



Pêches et Océans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Fisheries and Oceans
Canada

Ecosystems and
Oceans Science



Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/046

Région du Pacifique

État en vertu de la politique concernant le saumon sauvage, point de référence limite et objectifs d'échappée potentiels pour le saumon rouge de l'Okanagan

Athena Ogden¹, Karilyn Alex², Gottfried Pestal³, Ibrahim Alameddine⁴, Brooke Davis⁵,
Braden Judson¹, Howard Stiff¹ et Samantha Pham²

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

²Okanagan Nation Alliance
3535, autoroute Old Okanagan
West Kelowna, (C.-B.) V4T 3L7

³SOLV Consulting Ltd
Unité 60607, COP Granville Park
Vancouver, (C.-B.) V6H 4B9

⁴ESSA Technologies Ltd.
2695, rue Granville, Suite 600
Vancouver, (C.-B.) V6H 3H4

⁵Pêches et Océans Canada
Bureau de l'île d'Annacis
3-100 promenade Annacis
Delta, (C.-B.) V3M 6A2

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-78184-6 N° cat. Fs70-5/2025-046F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Ogden, A., Alex, K., Pestal, G., Alameddine, I., Davis, B., Judson, B., Stiff, H. et Pham, S. 2025. État en vertu de la politique concernant le saumon sauvage, point de référence limite et objectifs d'échappée potentiels pour le saumon rouge de l'Okanagan. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/046. xii + 111 p.

Also available in English :

Ogden, A., Alex, K., Pestal, G., Alameddine, I., Davis, B., Judson, B., Stiff, H., and Pham, S. 2025. *Wild Salmon Policy Status, Limit Reference Point, and Candidate Escapement Goals for Okanagan Sockeye Salmon*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/046. xii + 102 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xi
1. INTRODUCTION	1
2. CONTEXTE CULTUREL	4
3. ZONE D'ÉTUDE	6
3.1. BASSIN DE LA RIVIÈRE OKANAGAN	6
3.2. LES LACS D'ALEVINAGE	8
3.2.1. Lac Osoyoos	8
3.2.2. Lac Skaha	10
3.2.3. Lac Okanagan.....	12
4. VUE D'ENSEMBLE DES DONNÉES ET DES MÉTHODES	14
4.1. REMONTES D'ADULTES	24
4.2. LES PÊCHES.....	25
4.3. ABONDANCE DES GÉNITEURS	28
4.4. CONTRIBUTIONS DES ÉCLOSERIES	29
4.5. ABONDANCE DES JUVÉNILES.....	32
4.6. HABITAT DE FRAIE : TAILLES DE GRAVIER	35
4.7. RÉSEAU TROPHIQUE LACUSTRE	36
5. CAPACITÉ DE FRAIE – ESTIMATIONS POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DES LACS OSOYOOS, SKAHA ET OKANAGAN.....	37
5.1. MÉTHODES	37
5.2. RÉSULTATS	39
5.3. DISCUSSION	40
6. ESTIMATIONS DE L'HABITAT D'ALEVINAGE POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DES LACS OSOYOOS ET SKAHA.....	43
6.1. MÉTHODES	43
6.2. RÉSULTATS	44
6.2.1. Lac Osoyoos : résultats bioénergétiques	44
6.2.2. Lac Skaha : résultats bioénergétiques	46
6.3. DISCUSSION	48
6.4. INCERTITUDES ET LIMITES	49
7. MODÈLES DE RECRUTEMENT DES GÉNITEURS POUR LE SAUMON ROUGE DU LAC OSOYOOS.....	49
7.1. MÉTHODES	49
7.1.1. Données.....	49
7.1.2. Modèles RR de Ricker bayésiens pour la population du lac Osoyoos.....	55
7.2. RÉSULTATS	59
7.3. DISCUSSION	66

8. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET AUX OBJECTIFS POTENTIELS DE GESTION	68
8.1. COMPARAISON DES TROIS MÉTHODES PRÉSENTÉES	68
8.2. BARÈME D'ÉVALUATION	70
9. ÉTAT EN VERTU DE LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE	76
9.1. ÉTAT DE L'UGS DE L'UC DU SAUMON ROUGE POUR LES LACS OSOYOOS, SKAHA ET OKANAGAN	76
9.2. PRISES ET ÉTAT	78
9.3. POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE POUR L'UGS DU SAUMON ROUGE DE L'OKANAGAN FONDÉ SUR L'ÉTAT DE L'UC	81
10. POINTS DE RÉFÉRENCE POTENTIELS DE GESTION POUR L'UGS DU SAUMON ROUGE DE L'OKANAGAN	82
10.1. OBJECTIFS POTENTIELS DE GESTION POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DE L'OKANAGAN ET L'UGS	82
10.2. UNE AUTRE VISION DES POINTS DE RÉFÉRENCE	84
11. CONSIDÉRATIONS POUR L'AVENIR	85
11.1. CLIMAT FUTUR	85
11.1.1. Répercussions sur la migration et la survie des adultes	85
11.1.2. Répercussions sur la fraie, l'incubation et l'émigration des smolts	87
11.1.3. « Compression » de la température et de l'oxygène dans le lac Osoyoos	88
11.2. TRAVAUX À VENIR	89
11.3. RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE GESTION	91
11.4. CONCLUSIONS	92
12. REMERCIEMENTS	93
13. RÉFÉRENCES CITÉES	94
14. ANNEXES	103
14.1. ANNEXE A	103
14.2. ANNEXE B	106
14.3. ANNEXE C	107

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Données disponibles pour le saumon rouge de l'Okanagan dans ses trois lacs d'alevinage. Les limites des données et les méthodes dans lesquelles les données ont été utilisées sont également indiquées. Il convient de noter que les données pour les modèles de production sont requises par année d'éclosion, de sorte que les remontes d'adultes de 2023 fournissent la composante d'âge 5 pour les recrues de l'année d'éclosion 2018, et les estimations de smolts de 2023 fournissent la composante d'âge 2 de la production de smolts de l'année d'éclosion 2021. Les données sur les géniteurs-recrues du lac Osoyoos étaient disponibles pour les années d'éclosion 2004 à 2018, et les données sur les géniteurs-smolts étaient disponibles pour les années d'éclosion 2004 à 2021, avec des lacunes certaines années. Les données sur les géniteurs du lac Skaha n'étaient disponibles que pour les années d'éclosion de 2012 à 2018 (des échappées ultérieures étaient également disponibles, mais n'ont pas été utilisées), et les données sur les géniteurs-smolts n'étaient disponibles que pour les années d'éclosion de 2012 à 2018, avec des lacunes certaines années. À moins d'indication contraire, les années indiquées sont les années d'éclosion.	16
Tableau 2. Prises totales annuelles de saumons rouges de l'Okanagan (y compris l'extraction américaine et canadienne).....	27
Tableau 3. Nombre d'alevins relâchés par lac d'alevinage. Les alevins sont relâchés dans les ruisseaux et les segments de rivière en amont de chaque lac au printemps, après la collecte des stocks de géniteurs à l'automne précédent.	31
Tableau 4. Influence naturelle proportionnelle (INP) pour les trois populations de l'UC OSO. Les premiers lâchers d'écloserie ont été effectués à partir de l'année d'éclosion 2004. Les marques thermiques n'ont pas encore été lues pour 2023.	32
Tableau 5. Abondance des pré-smolts d'âge 0 et d'âge 1 d'origine naturelle dans les lacs Osoyoos et Skaha par année d'éclosion.	34
Tableau 6. Emplacement des habitats de fraie du saumon rouge de l'Okanagan par lac d'alevinage.	35
Tableau 7. Capacité moyenne de l'habitat de fraie estimée par le modèle pour les populations des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.	39
Tableau 8. Estimation de la capacité de l'habitat de fraie dans les lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan fondée sur des simulations de Monte-Carlo qui font varier la longueur des poissons.	42
Tableau 9. Données utilisées pour les ajustements du modèle RR. Pour chaque année d'éclosion, le nombre de poissons frayant dans l'habitat naturel (Géniteurs), le nombre total de pré-smolts de cette année d'éclosion, le nombre total de recrues adultes (Recrues) et la productivité brute par géniteur sont présentés.	51
Tableau 10. Définition des points de référence biologiques pour le modèle de base de Ricker.	57
Tableau 11. Distributions a priori utilisées pour la mise en œuvre de Stan du modèle de Ricker de base dans samEst.	58
Tableau 12. Autres distributions a priori de la capacité utilisées pour les tests de sensibilité. La colonne « étiquette » a deux composantes, décrivant la valeur utilisée comme valeur moyenne pour G_{\max} et l'écart-type adopté pour la distribution normale de $\ln(\beta)$. Par exemple, les valeurs de la première ligne décrivent un a priori où $\ln(\beta)$ est normalement distribué avec une moyenne de $\ln(1/107\ 080)$ et un CV de 0,2.	58

Tableau 13. Comparaison des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat en rivière et propres aux populations lacustres.70

