E.O. Wiley. John Wiley and Sons, New York. pp. 615-637.
- Middleton, K.A. 2011. Factors affecting overwinter mortality and early marine growth in the first ocean year of juvenile Chinook Salmon in Quatsino Sound, British Columbia. (M.Sc.) Thesis, University of Victoria, Victoria, B.C.
- Moran, P., Teel, D.J., Banks, M.A., Beacham, T.D., Bellinger, M.R., Blankenship, S.M., Candy, J.R., Garza, J.C., Hess, J.E., Narum, S.R., Seeb, L.W., Templin, W.D., Wallace, C.G., Smith, C.T. 2013. Divergent life-history races do not represent Chinook Salmon coastwide: The importance of scale in quaternary biogeography. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 415-435.
- Morley, R.B., Fedorenko, A.Y., Bilton, H.T., Lehmann, S.J. 1996. The effects of time and size at release on returns at maturity of Chinook Salmon from Quinsam River Hatchery, B.C., 1982 and 1983 releases. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2105. 88 p.
- Neville, C.M., Beamish, R.J., Chittenden, C.M. 2010. [The use of acoustic tags to monitor the movement and survival of juvenile Chinook Salmon in the Strait of Georgia](#). NPAFC Doc 1286. 19 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Nielson, J.D., Banford, C.E. 1983 Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawner characteristics in relation to redd physical features. *Can. J. Zoo.* 61: 1254-1531.
- Olesiuk, P.F. 1993. Annual prey consumption by harbor seals (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Fish. Bull.* 91: 491-515.
- Olesiuk, P.F. 2010. [An assessment of population trends and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/105. vi + 157 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Olesiuk, P.F., Horonowitsch, G., Ellis, G.M., Smith, T.G., Flostrand, L., Warby, S. 1996. Predation by harbour seals (*Phoca vitulina*) on outmigrating salmon (*Oncorhynchus* spp.) fry and smolts in the lower Puntledge River, British Columbia. PSARC working paper S96-12. 112 p.
- Orsi, J.A., Sturevant, M.V., Murphy, J.M., Mortensen, D.G., Wing, B.L. 2000. [Seasonal habitat use and early marine ecology of juvenile Pacific salmon in southeastern Alaska](#). NPAFC Bull. 2: 111-122. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Parken, C.K., Candy, J.R., Irvine, J.R., Beacham, T.D. 2008. Genetic and coded wire results combine to allow more-precise management of a complex Chinook Salmon aggregate. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28: 328-340.
- Pearcy, W.G. 1992. Ocean ecology of North Pacific salmonids. Univ. Wash. Sea Grant Program, Seattle, WA. 179 p.
- Phillips, A.C. 1977. [Key field characteristics of use in identifying young marine Pacific salmon](#). Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 746. 13 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Quinn, T.P. 2005. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. Univ. Wash. Press., Seattle, WA. 278 p.
- Raleigh, R.F., Miller, W.J., Nelson, P.C. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Chinook Salmon. U.S. Fish Wild. Serv. Biol. Rep. 82 (10.122). 64 p.

-
- Reiser, D.W., White, R.G. 1988. Comparison of effects of two sediment size classes on steelhead trout and Chinook Salmon egg incubation and quality of juveniles. *North Am. J. Fish. Manag.* 8(4): 432-437.
- Rempel, L.L., Healey, K., Lewis, F.J.A. 2012. [Lower Fraser River juvenile fish habitat suitability criteria](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2991: ix.+73 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Richter, A., Kolmes, S.A. 2005. Maximum temperature limits for Chinook, Coho, and Chum Salmon, and Steelhead Trout in the Pacific Northwest. *Rev. Fish. Sci.* 13: 23-49.
- Ricker, W.E. 1980. Causes of the decrease in age and size of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 944: 25 p.
- Riddell, B.E. 1986. Assessment of selective fishing on the age at maturity in Atlantic salmon (*Salmo salar*): a genetic perspective. *In* *Salmonid age at maturity*. Edited by D.J. Meerburg. *Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* 89: 102-109.
- Riddell, B., Bradford, M., Carmichael, R., Hankin, D., Peterman, R., Wertheimer, A. 2013. [Assessment of Status and Factors for Decline of Southern BC Chinook Salmon: Independent Panel's Report](#). Prepared with the assistance of D.R. Marmorek and A.W. Hall, ESSA Technologies Ltd., Vancouver, B.C. for Fisheries and Oceans Canada (Vancouver, BC) and Fraser River Aboriginal Fisheries Secretariat (Merritt, BC). xxix + 165 pp. + Appendices. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Rosberg, G.E., Aitken, D. 1981. Adult Chinook Salmon studies in four tributaries to the Upper Fraser River, 1981. Beak Consultants report to DFO. 140 pp.
- Ruggerone, G.T., Peterman, R.M., Dorner, B., Myers, K.W. 2010. Magnitude and trends in abundance of hatchery and wild Pink Salmon, Chum Salmon, and Sockeye Salmon in the north Pacific Ocean. *Mar. Coastal Fish.: Dyn., Manag., Ecosyt. Sci.* 2(1): 306-328.
- Runciman, J. B., Leaf, B.R. 2009. [A review of yellow perch \(*Perca flavescens*\), smallmouth bass \(*Micropterus dolomieu*\), largemouth bass \(*Micropterus salmoides*\), pumpkinseed \(*Lepomis gibbosus*\), walleye \(*Sander vitreus*\), and northern pike \(*Esox lucius*\) distributions in British Columbia](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2882: xvi+123p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Saitou, N., Nei, M. 1987. The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. *Mol. Bio. Evol.* 4: 406-425.
- Scott, W.B., Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 184: 1-966.
- Sebring, S.H., Carper, M.C., Ledgerwood, R.D., Sandford, B.P., Matthews, G.M., Evans, A.F. 2013. Relative vulnerability of PIT-tagged subyearling fall Chinook Salmon to predation by Caspian Terns and Double-Crested Cormorants in the Columbia River estuary. *Trans. Am. Fish. Soc.* 142: 1321-1334.
- Sharma, R., Vélez-Espino, L.A., Wertheimer, A.C., Mantua, N., Francis, R.C. 2013. Relating spatial and temporal scales of climate and ocean variability to survival of Pacific Northwest Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Fish. Ocean.* 22: 14-31.
- Shelton, J.M. 1955. The hatching of Chinook Salmon eggs under simulated conditions. *Prog. Fish-Cult.* 17: 20-35.
- Sibert, J. 1975. [Residence of juvenile salmonids in the Nanaimo River estuary](#). *Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep.* 537: 23 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
-

-
- Sibert, J., Kask, B. 1978. Do fish have diets? *In* Proceedings of the [1977 Northeast Pacific Chinook and Coho Salmon Workshop](#). Edited by Shepherd, B.G. and R.M. Ginetz. Fish. Mar. Serv. Can. Tech. Rep. 759: 48-57. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Stalberg, H.C., Lauzier, R.B., MacIsaac, E.A., Porter, M., Murray, C. 2009. [Canada's policy for conservation of wild pacific salmon: Stream, lake, and estuarine habitat indicators](#). Can. Manuscr. Fish. Aquat. Sci. 2859: xiii+135 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Stephen, C., Stitt T., Dawson-Coates, J., McCarthy, A. 2011. [Assessment of the potential effects of diseases present in salmonid enhancement facilities on Fraser River sockeye salmon](#). Cohen Commission Tech. Rep. 1A. Vancouver, B.C. 180 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Tomaro, L.M., Teel, D.J., Peterson, W.T., Miller, J.A. 2012. When is bigger better? Early marine residence of middle and upper Columbia River spring Chinook Salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 452: 237-252.
- Tovey, C.P., Bradford, M.J., Herborg, L.M. 2008. [Biological Risk Assessment for Smallmouth bass \(*Micropterus dolomieu*\) and Largemouth bass \(*Micropterus salmoides*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2008/075. viii + 39 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Trudel, M., Hertz, E. 2013. [Recent advances in marine juvenile Pacific salmon research in North America](#). NPAFC Tech. Rep. 9: 11-20. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Trudel, M., Fisher, J., Orsi, J., Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Sweeting, R.M., Hinton, S., Fergusson, E., Welch, D.W. 2009. Distribution and migration of juvenile Chinook Salmon derived from coded wire tag recoveries along the continental shelf of western North America. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138: 1369-1391.
- Trudel, M., Middleton, K.R., Tucker, S., Thiess, M.E., Morris, J.F.T., Candy, J.R., Mazumder, A., Beacham, T.D. 2012a. [Estimating winter mortality in juvenile Marble River Chinook Salmon](#). NPAFC Doc. 1426. 14 pp. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Trudel, M., Thiess, M.E., Tucker, S., Mackas, D., Tanasichuk, R., Baillie, S., Parken, C., Dobson, D., Peterson, B. 2012b. Average ocean conditions for salmon on the west coast of Vancouver Island in 2011. *In* [State of physical, biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011](#). Edited by J. Irvine and W.R. Crawford. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/072. 79-82 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Tucker, S., Trudel, M., Welch, D.W., Candy, J.R., Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Wallace, C., Beacham, T.D. 2011. Life history and seasonal stock-specific migration of juvenile Chinook Salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 140: 1101-1119.
- Tucker, S., Trudel, M., Welch, D.W., Candy, J.R., Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Wallace, C., Beacham, T.D. 2012. Annual coastal migration of juvenile Chinook Salmon; Static stock-specific patterns in a dynamic ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 449: 245-262.
- Vélez-Espino, L.A., Sharma, R., Wertheimer, A.C., Mantua, N., Francis, R.C. 2012. [Relating spatial and temporal scales of climate and ocean variability to survival of Pacific Northwest Chinook Salmon: a summary](#). NPAFC Doc. 1427. 7 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Waples, R.S., Teel, D.J., Myers, J.M., Marshall, A.R. 2004. Life-history divergence in Chinook Salmon: historic contingency and parallel evolution. *Evolution* 58: 386-403.
- Weatherley, A.H., Gill, H.S. 1995. Growth. *In* *Physiological Ecology of Pacific Salmon*. Edited by C. Groot, L. Margolis and W.C. Clarke. University of British Columbia Press, Vancouver, BC. 103-158 pp.
-

-
- Weitkamp, L. 2010. Marine distributions of Chinook Salmon from the west coast of North America determined by coded wire tag recoveries. *Trans. Am. Fish. Soc.* 139: 147-170.
- Westrheim, S.J. 1998. [Age composition of chinook salmon in the commercial gillnet, and test fisheries of the lower Fraser River, 1958-88](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2435: 95 p. (Consulté le 18 juillet 2018).
- Williams, G.L. 1989. Coastal/Estuarine fish habitat description and assessment manual. Part I. Species/Habitat outlines. Prepared for DFO by G.L. Williams and Associates.
- Winther, I., Beacham, T.D. 2009. The application of Chinook Salmon stock composition data to management of the Queen Charlotte Islands troll fishery, 2006. *In Pacific Salmon: Ecology and Management of Western Alaska's Populations*. Edited by C.C. Krueger and C.E. Zimmerman. *Am. Fish. Soc. Symp.* 70. Bethesda, MD. 977-1004 p.
- Wood, C.C. 1987a. Predation of juvenile Pacific salmon by the common merganser (*Mergus merganser*) on eastern Vancouver Island. I: Predation during seaward migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 941-949.
- Wood, C.C. 1987b. Predation of juvenile Pacific salmon by the common merganser (*Mergus merganser*) on eastern Vancouver Island. II: Predation of stream-resident juvenile salmon by merganser broods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 950-959.

11 TABLEAUX

Tableau 1. UC correspondant aux groupes génétiques régionaux de saumon quinnat en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington. Notation des groupes régionaux : UCR-su = haut-Columbia-été, NPS-f = nord de la baie Puget-automne, LWFR-f = bas-Fraser-automne, LWFR-sp/su, = bas-Fraser-printemps/été, UPFR-sp = haut-Fraser-printemps, MDFR-sp/su = moyen-Fraser-printemps/été, SOTH-sp/su = Thompson sud-printemps/été, LWTH-sp = basse Thompson-printemps, NOTH-sp/su = Thompson nord-printemps/été, SOMN-f = sud de la partie continentale-automne, ECVI-su/f = côte est de l'île de Vancouver-été/automne, WCVI-f = côte ouest de l'île de Vancouver-automne. Les couleurs utilisées pour indiquer les groupes régionaux dans ce tableau sont les mêmes que dans l'arbre de Neighbour-joining sur la Figure 1.

Unité de conservation	Groupe génétique régional	Couleur sur l'arbre
CK-01	UCR-su	Non illustré
CK-02	NPS-f	Non illustré
CK-03, CK-9006 à CK-9008	LWFR-f	Vert pâle
CK-04 à CK-06 et CK-08	LWFR-sp/su	Bleu clair
CK-09 à CK-12	UPFR-sp/MDFR-sp/su	Vert-bleu
CK-13 à CK-16, CK-07, CK-82	SOTH-sp/su	Rouge
CK-17	LWTH-sp	Bleu foncé
CK-18, CK-19	NOTH-sp/su	Violet
CK-20, CK-34, CK-35	SOMN-f	Brun
CK-21 à CK-29, CK-83, CK-9005	ECVI-su/f	Vert foncé
CK-31 à CK-33	WCVI-f	Orange

Tableau 2. Noms des UC, noms des populations et codes des stocks associés aux 33 UC pour les 121 populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique/sites d'échantillonnage utilisés dans l'analyse génétique. Remarque : Les UC qui ne figurent pas dans ce tableau sont les CK-01, CK-02, CK-21 et CK-9005.

UC	Nom de la population	Stk_CU	UC	Nom de la population	Stk_CU
CK-03	RIVIÈRE HARRISON	6-CK03	CK-17	RUISSEAU SPIUS	81-CK17
CK-04	RIVIÈRE BIRKENHEAD	93-CK04	CK-17	RIVIÈRE NICOLA	42-CK17
CK-05	HAUTE-PITT	272-CK05	CK-17	RUISSEAU LOUIS	90-CK17
CK-05	RUISSEAU BLUE	426-CK05	CK-17	RIVIÈRE DEADMAN	82-CK17
CK-06	RUISSEAU SLOQUET	341-CK06	CK-17	HAUTE-COLDWATER	223-CK17
CK-06	RUISSEAU BIG SILVER	92-CK06	CK-17	RIVIÈRE COLDWATER	46-CK17
CK-07	MARIA SLOUGH	212-CK07	CK-17	RIVIÈRE BONAPARTE	83-CK17
CK-08	RIVIÈRE NAHATLATCH	91-CK08	CK-18	RUISSEAU FINN	87-CK18
CK-09	RUISSEAU PORTAGE	74-CK09	CK-18	RIVIÈRE BLUE	210-CK18
CK-10	RIVIÈRE WEST ROAD (BLACKWATER)	103-CK10	CK-19	RIVIÈRE RAFT	70-CK19
CK-10	RIVIÈRE NAZKO	349-CK10	CK-19	RIVIÈRE THOMPSON NORD	226-CK19
CK-10	RUISSEAU LIGHTNING	452-CK10	CK-19	RUISSEAU LEMIEUX	211-CK19
CK-10	RIVIÈRE HORSEFLY	96-CK10	CK-19	RIVIÈRE CLEARWATER	145-CK19
CK-10	RIVIÈRE ENDAKO	104-CK10	CK-19	RIVIÈRE BARRIÈRE	208-CK19
CK-10	HAUTE-COTTONWOOD	50-CK10	CK-20	RIVIÈRE SQUAMISH	12-CK20
CK-10	HAUTE-CHILCOTIN	73-CK10	CK-20	RUISSEAU SHOVELNOSE	123-CK20
CK-10	BASSE-CHILCOTIN	102-CK10	CK-20	CHENAL DE FRAI MAMQUAM	119-CK20
CK-10	RIVIÈRE CHILAKO	206-CK10	CK-20	RIVIÈRE CHEAKAMUS	415-CK20
CK-10	HAUTE-CARIBOO	254-CK10	CK-22	RIVIÈRE COWICHAN	11-CK22
CK-10	RIVIÈRE BRIDGE	45-CK10	CK-25	RIVIÈRE NANAIMO - AUTOMNE	101-CK25
CK-10	RUISSEAU BAKER	482-CK10	CK-25	RIVIÈRE CHEMAINUS	18-CK25
CK-10	RIVIÈRE BAEZAEO	351-CK10	CK-27	RIVIÈRE QUALICUM	2-CK27
CK-11	RIVIÈRE TASEKO	143-CK11	CK-27	RIVIÈRE PUNTLEDGE -	106-CK27
CK-11	RIVIÈRE STUART	29-CK11	CK-27	RIVIÈRE LITTLE QUALICUM	97-CK27
CK-11	RIVIÈRE QUESNEL	8-CK11	CK-28	RIVIÈRE PHILLIPS	241-CK28
CK-11	RIVIÈRE NECHAKO	30-CK11	CK-29	RIVIÈRE WOSS	335-CK29
CK-11	RIVIÈRE KUZKWA	228-CK11	CK-29	RIVIÈRE QUINSAM	3-CK29
CK-11	RUISSEAU ELKIN	71-CK11	CK-29	RIVIÈRE QUATSE	110-CK29
CK-11	RIVIÈRE CHILKO	44-CK11	CK-29	RIVIÈRE NIMPKISH	94-CK29
CK-11	RIVIÈRE CARIBOO	99-CK11	CK-31	RIVIÈRE SOMASS	1-CK31
CK-12	RIVIÈRE WILLOW	69-CK12	CK-31	RUISSEAU TRANQUIL	111-CK31
CK-12	RUISSEAU WALKER	233-CK12	CK-31	RIVIÈRE TOQUART	257-CK31
CK-12	RIVIÈRE TORPY	247-CK12	CK-31	RUISSEAU THORNTON	34-CK31
CK-12	RUISSEAU SWIFT	66-CK12	CK-31	RIVIÈRE SOOKE	405-CK31
CK-12	RUISSEAU SLIM	67-CK12	CK-31	RIVIÈRE SARITA	107-CK31
CK-12	RIVIÈRE SALMON	38-CK12	CK-31	RIVIÈRE SAN JUAN	135-CK31
CK-12	RUISSEAU PTARMIGAN	232-CK12	CK-31	RIVIÈRE NITINAT	9-CK31
CK-12	RUISSEAU NEVIN	225-CK12	CK-31	RIVIÈRE NAHMINT	108-CK31
CK-12	RIVIÈRE MORKILL	246-CK12	CK-31	RIVIÈRE MOYEHA	464-CK31
CK-12	RUISSEAU KENNETH	231-CK12	CK-31	RIVIÈRE MEGIN	459-CK31
CK-12	RUISSEAU INDIANPOINT	68-CK12	CK-31	BASSE KENNEDY	31-CK31
CK-12	RUISSEAU HORSEY	63-CK12	CK-32	RIVIÈRE ZEBALLOS	315-CK32
CK-12	RIVIÈRE HOLMES	65-CK12	CK-32	RIVIÈRE TLUPANA	332-CK32
CK-12	RUISSEAU HOLLIDAY	134-CK12	CK-32	RIVIÈRE TAHSIS	331-CK32
CK-12	RIVIÈRE GOAT	64-CK12	CK-32	RIVIÈRE SUCWOA	340-CK32
CK-12	FRASER - EN AMONT DE TETE JAUNE CACHE	39-CK12	CK-32	RIVIÈRE KAOUK	463-CK32
CK-12	RUISSEAU FONTONIKO	98-CK12	CK-32	RIVIÈRE GOLD	314-CK32
CK-12	RIVIÈRE BOWRON	49-CK12	CK-32	RIVIÈRE CONUMA	5-CK32
CK-12	RIVIÈRE BAD (RUISSEAU	350-CK12	CK-32	RIVIÈRE BURMAN	242-CK32

UC	Nom de la population	Stk_CU	UC	Nom de la population	Stk_CU
CK-13	RIVIÈRE THOMPSON SUD	85-CK13	CK-33	RIVIÈRE MARBLE	72-CK33
CK-13	BASSE-THOMPSON	137-CK13	CK-33	RÉSEAU CAYEGHLE	330-CK33
CK-13	RIVIÈRE LITTLE	95-CK13	CK-34	RIVIÈRE HOMATHKO	177-CK34
CK-13	RIVIÈRE ADAMS	84-CK13	CK-35	RIVIÈRE KLINAKLINI	147-CK35
CK-14	RIVIÈRE SEYMOUR	270-CK14	CK-35	RUISSEAU DEVEREUX	148-CK35
CK-14	RIVIÈRE SALMON	76-CK14	CK-82	HAUTE-ADAMS	195-CK82
CK-14	RIVIÈRE EAGLE	75-CK14	CK-83	RIVIÈRE PUNTLEDGE - ÉTÉ	105-CK83
CK-15	MOYENNE SHUSWAP	47-CK15	CK-83	RIVIÈRE NANAIMO - ÉTÉ	7-CK83
CK-15	BASSE SHUSWAP	43-CK15	CK-9006	RIVIÈRE STAVE	194-CK9006
CK-16	RUISSEAU DUTEAU	235-CK16	CK-9007	FLEUVE CAPILANO	262-CK9007
CK-16	RUISSEAU BESSETTE	183-CK16	CK-9008	RIVIÈRE CHILLIWACK/VEDDER	40-CK9008
CK-17	HAUT SPIUS	224-CK17			

Tableau 3. Résultats d'une analyse normalisée de la variance moléculaire (AMOVA) à l'aide des 121 populations de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique et des 30 UC pour 15 loci microsatellites. Remarque : CK-9006, CK-9007 et CK-9008 sont combinées à CK-03 car ces UC ont été fortement influencées par des transferts de poissons de CK-03.

Source de variation	df	Sommes des carrés	Composantes de la variance	Pourcentage de variation
Entre les UC	29	4 428,55	0,02690	0,50*
Entre les populations	-	-	-	-
– Dans les UC	91	6 590,11	0,23139	4,27***
– Dans les populations	40 897	211 023,74	5,15988	95,23***
Total	41 017	222 042,40	5,41817	100,0

Moyenne sur tous les loci : $F_{ST} = 0,0477$, $F_{SC} = 0,0429$, $F_{CT} = 0,0049$. * non significatif, *** $P < 0,001$

Tableau 4. Valeurs de F_{ST} par paire pour les 30 UC, déterminées par 15 marqueurs microsatellites. Les valeurs de p non significatives aux niveaux de 0,05 et 0,001 sont indiquées par un ombrage et du gras, respectivement. Les UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique prises en compte dans l'analyse sont énumérées dans l'ordre en haut et à gauche de la matrice.

UC	CK03	CK04	CK05	CK06	CK07	CK08	CK09	CK10	CK11	CK12	CK13	CK14	CK15	CK16	CK17	CK18	CK19	CK20	CK22	CK25	CK27	CK28	CK29	CK31	CK32	CK33	CK34	CK35	CK82	CK83
CK03*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK04	0,095	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK05	0,045	0,076	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK06	0,055	0,110	0,036	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK07	0,073	0,137	0,115	0,110	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK08	0,035	0,116	0,071	0,056	0,072	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK09	0,052	0,111	0,071	0,070	0,072	0,040	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK10	0,030	0,100	0,062	0,050	0,070	0,015	0,033	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK11	0,046	0,112	0,049	0,061	0,063	0,000	0,030	0,000	—	—	—	—	—	—	—	0,030	0,000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK12	0,050	0,118	0,068	0,070	0,072	0,011	0,044	0,001	0,014	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK13	0,036	0,085	0,059	0,047	0,050	0,024	0,031	0,027	0,026	0,030	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK14	0,060	0,118	0,074	0,070	0,059	0,023	0,038	0,029	0,035	0,039	0,018	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK15	0,065	0,118	0,070	0,076	0,046	0,013	0,037	0,022	0,043	0,039	0,009	0,006	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK16	0,055	0,117	0,084	0,069	0,059	0,031	0,045	0,036	0,032	0,033	0,018	0,008	0,000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK17	0,052	0,132	0,088	0,089	0,080	0,034	0,066	0,026	0,036	0,037	0,049	0,050	0,052	0,050	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK18	0,059	0,127	0,091	0,073	0,083	0,033	0,053	0,035	0,014	0,036	0,048	0,040	0,031	0,054	0,054	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK19	0,046	0,112	0,063	0,061	0,069	0,014	0,039	0,012	0,010	0,025	0,031	0,030	0,032	0,036	0,037	0,019	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK20	0,015	0,095	0,062	0,053	0,072	0,043	0,052	0,038	0,043	0,044	0,034	0,052	0,048	0,053	0,049	0,069	0,049	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK22	0,040	0,112	0,060	0,063	0,081	0,038	0,052	0,028	0,058	0,054	0,037	0,067	0,074	0,055	0,055	0,063	0,059	0,022	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK25	0,026	0,101	0,074	0,055	0,086	0,054	0,052	0,050	0,042	0,051	0,041	0,061	0,050	0,066	0,058	0,086	0,059	0,031	0,000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK27	0,030	0,098	0,062	0,057	0,088	0,053	0,052	0,041	0,047	0,053	0,042	0,064	0,060	0,065	0,059	0,080	0,061	0,027	0,000	0,007	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK28	0,007	0,080	0,070	0,043	0,075	0,049	0,044	0,043	0,027	0,036	0,027	0,046	0,026	0,053	0,049	0,077	0,044	0,019	0,000	0,028	0,017	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK29	0,038	0,112	0,073	0,075	0,098	0,063	0,059	0,051	0,060	0,067	0,057	0,083	0,080	0,083	0,072	0,088	0,071	0,039	0,024	0,029	0,027	0,019	—	—	—	—	—	—	—	—
CK31	0,043	0,116	0,067	0,059	0,085	0,034	0,047	0,030	0,029	0,036	0,030	0,052	0,052	0,056	0,058	0,060	0,047	0,040	0,038	0,037	0,040	0,027	0,049	—	—	—	—	—	—	—
CK32	0,052	0,121	0,076	0,070	0,097	0,050	0,052	0,043	0,035	0,046	0,043	0,060	0,059	0,070	0,069	0,073	0,052	0,052	0,054	0,059	0,056	0,047	0,064	0,010	—	—	—	—	—	—
CK33	0,057	0,130	0,043	0,059	0,099	0,036	0,037	0,021	0,049	0,059	0,043	0,068	0,083	0,063	0,073	0,047	0,048	0,045	0,065	0,031	0,038	0,011	0,037	0,030	0,030	—	—	—	—	—
CK34	0,003	0,093	0,062	0,041	0,075	0,039	0,035	0,029	0,019	0,028	0,025	0,043	0,036	0,051	0,037	0,073	0,044	0,002	0,000	0,028	0,015	0,017	0,023	0,024	0,046	0,003	—	—	—	—
CK35	0,038	0,092	0,056	0,060	0,084	0,045	0,047	0,038	0,045	0,052	0,038	0,061	0,061	0,062	0,068	0,063	0,049	0,030	0,051	0,044	0,043	0,023	0,049	0,046	0,051	0,043	0,004	—	—	—
CK82	0,035	0,113	0,083	0,057	0,051	0,026	0,027	0,040	0,017	0,027	0,003	0,000	0,000	0,000	0,050	0,054	0,031	0,044	0,038	0,059	0,056	0,046	0,069	0,042	0,056	0,030	0,044	0,052	—	—
CK83	0,052	0,144	0,124	0,086	0,106	0,091	0,078	0,081	0,072	0,077	0,076	0,098	0,085	0,105	0,088	0,124	0,094	0,059	0,000	0,028	0,037	0,057	0,044	0,066	0,092	0,049	0,059	0,074	0,103	—

* CK03 combinée à CK9006-CK9008

Tableau 5. Résumé général des unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique

Index de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de dénombrement*	Base de la désignation de l'UC†, commentaires
CK-01	Okanagan_1.x‡	OK	Océan	Été	4	1	Cycle biologique et géographie.
CK-02	Baie Boundary_FA_0.3	BB	Océan	Automne	4	3	Cycle biologique et géographie.
CK-03	Bas Fraser_FA_0.3	LFR-automne	Océan	Automne	4§	1	Cycle biologique et période de montaison.
CK-04	Bas Fraser_SP_1.3	LFR-printemps	Cours d'eau	Printemps	5	3	Cycle biologique et période de montaison.
CK-05	Bas Fraser – haute Pitt_SU_1.3	LFR-UPITT	Cours d'eau	Été	5	1	Période de frai (et de montaison?).
CK-06	Bas Fraser_SU_1.3	LFR-été	Cours d'eau	Été	5	8	Cycle biologique et période de montaison.
CK-07	Lac Maria_SU_0.3	Maria	Océan	Été	4	1	Géographie (autrement semblable à CK-13).

* Tous les sites de dénombrement d'une UC n'ont pas des données suffisantes pour être pris en compte dans l'analyse.

† La base originale de désignation de l'UC telle qu'elle est résumée dans Holtby et Ciruna (2007).

‡ Le COSEPAC a évalué cette UC selon son propre processus et elle ne sera pas étudiée en détail dans cette série de rapports (Davis *et al.* 2007). L'information générale est fournie seulement à des fins d'exhaustivité.

§ Estimation tirée de l'analyse par cohorte des poissons porteurs d'une micromarque magnétisée codée. Voir le deuxième volume de ce rapport pour obtenir de plus amples renseignements.

Index de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de dénombrement*	Base de la désignation de l'UC†, commentaires
CK-08	Moyen-Fraser- Canyon du Fraser_SP_1.3	FRCanyon	Cours d'eau	Printemps	5	2	Génétique (confirmation depuis la première désignation).
CK-09	Moyen-Fraser- rivière Portage_FA_1.3	Portage	Cours d'eau	Automne	5	1	Cycle biologique et période de montaison.
CK-10	Moyen-Fraser_SP_1.3	MFR-printemps	Cours d'eau	Printemps	5	24	Période de montaison.
CK-11	Moyen-Fraser_SU_1.3	MFR-été	Cours d'eau	Été	5	18	Période de montaison.
CK-12	Haut Fraser_SP_1.3	UFR-printemps	Cours d'eau	Printemps	5 ^s	41	Période de montaison.
CK-13	Thompson sud_SU_0.3	STh-0.3	Océan	Été	4	5	Cycle biologique, âge et lieu de frai (génétique semblable à CK-07).
CK-14	Thompson sud_SU_1.3	STh-1.3	Cours d'eau	Été	5	4	Cycle biologique, âge et génétique.
CK-15	Rivière Shuswap_SU_0.3	STh-SHUR	Océan	Été	4 ^s	3	Génétique (autrement semblable à CK-13).
CK-16	Thompson sud - ruisseau Bessette_SU_1.2	STh-BESS	Cours d'eau	Été	4	4	Cycle biologique et âge.
CK-17	Basse Thompson_SP_1.2	LTh	Cours d'eau	Printemps	4 ^s	9	Génétique, période de montaison et âge.

Index de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de dénombrement*	Base de la désignation de l'UC†, commentaires
CK-18	Thompson nord_SP_1.3	NTh-printemps	Cours d'eau	Printemps	5	7	Génétique, période de montaison et âge.
CK-19	Thompson nord_SU_1.3	NTh-été	Cours d'eau	Été	5	7	Période de montaison (autrement semblable à l'UC 18).
CK-20	Zone continentale du sud - détroit de Georgie_FA_0.X	SMn-GStr	Océan	Automne	4	42	Géographie et comparaison à la structure des populations de coho et de kéta.
CK-21	Est de l'île de Vancouver - rivière Goldstream_FA_0.X	Goldstr	Océan	Automne	3	2	Génétique.
CK-22	Est de l'île de Vancouver – Cowichan et Koksilah_FA_0.X	CWCH-KOK	Océan	Automne	3 [§]	6	Génétique et période de montaison.
CK-23	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo - Printemps	NanR- printemps	Cours d'eau	Printemps	4	1	Âge, génétique et période de montaison.
CK-83	Est de l'île de Vancouver - détroit de Georgie_SU_0.3	EVI-été	Océan	Été	4 [§]	4	Génétique et période de montaison, CK-24 et CK-26 fusionnées
CK-25	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo et Chemainus_FA_0.X	EVI-automne	Océan	Automne	3 [§]	4	Génétique et période de montaison.
CK-27	Est de l'île de Vancouver – Qualicum et Puntledge_FA_0.X	QP-automne	Océan	Automne	4 [§]	17	Génétique et période de montaison.

Index de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de dénombrement*	Base de la désignation de l'UC†, commentaires
CK-28	Sud de la partie continentale - fjords du sud_FA_0.X	SMn-SFj	Océan	Automne	4	25	Période de montaison et habitat.
CK-29	Est de l'île de Vancouver - Nord_FA_0.X	NEVI	Océan	Automne	4 [§]	18	Période de montaison et habitat.
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver - Sud_FA_0.X	SWVI	Océan	Automne	4 [§]	69	Période de montaison et habitat, CK-30 et CK-31 fusionnées.
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver - Nootka et Kyuquot_FA_0.X	NoKy	Océan	Automne	4	57	Période de montaison.
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver - Nord_FA_0.X	NWVI	Océan	Automne	4	17	Écotype
CK-34	Homathko_SU_X.X	HOMATH	Cours d'eau	Été	5	2	Génétique.
CK-35	Klinaklini_SU_1.3	KLINA	Cours d'eau	Été	5	2	Génétique.
CK-82	Haute Adams_SU_1.X	UAdams	Océan	Été	5	1	Génétique et période de montaison, nouvelle UC. Ne concorde pas avec les autres UC de la Thompson sud.
CK-9005	Sud de la Colombie-Britannique - divers	sBC-Misc	Océan	Automne	3	1	Catégorie de mise en valeur
CK-9006	Fraser - exclusion du complément entre UC	FR-XCU	Océan	Mixte	3	3	Catégorie de mise en valeur
CK-9007	Sud de la Colombie-Britannique - exclusion du complément entre UC	sBC-XCU	Océan	Mixte	4	4	Catégorie de mise en valeur

Index de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de dénombrement*	Base de la désignation de l'UC†, commentaires
CK-9008	Fraser - Harrison transplantation d'automne_FA_0.3	Chil_trans_FA	Océan	Automne	3 ^s	1	Catégorie de mise en valeur

Tableau 6. Périodes de montaison des adultes d'après Waples et al. (2004) et Parken et al. (2008).

Période de migration des adultes	Nom de la période
Mars - mai	Printemps
Juin	Début de l'été
Juillet	Milieu de l'été
Août	Fin de l'été
Septembre à novembre	Automne
Décembre à février	Hiver

Tableau 7. Variation générale de l'âge à la maturité, de la longueur à la maturité et de la fécondité chez le saumon quinnat. Reproduction de Healey (1986).

Cycle biologique des juvéniles	Âge à la maturité	Occurrence maximale (%)	Gamme de longueurs à la fourche (mm)	Plage de fécondité
Océan	0,1	50,0	280-570	-
Océan	0,2	35,0	480-730	-
Océan	0,3	53,0	630-880	2 648-4 462
Océan	0,4	12,0	810-1 030	3 419-5 355
Océan	0,5	1,0	955-1 150	4 297-5 724
Cours d'eau	1,0	1,0	102-401	4 720
Cours d'eau	1,1	19,0	358-635	-
Cours d'eau	1,2	56,0	572-909	4 018
Cours d'eau	1,3	77,0	727-1 031	5 388-9 063
Cours d'eau	1,4	60,0	828-1 010	8 716-10 094
Cours d'eau	1,5	12,0	967-1 025	8 196-12 040
Cours d'eau	2,1	~0,0	S. O.	-
Cours d'eau	2,2	~0,0	602	-
Cours d'eau	2,3	~0,0	749	-

Tableau 8. Résumé des longueurs à la fourche (mm, n=48 251) et des poids (g, n=140 800) au moment du lâcher, par unité de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, d'après les lâchers de MMC associés.

Unité de conservation	Longueur à la fourche (mm)			Poids (g)		
	Alevin	Saumoneau	Yearling	Alevin	Saumoneau	Yearling
CK-03	57,7	78,7	151,9	1,78	5,24	31,51
CK-04	S. O.	70,0	S. O.	2,89	6,16	16,02
CK-05	S. O.	95,7	S. O.	S. O.	8,10	S. O.
CK-06	S. O.	95,0	S. O.	S. O.	8,82	S. O.
CK-07	S. O.	83,0	S. O.	S. O.	6,24	S. O.
CK-10	94,0	84,4	116,0	11,10	5,91	18,50
CK-11	95,6	78,9	103,5	9,24	5,27	12,94
CK-12	59,3	81,6	100,6	2,14	6,03	12,27
CK-14	S. O.	S. O.	108,2	4,70	3,99	16,54
CK-15	65,0	81,6	S. O.	2,48	S. O.	S. O.
CK-17	90,0	78,6	115,6	5,34	5,86	17,43
CK-18	S. O.	91,9	S. O.	S. O.	7,94	S. O.
CK-19	S. O.	84,6	118,0	5,92	7,26	18,60
CK-20	67,0	87,0	S. O.	2,29	7,36	S. O.
CK-22	S. O.	84,5	S. O.	S. O.	5,40	S. O.
CK-25	S. O.	89,4	S. O.	S. O.	7,13	S. O.
CK-27	S. O.	81,1	172,0	2,00	6,62	117,95
CK-28	S. O.	S. O.	98,2	S. O.	4,88	12,10
CK-29	65,6	87,7	S. O.	2,5	8,03	45,00
CK-31	S. O.	78,9	115,4	2,71	5,90	23,56
CK-32	S. O.	82,4	186,0	2,75	6,22	75,00
CK-33	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	6,40	S. O.
CK-35	S. O.	S. O.	S. O.	2,63	4,50	S. O.
CK-83	57,5	82,4	S. O.	2,36	5,57	102,09
CK-9006	S. O.	85,4	S. O.	S. O.	6,48	S. O.
CK-9007	S. O.	83,9	S. O.	2,60	6,15	34,44
CK-9008	56,0	82,9	S. O.	1,80	5,58	S. O.

Tableau 9. Catégories génériques de la longueur selon l'âge établies pour les saumons quinnats juvéniles capturés pendant leur première année en mer (d'après Tucker et al. 2011).

Type de cycle biologique	Côte ouest de l'île de Vancouver			Sud de l'Alaska/Nord de la Colombie-Britannique		
	Été	Automne	Hiver	Été	Automne	Hiver
Type océan	< 125 mm	< 300 mm	125-325 mm	-	-	-
Type cours d'eau	125-275 mm	-	325-400 mm	125-275 mm	150-350 mm	< 400 mm

Tableau 10. Longueur à la fourche selon l'âge (mm) pour les UC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, tirée des récupérations de micromarques magnétisées codées dans les pêches, de 1967 à 2012. (n=73 709)

Unité de conservation	Durée de génération moyenne (années)	Longueur à la fourche selon l'âge (mm)			
		Âge 2	Âge 3	Âge 4	Âge 5
CK-03	4	653,8	797,8	879,3	S. O.
CK-04	5	599,6	759,7	891,5	965,0
CK-05	5	675,2	804,4	912,0	S. O.
CK-06	5	645,6	804,9	888,6	S. O.
CK-07	4	636,3	777,0	828,0	S. O.
CK-10	5	665,2	738,9	846,8	S. O.
CK-11	5	629,7	766,9	869,7	895,2
CK-12	5	601,2	741,5	798,0	870,0
CK-14	5	628,0	750,0	835,8	850,0
CK-15	4	702,1	812,1	880,6	S. O.
CK-17	4	614,9	695,2	794,6	S. O.
CK-18	5	696,5	786,8	869,8	S. O.
CK-19	5	661,3	796,1	889,0	992,0
CK-20	4	687,9	848,1	930,3	S. O.
CK-22	3	666,2	788,0	820,9	S. O.
CK-25	3	674,6	819,4	902,5	S. O.
CK-27	4	658,3	833,2	938,6	950,0
CK-28	4	616,9	773,8	930,4	S. O.
CK-29	4	619,2	807,4	955,0	1 001,0
CK-31	4	706,9	825,2	910,4	927,3
CK-32	4	695,7	824,1	916,5	961,9
CK-33	4	668,2	829,6	917,7	976,6
CK-35	5	459,7	683,7	839,7	S. O.
CK-83	4	617,4	766,3	840,2	885,0
CK-9006	3	679,7	824,3	940,0	S. O.
CK-9007	4	650,6	808,3	845,5	895,0
CK-9008	3	681,6	818,5	887,2	S. O.

Tableau 11. Stratégies générales de répartition en mer des indicateurs MMC des saumons quinnats adultes immatures du sud de la Colombie-Britannique (abréviation de la MMC ente parenthèses).

Migrants locaux	Migrants au loin-dans le nord	Migrants au large
Cowichan-Koksilah (COW)	Sud-ouest de l'île de Vancouver (RBT)	Rivière Nicola (NIC)
ECVI Nanaimo-Chemainus - Automne (NAN)	Nord-est de l'île de Vancouver (QUI)	Ruisseau Dome (DOM)
Bas-Fraser - Automne (blanc) (HAR)	Qualicum-Puntledge - Automne (BQR)	-
Bas-Fraser - Automne (CHI)	Moyenne-ECVI - Été (PPS)	-
-	Rivière Shuswap - Été (SHU)	-

Tableau 12. Résumé des installations du programme de mise en valeur des salmonidés dans le sud de la Colombie-Britannique Programme de développement économique communautaire (PDEC); programme de participation publique (PPP).

Index de l'UC	Nom de l'UC	Écloseries du MPO	Écloseries du PDEC	Écloseries du PPP
CK-02	Baie Boundary_FA_0.3	-	-	Basse-Campbell, rivière Nicomekl, rivière Serpentine
CK-9006	Fraser - exclusion du complément entre UC	Rivière Chehalis	-	Rivière Alouette
CK-9008	Fraser - Harrison transplantation d'automne_FA_0.3	Rivière Chilliwack, ruisseau Inch	-	Écloserie de Poco
CK-15	Rivière Shuswap_SU_0.3	Rivière Shuswap	-	Ruisseau Kingfisher
CK-13	Thompson sud_SU_0.3	Ruisseau Spius	-	-
CK-20	Zone continentale du sud - détroit de Georgie_FA_0.X	Fleuve Capilano, ruisseau Tenderfoot	Ruisseau Lang, bande Sechelt, rivière Seymour, rivière Sliammon	Ruisseau Chapman, Reed Point/loco, term Westridge
CK-21	Est de l'île de Vancouver - rivière Goldstream_FA_0.X	-	-	Rivière Goldstream
CK-22	Est de l'île de Vancouver – Cowichan et Koksilah_FA_0.X	-	Rivière Cowichan	-
CK-83	Est de l'île de Vancouver - détroit de Georgie_SU_0.3	Rivière Puntledge	Rivière Nanaimo	-
CK-25	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo et Chemainus_FA_0.X	Rivière Big Qualicum, basse-Qualicum	-	Mise en valeur Englishman, rivière Oyster
CK-28	Sud de la partie continentale - fjords du sud_FA_0.X	-	-	Gillard Pass
CK-29	Est de l'île de Vancouver - Nord_FA:0.X	Rivière Quinsam	Gwa'ni, P Hardy/ Quatse	Rivière Kokish, Sayward F&G, écloserie Woss Comm
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver - Sud_FA_0.X	Rivière Nitinat, ruisseau Robertson	Clayoquot, rivière San Juan, ruisseau Thornton	Port d'Esquimalt, rivière Sooke, Tofino

Index de l'UC	Nom de l'UC	Écloseries du MPO	Écloseries du PDEC	Écloseries du PPP
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver - Nootka et Kyuquot_FA_0.X	Rivière Conuma	-	Bassin hydrographique de la rivière Nootka, rivière Tahsis, rivière Zeballos
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver - Nord_FA_0.X	-	-	Holberg In, P Hardy/Marble

Tableau 13. Résumé des lâchers moyens de saumon quinnat, par unité de conservation et période.
 Remarque : La période 1995-2011 équivaut à peu près à trois générations et la période 2007-2011 à une génération, en supposant une durée de génération moyenne de quatre ans. Les lâchers sont strictement limités aux populations à l'intérieur de l'UC (la population du stock vient de la même UC que l'UC du site du lâcher); tous les autres cas sont comptés comme des lâchers entre UC (CK-9005 à CK-9007).

Index de l'UC	Nom de l'UC	Lâcher moyen (en milliers)		Nombre total de poissons remis à l'eau (en millions)	
		1995-2011	2007-2011	1995-2011	2007-2011 ⁹
CK-02	Baie Boundary_FA_0.3	49,6	48,1	2,2	0,82
CK-03	Bas Fraser_FA_0.3	370,5	45,3	25,2	1,31
CK-04	Bas Fraser_SP_1.3	40,7	-	0,5	-
CK-05	Bas Fraser – haute Pitt_SU_1.3	<0,1	-	<0,1	-
CK-06	Bas Fraser_SU_1.3	342,0	436,1	7,5	2,18
CK-07	Lac Maria_SU_0.3	21,0	36,5	0,2	0,04
CK-10	Moyen-Fraser_SP_1.3	9,8	-	0,1	-
CK-11	Moyen-Fraser_SU_1.3	37,5	0,5	1,8	0,00
CK-12	Haut Fraser_SP_1.3	29,9	--	1,8	-
CK-14	Thompson sud_SU_1.3	55,4	61,2	1,6	0,61
CK-15	Rivière Shuswap_SU_0.3	92,6	60,2	16,6	4,27
CK-17	Basse Thompson_SP_1.2	43,4	42,8	6,4	1,84
CK-20	Zone continentale du sud - détroit de Georgie_FA_0.X	184,6	134,4	20,3	4,03
CK-21	Est de l'île de Vancouver - rivière Goldstream_FA:0.X	51,6	85,0	1,1	0,26
CK-22	Est de l'île de Vancouver – Cowichan et Koksilah_FA_0.X	162,2	54,4	27,6	4,02
CK-83	Est de l'île de Vancouver - détroit de Georgie_SU_0.3	140,3	67,8	16,7	4,60
CK-25	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo et Chemainus_FA_0.X	99,0	137,6	8,0	2,06
CK-27	Est de l'île de Vancouver – Qualicum et Puntledge_FA_0.X	445,7	408,1	151,6	40,81
CK-28	Sud de la partie continentale - fjords du sud_FA_0.X	52,4	77,9	0,7	0,47
CK-29	Est de l'île de Vancouver - Nord_FA:0.X	186,8	174,8	57,7	16,26
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver - Sud_FA_0.X	401,9	352,9	236,3	60,35
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver - Nootka et Kyuquot_FA_0.X	290,3	353,3	53,7	15,19
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver - Nord_FA_0.X	88,6	144,6	6,5	1,59
CK-9005	Sud de la Colombie-Britannique - divers	-	-	-	-
CK-9006	Fraser - exclusion du complément entre UC	198,4	215,2	12,9	4,30
CK-9007	Sud de la Colombie-Britannique - exclusion du complément entre UC	176,2	203,8	25,6	8,36

⁹ Remarque : La moyenne comprend uniquement les années où des lâchers ont eu lieu et représente donc la taille moyenne réelle du lâcher plutôt qu'une taille annualisée sur la durée (17 et 4 ans, respectivement).

Index de l'UC	Nom de l'UC	Lâcher moyen (en milliers)		Nombre total de poissons remis à l'eau (en millions)	
		1995-2011	2007-2011	1995-2011	2007-2011 ⁹
CK-9008	Fraser - Harrison transplantation d'automne FA 0.3	154,8	154,8	25,2	6,96
INC	UC inconnue pour l'emplacement du lâcher	33,6	115,0	0,9	0,34
NOMBRE TOTAL DE POISSONS REMIS À L'EAU DANS TOUTES LES UC :		--	--	708,7	180,7

Tableau 14. Résumé des stratégies de lâchers de saumon quinnat d'écloserie.

Stratégies de lâcher	Avantages	Inconvénients
Usines d'œufs	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisée lorsque l'excédent est pris si un habitat de croissance est disponible • Coût inférieur 	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de survie inférieurs au saumoneau ou aux alevins nourris • Vulnérable aux événements météorologiques extrêmes
Alevins non nourris (boîtes incubatrices)	<ul style="list-style-type: none"> • La croissance précoce plus lente peut produire une structure de classe d'âge plus naturelle • Moins de domestication • Plus grande exposition à la compétition et à la prédation pour permettre la sélection naturelle • Coût inférieur 	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de survie inférieurs au saumoneau ou aux alevins nourris • Vulnérable aux événements météorologiques extrêmes
Alevins alimentés	<ul style="list-style-type: none"> • La croissance précoce plus lente peut produire une structure de classe d'âge plus naturelle • Moins de domestication • Plus grande exposition à la compétition et à la prédation pour permettre la sélection naturelle • Coût inférieur • Peut faciliter le homing 	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de survie inférieurs au saumoneau • Lâcher forcé • Peut déplacer les alevins sauvages ou les supplanter • Plus grande exposition à la compétition et à la prédation • Nécessite un habitat de croissance disponible
Saumoneau 0+	<ul style="list-style-type: none"> • Taux de survie les plus élevés pour la production de quinnat de type océan • Utilisée pour les évaluations en tant qu'indicateur de la production sauvage (poids corporel d'au moins 2 g pour la pose d'une micromarque et l'étiquetage) • Souvent un lâcher volitif • Stratégie la plus économique • Peut être accélérée pour produire un saumoneau plus gros avec un meilleur taux de survie 	<ul style="list-style-type: none"> • La grande taille au lâcher peut produire une plus grande proportion de jacks

Stratégies de lâcher	Avantages	Inconvénients
Saumoneau 1+	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisée pour le quinnat de type cours d'eau puisqu'il s'agit d'un cycle biologique naturel pour améliorer le taux de survie et réduire les impacts sur les poissons sauvages • Utilisée pour les évaluations en tant qu'indicateur de la production sauvage des stocks de type cours d'eau • Meilleur taux de survie pour le quinnat de type océan si l'état du stock est extrêmement mauvais 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût plus élevé • Risque accru de mortalité non naturelle à l'écloserie • Domestication accrue • Risque accru de maladies liées au stress
Cage marine	<ul style="list-style-type: none"> • Réduit au minimum la compétition avec les saumoneaux sauvages dans l'estuaire • Accroît le temps d'acclimatement avant le lâcher • Taux de survie plus élevé • Peut contribuer davantage à la récolte que les lâchers en rivière • Peut éviter les prédateurs comme les oiseaux et les mammifères marins au lâcher • Offre des possibilités d'intendance aux partenaires externes 	<ul style="list-style-type: none"> Coût plus élevé • Vaccination obligatoire car les saumoneaux sont élevés dans l'eau de mer et exposés à des agents pathogènes tels que la vibriose • Infrastructures et ressources nécessaires pour l'élevage sur le site • Le site des cages marines influe sur la capacité de homing des adultes • Lâcher forcé
Lâcher en automne, tardif ou retardé	<ul style="list-style-type: none"> • La plus grosse taille avant le lâcher peut améliorer le taux de survie • Interactions réduites avec les stocks sauvages 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût plus élevé • Risque accru de mortalité non naturelle à l'écloserie • Domestication accrue • Risque accru de maladies liées au stress • Adultes en montaison immatures • Peut résidualiser • Peut manquer les efflorescences printanières de plancton en mer (principale source de nourriture)

Tableau 15. Liste restreinte des indicateurs mis au point par le groupe de travail sur l'habitat du MPO.

Volets

Indicateurs de pression	Indicateurs d'état
% de canalisation sur la longueur du cours d'eau/connectivité avec les plaines d'inondation	Longueur accessible du cours d'eau/obstacles
% de modification de la zone riveraine sur la longueur du cours d'eau	Superficie d'habitat hors chenaux accessible
Densité des routes	Mesures de stabilité des chenaux (rapports fosse : rapides, largeur du chenal : profondeur, etc.)
% de surface imperméable dans la superficie du bassin hydrographique	Mesures de l'écoulement du cours d'eau (débits de base et de pointe)
% de superficie du bassin hydrographique convertie aux fins de diverses utilisations des terres (foresterie, agriculture, urbanisation)	Qualité de l'eau/température de l'eau (croissance des juvéniles, migration et frai des adultes)
Perte de zones humides	Sédiments en suspension, substrat
Prélèvement d'eau en % du TAMA	Niveau de référence des basses eaux, couvert dans le cours d'eau
Émissaires d'évacuation autorisés	Chimie de l'eau (nutriments, OD, pH, conductivité, contaminants)
% de modification de la zone littorale des lacs	Écoulement de la rivière ou du cours d'eau
% de modification de la zone littorale de l'estuaire	

Lacs

Indicateurs de pression	Indicateurs d'état
% de modifications du couvert terrestre dans le bassin hydrographique	Longueur accessible du rivage/obstacles
% de zone littorale des lacs modifié	Superficie d'habitat hors chenaux accessible
% de surface imperméable dans la superficie du bassin hydrographique	Chimie de l'eau (nutriments, OD, pH, conductivité, contaminants)
% de zone riveraine modifié	Présence de deltas de rivières
Densité des routes	Sédiments, substrat
Pressions exercées par les activités récréatives	Température
Espèces envahissantes	Perte de zones humides

Estuaires

Indicateurs de pression	Indicateurs d'état
<p>% de zone littorale modifié (<i>Carex</i>, <i>Typha</i>, zone riveraine)</p> <p>% de la zone de surface perturbé dans la zone littorale (zone de la zostère)</p> <p>% de la zone de surface perturbé dans la mer ouverte (estacades flottantes par exemple)</p> <p>Intensité du trafic maritime</p> <p>Espèces envahissantes</p>	<p>Superficie d'habitat hors chenaux accessible</p> <p>Superficie de l'habitat estuarien</p> <p>Écoulement de la rivière ou du cours d'eau</p> <p>Invertébrés aquatiques</p> <p>Végétation marine riveraine</p> <p>Répartition spatiale des zones humides, vasières</p> <p>Poissons</p> <p>Flux de matières organiques détritiques (CNP) entre les habitats de marais et les autres habitats</p> <p>Étendue de la zostère</p> <p>Sédiments, TSS</p> <p>Micro et macro-algues</p> <p>Chimie de l'eau : nutriments (N, P, métaux), OD, pH, conductivité, contaminants (HAP, BPC)</p>

Tableau 16. Nombre estimé de saumons volés par les phoques dans le cadre de la pêche récréative.

Région	Année											
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Détroit de Georgie	2 998	4 865	5 772	10 928	2 609	2 546	2 086	4 568	1 592	583	1 048	861
Détroit de Juan de Fuca	815	1 045	1 013	1 019	489	671	686	941	663	750	402	880
Sud-ouest de l'île de Vancouver	613	126	375	139	108	212	110	608	223	121	142	1 334
Nord-ouest de l'île de Vancouver	40	32	0	0	20	11	71	76	110	61	16	172
Détroit de Johnstone	75	29	7	72	31	0	0	119	104	78	46	326

Tableau 17. Résumé des niveaux de mise en valeur des sites de dénombrement dans les unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 2000 à 2011. Un tiret indique qu'il n'existe pas de preuve d'une activité de mise en valeur dirigée pour cette catégorie de mise en valeur dans la base de données EPAD (planification et évaluation des projets de mise en valeur).

Index de l'UC	Nom de l'UC	Niveau de mise en valeur		Nombre total de sites dans l'UC
		Inconnue - Faible	Modéré - Élevé	
CK-02	Baie Boundary_FA_0.3	2	1	3
CK-03	Bas Fraser_FA_0.3	1	0	1
CK-04	Bas Fraser_SP_1.3	2	1	3
CK-05	Bas Fraser – haute Pitt_SU_1.3	1	0	1
CK-06	Bas Fraser_SU_1.3	8	0	8
CK-07	Lac Maria_SU_0.3	0	1	1
CK-08	Moyen-Fraser - Canyon du Fraser_SP_1.3	2	0	2
CK-09	Moyen-Fraser - rivière Portage_FA_1.3	1	0	1
CK-10	Moyen-Fraser_SP_1.3	24	0	24
CK-11	Moyen-Fraser_SU_1.3	18	0	18
CK-12	Haut Fraser_SP_1.3	40	1	41
CK-13	Thompson sud_SU_0.3	5	0	5
CK-14	Thompson sud_SU_1.3	3	1	4
CK-15	Rivière Shuswap_SU_0.3	1	2	3
CK-16	Thompson sud - ruisseau Bessette_SU_1.2	4	0	4
CK-17	Basse Thompson_SP_1.2	5	4	9
CK-18	Thompson nord_SP_1.3	7	0	7
CK-19	Thompson nord_SU_1.3	7	0	7
CK-20	Zone continentale du sud - détroit de Georgie_FA_0.X	36	6	42
CK-21	Est de l'île de Vancouver - rivière Goldstream_FA_0.X	1	1	2
CK-22	Est de l'île de Vancouver – Cowichan et Koksilah_FA_0.X	5	1	6
CK-23	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo - Printemps	1	0	1
CK-83	Est de l'île de Vancouver - détroit de Georgie_SU_0.3	2	2	4
CK-25	Est de l'île de Vancouver - Nanaimo et Chemainus_FA_0.X	2	2	4
CK-27	Est de l'île de Vancouver – Qualicum et Puntledge_FA_0.X	11	6	17
CK-28	Sud de la partie continentale - fjords du sud_FA_0.X	23	2	25
CK-29	Est de l'île de Vancouver - Nord_FA:0.X	11	7	18
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver - Sud_FA_0.X	54	15	69
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver - Nootka et Kyuquot_FA_0.X	48	9	57
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver - Nord_FA_0.X	14	3	17
CK-34	Homathko_SU_X.X	2	0	2
CK-35	Klinaklini_SU_1.3	2	0	2
CK-82	Haute Adams_SU_1.X	1	0	1
CK-9005	Sud de la Colombie-Britannique - divers	0	1	1
CK-9006	Fraser - exclusion du complément entre UC	0	3	3
CK-9007	Sud de la Colombie-Britannique - exclusion du complément entre UC	0	4	4

Index de l'UC	Nom de l'UC	Niveau de mise en valeur		Nombre total de sites dans l'UC
		Inconnue - Faible	Modéré - Élevé	
CK-9008	Fraser - Harrison transplantation d'automne_FA_0.3	0	1	1
Total	Toutes les unités de conservation	344	74	418

Tableau 18. Résumé de l'information sur le taux d'exploitation pour les indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique.

Nom du stock/site	Acronyme du stock	Index de l'UC	Acronyme de l'UC	Type de montaison	Information sur le lâcher			Information sur la MMC estimée					
					n classes de recrutement	Moyenne MMC	Moyenne associée non-MMC	n années	Moyenne MMC	Océan-Canada	Océan-États-Unis	Terminale	Échappée
Rivière Harrison	HAR	CK-03	LFR-automne	Automne	9	149 096	804 461	12	1 113	10,5 %	20,9 %	1,6 %	66,9 %
Rivière Chilliwack	CHI	CK-9008	Chil-trans-automne	Automne	10	101 904	472 864	12	4 153	9,2 %	15,0 %	7,4 %	68,4 %
Ruisseau Dome	DOM	CK-12	UFR-printemps	Printemps	3	83 602	3 718	8	155	1,8 %	23,5 %	50,1 %	24,6 %
Basse Shuswap	SHU	CK-15	STh-SHUR	Été	10	186 708	370 005	12	1 444	15,4 %	26,8 %	9,5 %	48,3 %
Rivière Nicola	NIC	CK-17	LTh	Printemps	9	107 174	46 275	12	1 089	1,2 %	6,3 %	10,3 %	82,3 %
Rivière Cowichan	COW	CK-22	CWCH-KOK	Automne	9	299 815	1 209 989	12	781	12,7 %	48,0 %	6,1 %	33,2 %
Rivière Puntledge	PPS	CK-83	EVI-été	Été	10	115 953	508 058	12	290	15,9 %	23,4 %	0,0 %	60,7 %
Rivière Nanaimo	PUC	CK-25	midEVI-automne	Automne	4	145 257	96 884	9	819	7,8 %	33,7 %	6,7 %	51,8 %
Rivière Big Qualicum	BQR	CK-27	QP-automne	Automne	10	235 183	3 388 613	12	501	15,1 %	26,3 %	2,2 %	56,4 %
Rivière Quinsam	QUI	CK-29	NEVI	Automne	10	287 024	1 842 503	12	814	22,6 %	20,3 %	0,1 %	57,1 %
Ruisseau Robertson	RBT	CK-31	SWVI	Automne	10	256 807	6 153 023	12	2 360	20,2 %	16,0 %	27,1 %	36,7 %

12 FIGURES

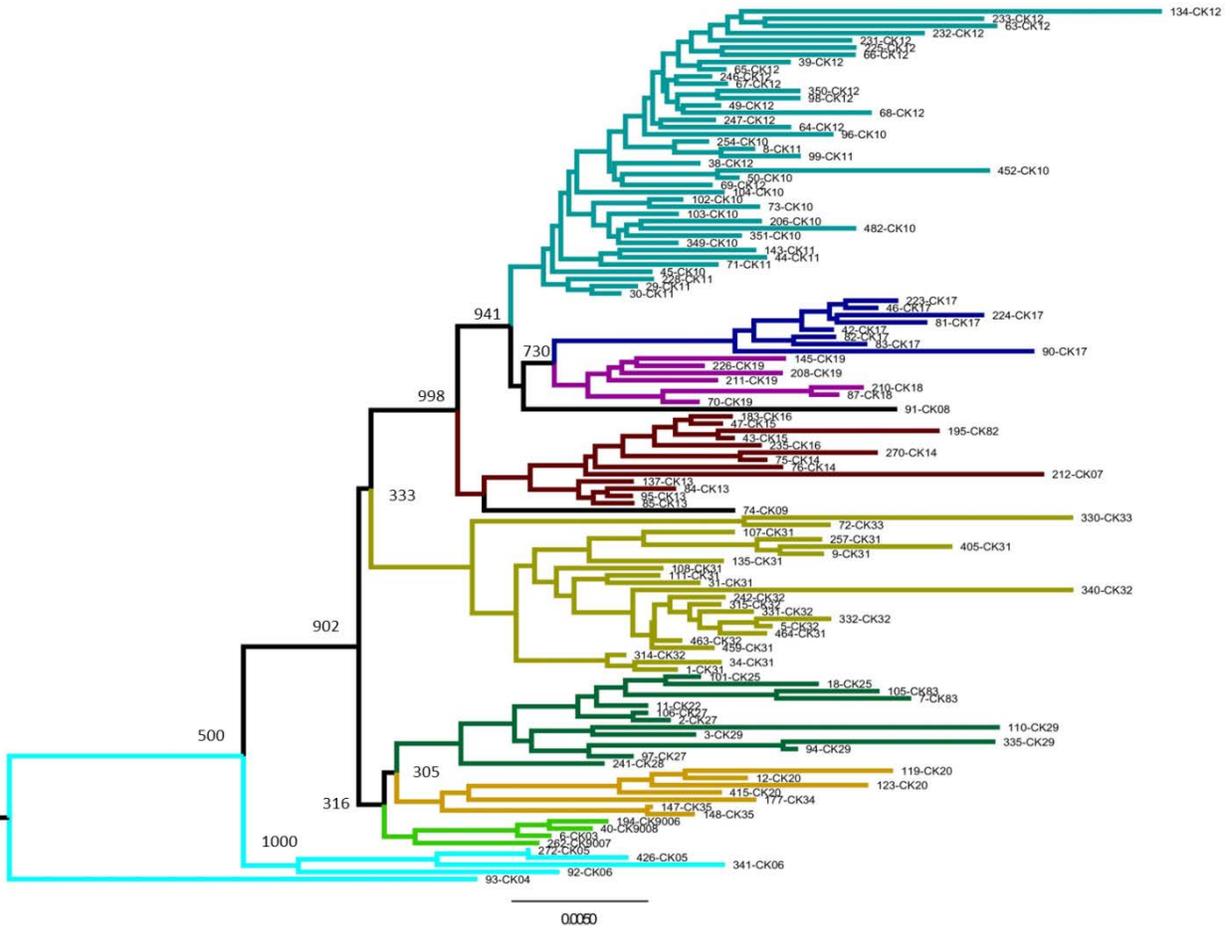


Figure 1. Arbre de Neighbour-joining selon la distance CSE pour le saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. L'arbre illustre les populations indiquant un consensus de 1 000 arbres auto-amorcés. Le code des couleurs utilisées pour les groupes de régions est indiqué dans le Tableau 1.

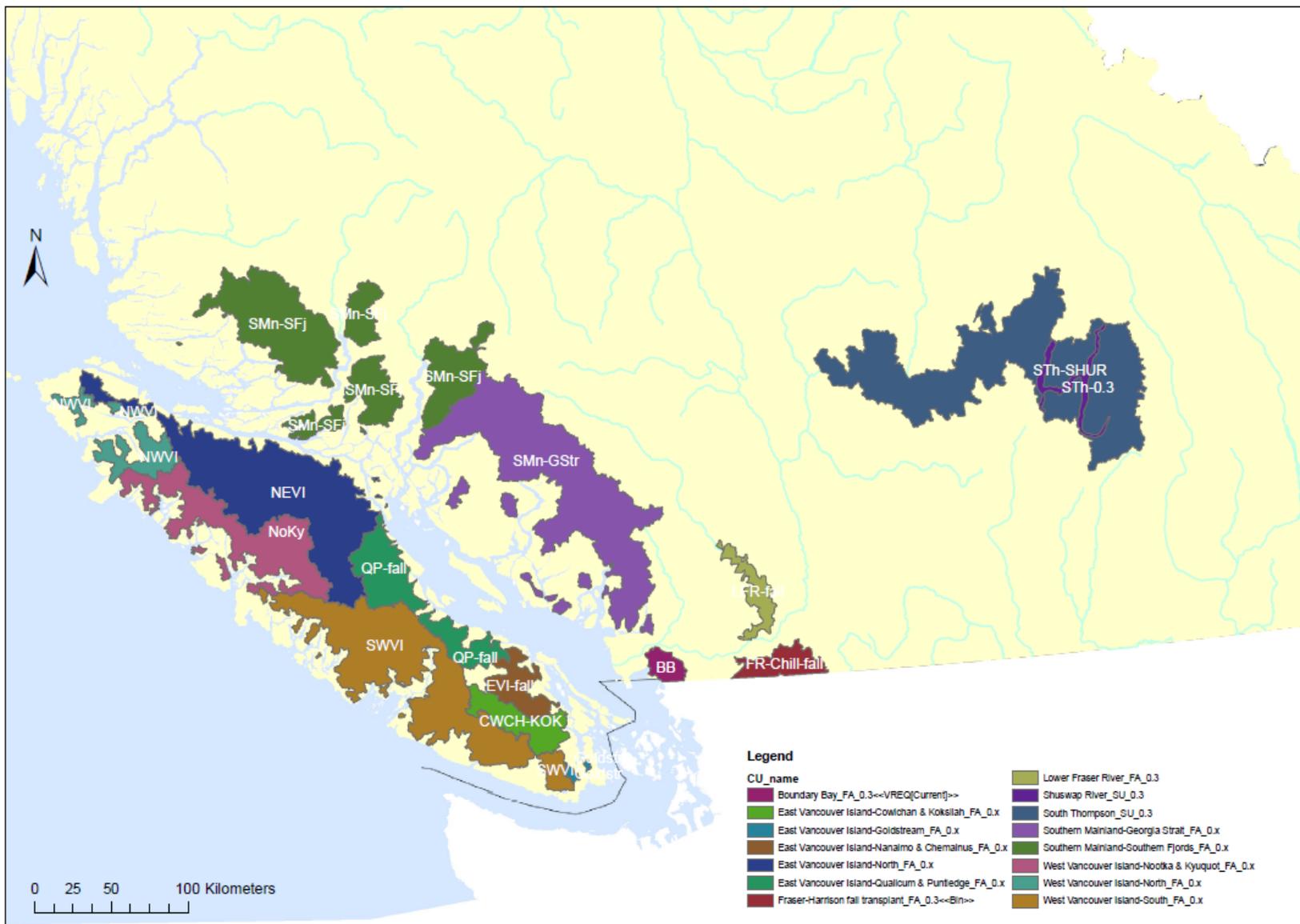


Figure 2. Répartition des unités de conservation du saumon quinnat de type océan dans le sud de la Colombie-Britannique.

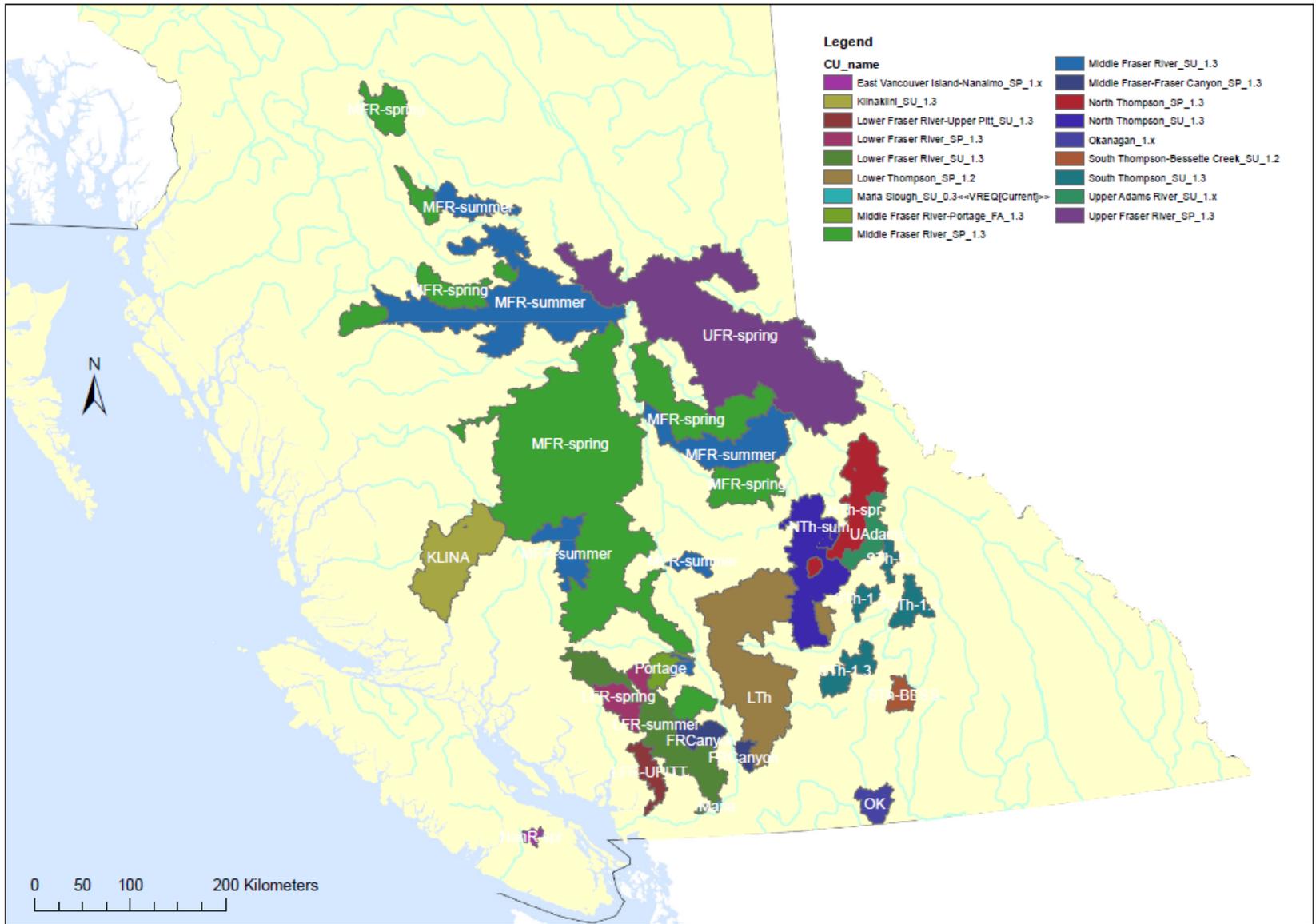


Figure 3. Répartition des unités de conservation du saumon quinnat de type cours d'eau dans le sud de la Colombie-Britannique.

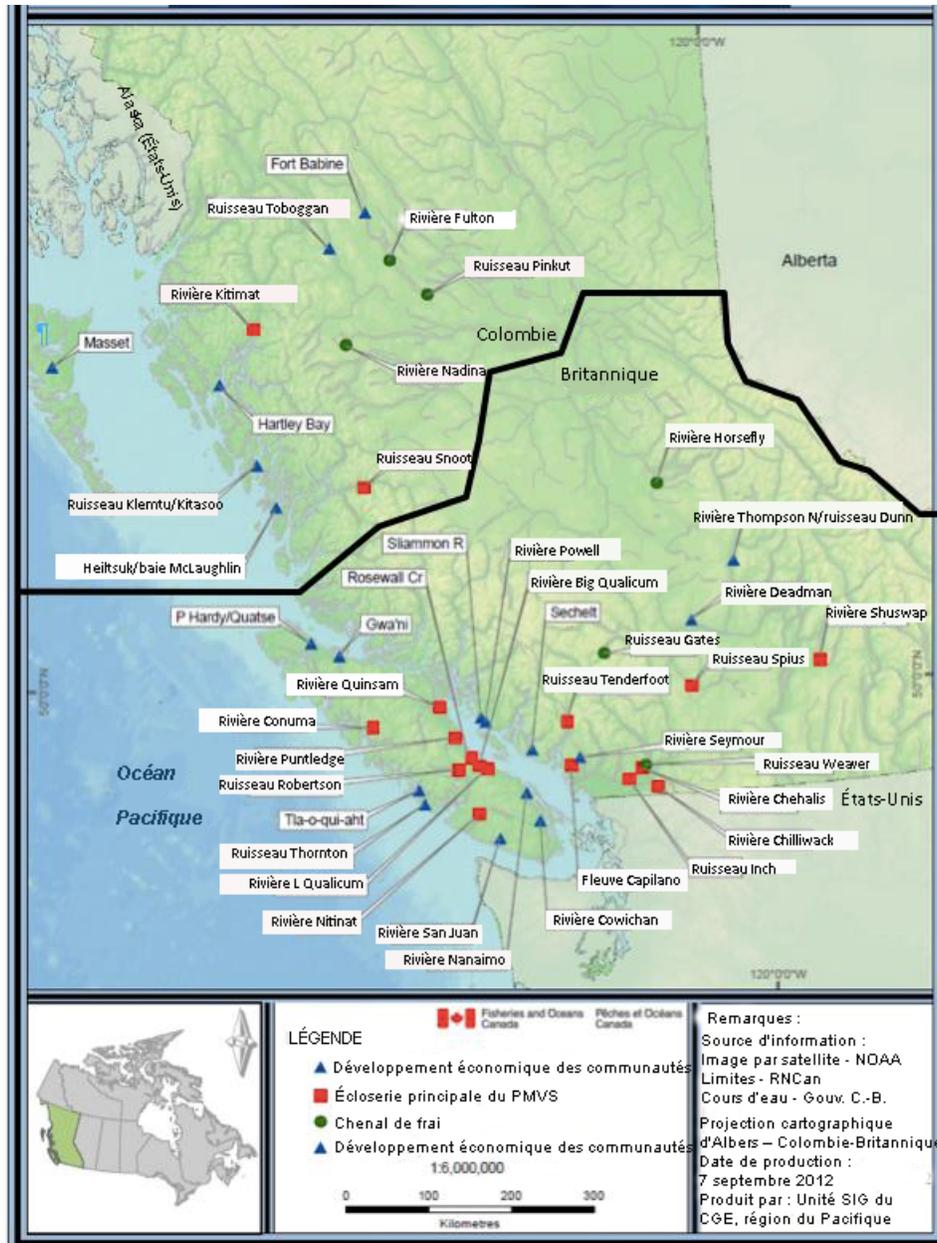


Figure 4. Carte des principales écloseries du PMVS, des chenaux de frai et des projets de développement économique. Toutes les installations situées en-dessous de la ligne noire épaisse sont incluses dans la région du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique

Figure 5. Durées de génération moyennes pour les stocks indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Davantage de précisions sur le calcul des durées de génération à partir de la récupération des micromarques magnétisées codées figurent dans le second volume du présent rapport.

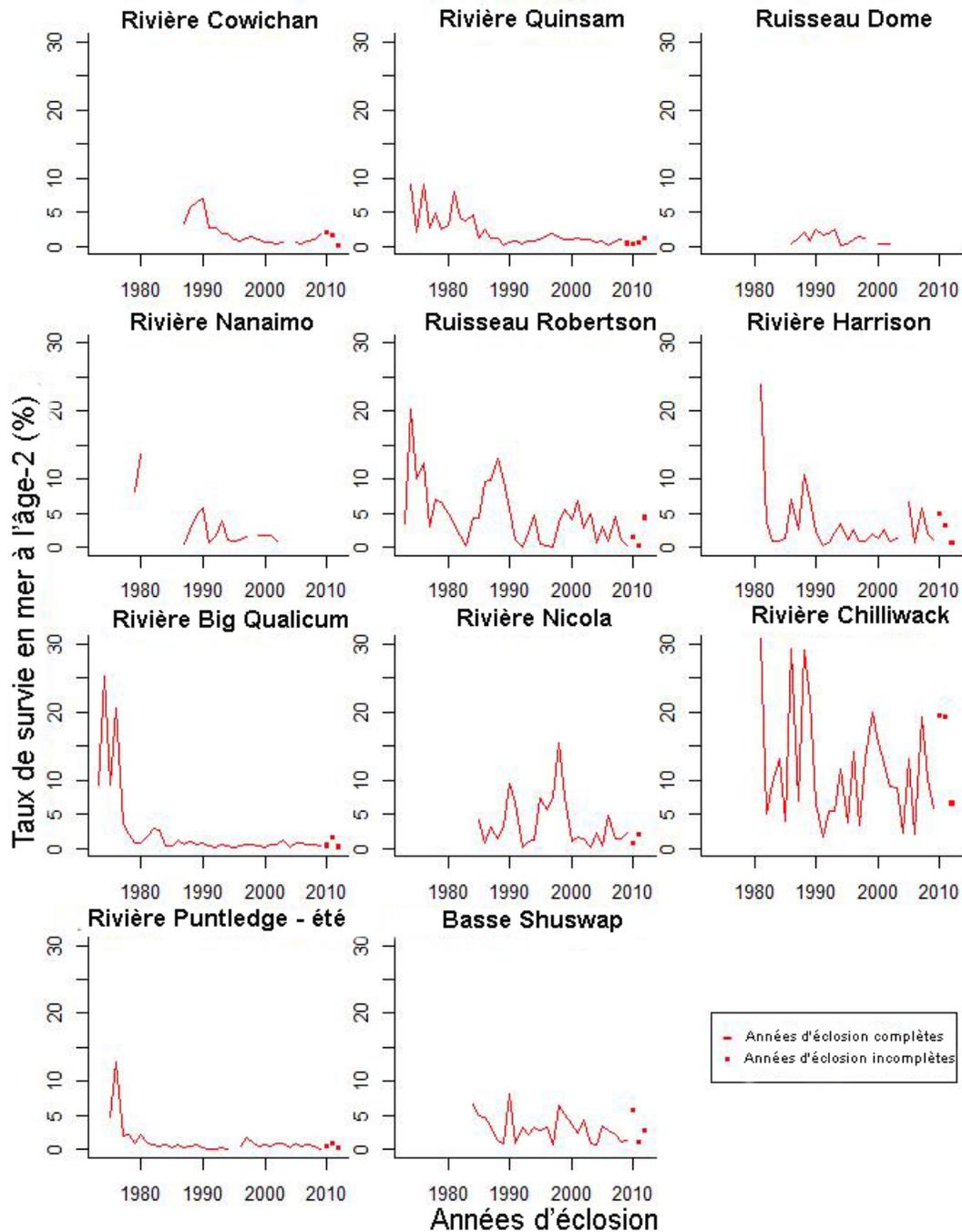


Figure 6. Taux de survie en mer du saumoneau à l'âge-2 pour les stocks indicateurs MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Davantage de précisions sur le programme de données des micromarqueurs magnétisés codés figurent dans le second volume du présent rapport.

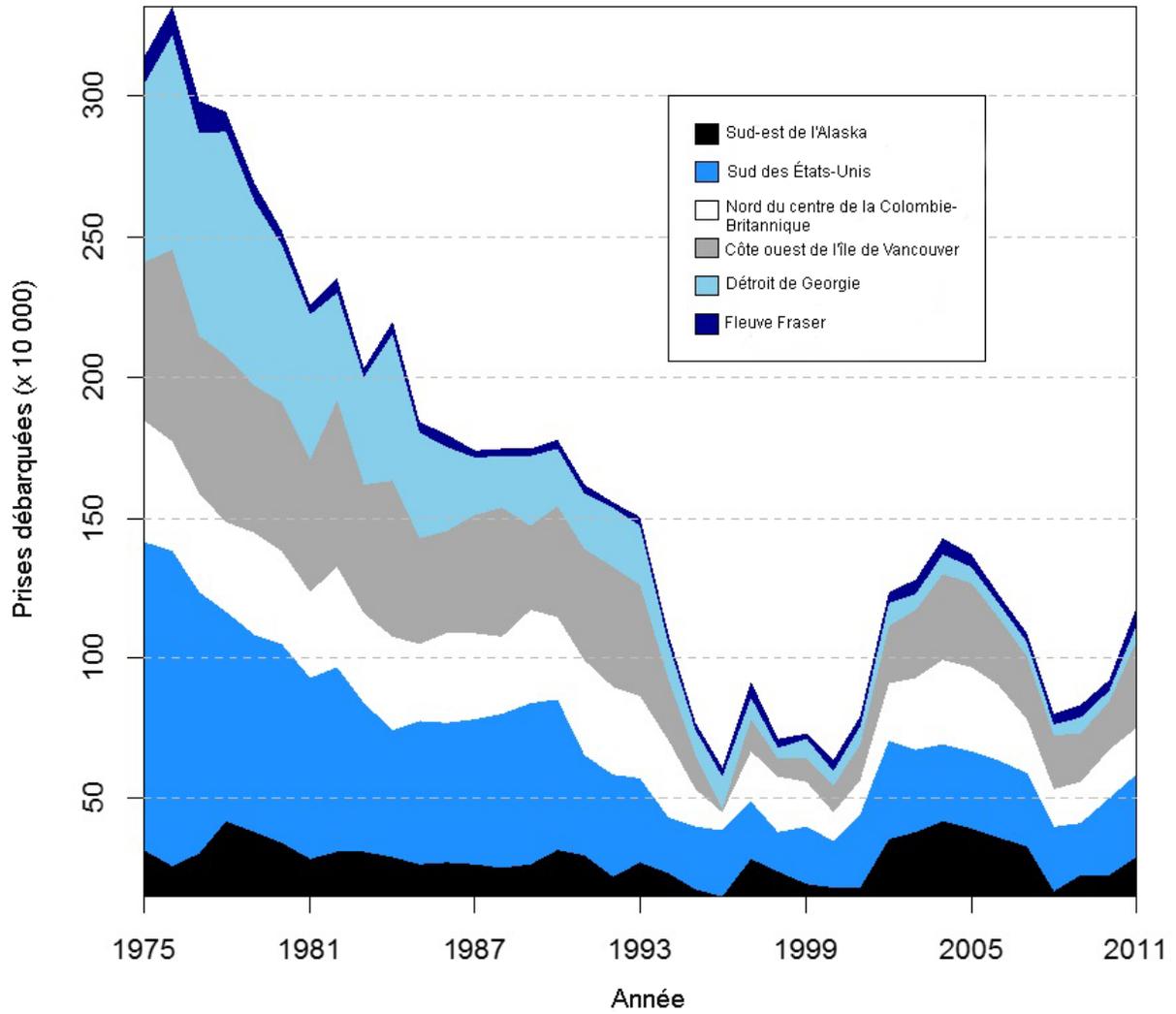


Figure 7. Prises débarquées observées de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique dans toutes les pêches dans le Pacifique, de 1975 à 2011.

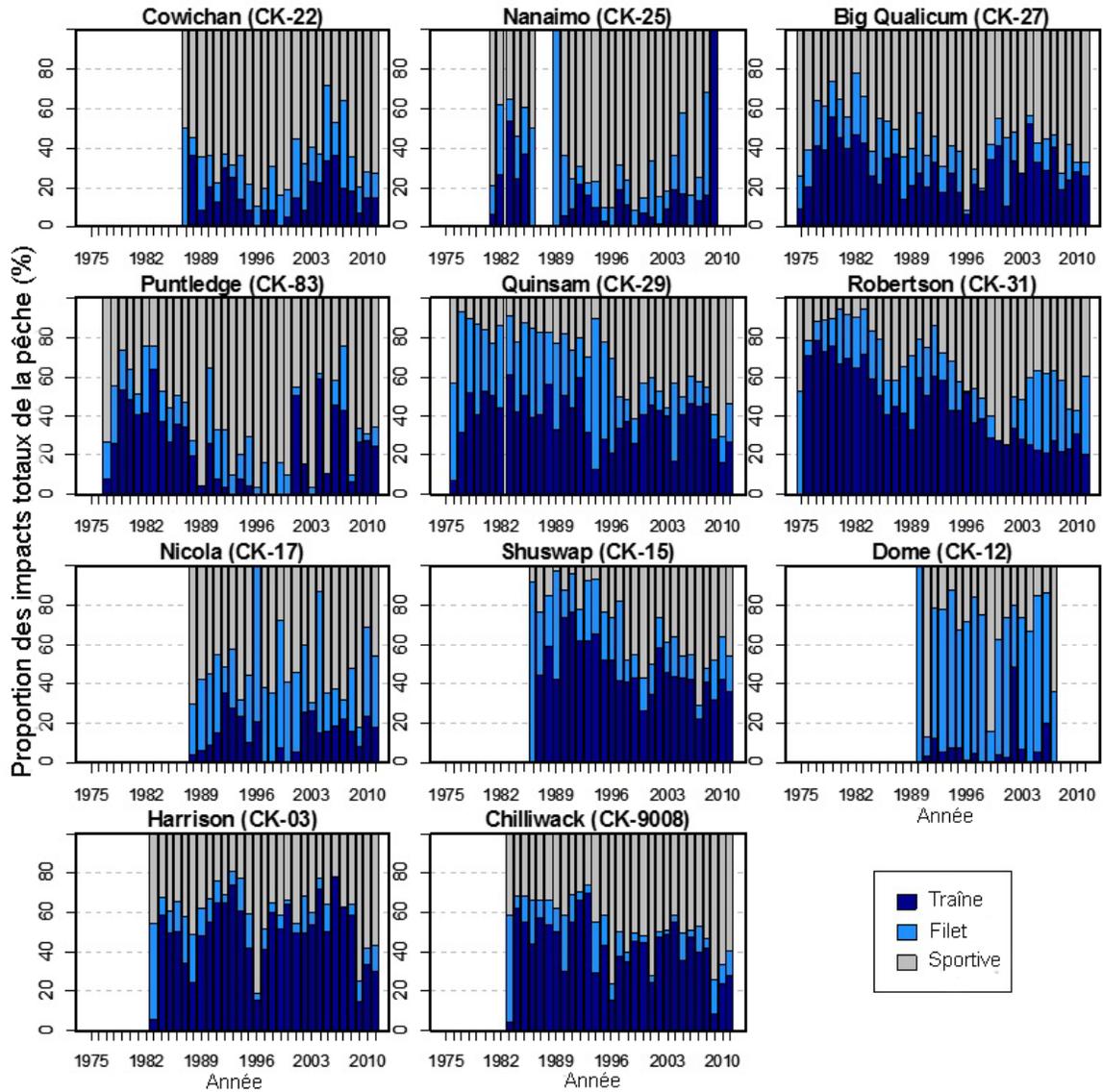


Figure 8. Impacts de la pêche, par type d'engin, pour chaque indicateur MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 1975 à 2011. L'évaluation de l'impact de la pêche comprend les mortalités des prises débarquées estimées et les mortalités non débarquées (accidentelles associées à la pêche).

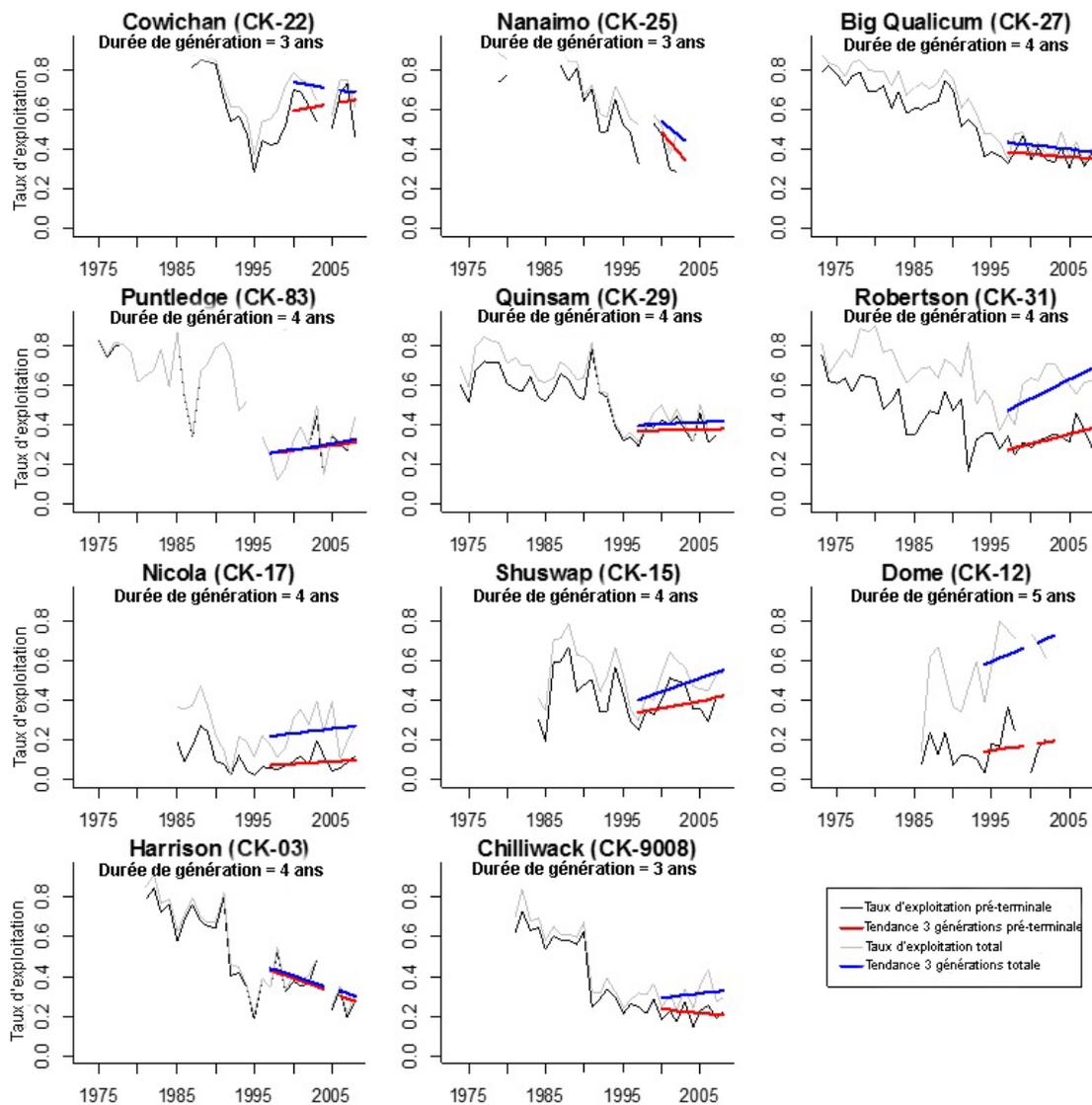


Figure 9. Taux d'exploitation annuels et tendances du taux d'exploitation sur trois générations pour chaque stock indicateur MMC de saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique. Pour chaque stock MMC, l'exploitation pré-terminale (ligne noire) et l'exploitation totale (ligne grise) sont indiquées. Pour une année donnée, la différence entre les deux lignes est le taux d'exploitation terminale annuel. Les lignes de tendance pour les trois dernières générations sont indiquées, pour les pêches pré-terminales et l'exploitation totale (lignes rouges et bleues, respectivement). Il est à noter que les taux d'exploitation pré-terminale (et la tendance correspondante sur trois générations) excluent l'exploitation qui a lieu près de la zone terminale (frai). Les années pour lesquelles il manque plus d'une classe d'âge ont été exclues.

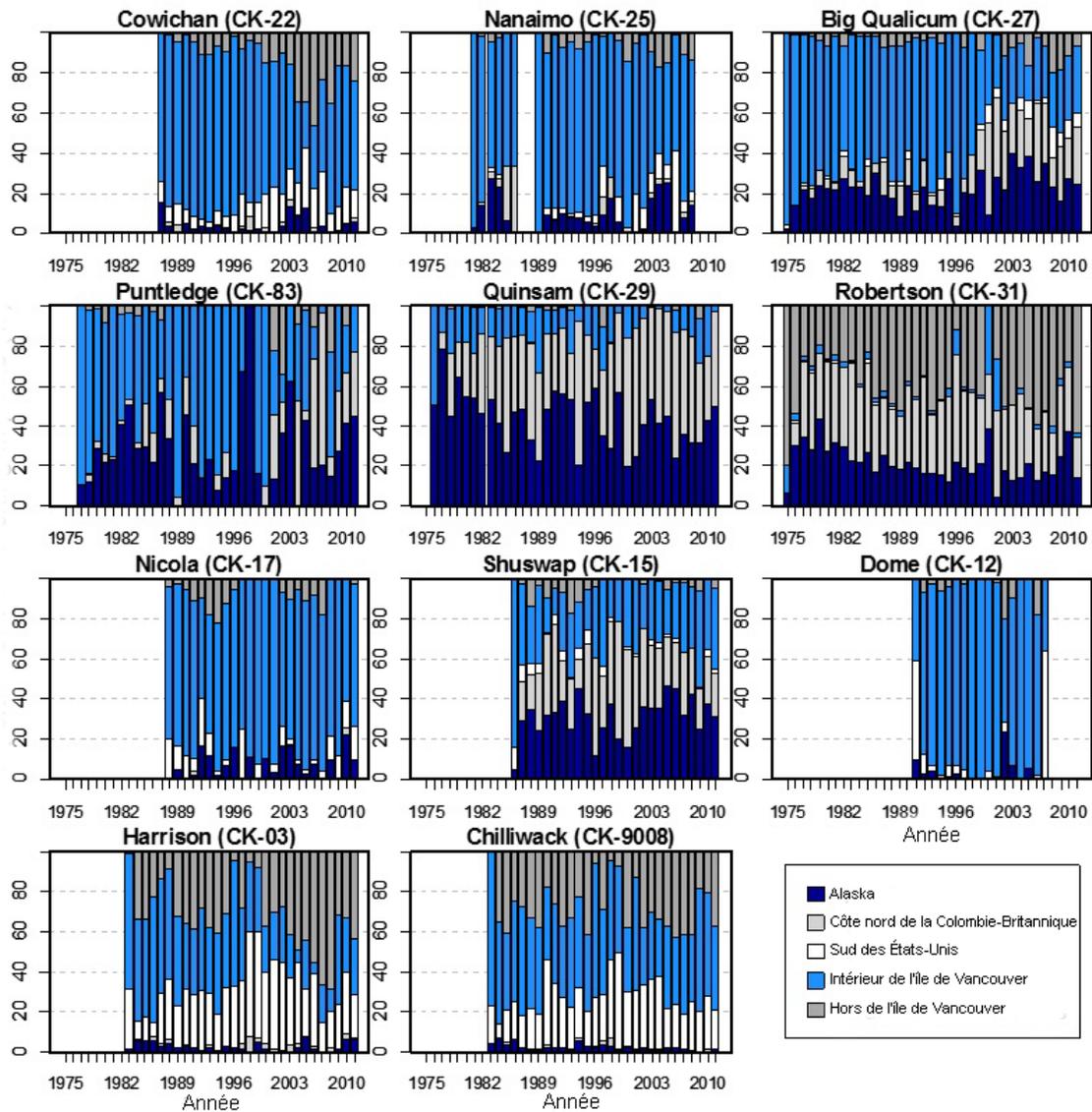


Figure 10. Impacts de la pêche, par région de prises, pour chaque indicateur MMC du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, de 1975 à 2011. L'évaluation de l'impact de la pêche comprend les mortalités des prises débarquées estimées et les mortalités non débarquées (accidentelles associées à la pêche) et est calculée ici comme la somme de toutes les pêches à la traîne, au filet et sportives dans chaque région.