Tableau 14. Points de référence et objectifs potentiels pour trois différents regroupements de saumons rouges dans le bassin versant de la rivière Okanagan. Les estimations du G_{max} fondées sur l'habitat sont présentées sous forme de médianes, avec des limites inférieures et supérieures aux 25^e et 75^e centiles. Le tableau énumère également diverses proportions du G_{max} médian fondé sur l'habitat, qui pourraient être utilisées comme points de référence pour l'état ou points de référence de gestion (par exemple, Med20p correspond à 20 % de la valeur de la colonne médiane). 20 % et 40 % de la valeur médiane du G_{max} peuvent être utilisés comme points de référence inférieurs et supérieurs pour le paramètre de l'abondance relative dans les évaluations de l'état selon la PSS en tant qu'approximations de précaution du G_{gen} et du GRMD à 80 % (Grant et al. 2020, 2011; Grant et Pestal 2013). Par conséquent, une valeur supérieure à 40 % du G_{max} pourrait être utilisée comme objectif de gestion pour se rapprocher d'un objectif de rendement maximal durable lorsque les estimations du GRMD ne sont pas disponibles (par exemple, une fourchette d'objectifs d'échappée couvrant 60 % à 80 % de la médiane de G_{max}).71

Tableau 15. Comparaison de l'abondance des géniteurs, de l'état et des prises pour l'UC OSO. Il est à noter que les estimations des géniteurs avant 2011 incluent uniquement la population du lac Osoyoos, les estimations de 2011 à 2021 incluent les populations du lac Osoyoos et du lac Skaha, et les estimations depuis 2022 incluent les trois populations lacustres. Les évaluations de l'état ont utilisé l'abondance combinée des géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha et ont commencé en 2012 pour s'assurer que la série chronologique était cohérente, car l'estimation des géniteurs du lac Skaha en 2011 est considérée comme très incertaine. Il convient de noter que les données antérieures à 2004 (période précédant le rétablissement) peuvent ne pas être directement comparables aux données postérieures à 2004 (période centrée sur le t_{mix}^w) en raison de changements dans la structure du stock, la gestion de l'eau et les méthodes d'évaluation du stock.78

Tableau 16. Exemples de points de référence potentiels de gestion pour le saumon rouge de l'Okanagan dans le bassin versant de la rivière Okanagan. Les fourchettes cibles utilisent des proportions de rechange de l'estimation médiane du G_{max} fondé sur l'habitat, arrondies au millier le plus proche. Pour les lacs individuels, l'objectif approximatif du G_{RMD} est fixé de 40 % à 60 % de l'estimation du G_{max} fondé sur l'habitat, et l'objectif du G_{max} est fixé de 90 % à 110 % du G_{max} fondé sur l'habitat. Pour l'UGS globale, des pourcentages plus élevés sont utilisés pour tenir compte de la composition variable du stock (50 à 70 % pour le G_{RMD} , 100 à 120 % pour le G_{max}). Remarque : le rendement de ces exemples d'objectifs potentiels n'a pas été testé dans le cadre d'une simulation avancée.84

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Structure du stock de l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan, montrant la délimitation révisée de l'unité de conservation (UC) et les trois populations composantes définies par le lac d'alevinage.....	3
Figure 2. Le bassin du fleuve Columbia et les rivières Okanagan et Wenatchee. La carte montre certains des barrages situés le long des voies de migration du saumon rouge du fleuve Columbia, ainsi que les zones de pêche commerciale et de pêche issue de traités sur le fleuve Columbia. La zone 6 s'étend entre les barrages Bonneville et McNary. Les zones 1 à 5 s'étendent entre l'embouchure du fleuve et le barrage Bonneville. Adapté de Sorochan et al. (2023).....	7
Figure 3. Carte du lac Osoyoos.	10
Figure 4. Carte du lac Skaha.	11
Figure 5. Carte du lac Okanagan et de ses affluents présentant un habitat de fraie potentiel. ..	14
Figure 6. Remontes d'adultes à l'embouchure du fleuve Columbia.....	25
Figure 7. Abondance des géniteurs au fil du temps pour les populations de saumons rouges des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.....	29
Figure 8. Estimations fondées sur la méthode de Monte-Carlo pour la capacité de fraie en fonction du lac d'alevinage. Oso + Ska représente la capacité totale de fraie dans les lacs Osoyoos et Skaha. Oso + Ska + Oka représente la capacité totale de fraie dans les lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.	42
Figure 9. Relation entre l'abondance de pré-smolts de saumons rouges du lac Osoyoos et l'abondance des géniteurs (estimée par l'ASC). Les années 2009 et 2010 (cercles ouverts) ont été exclues du modèle de régression, car les données de ces deux années ont été touchées par la rupture du barrage Testalinden (voir section 3.2.1). Les étiquettes indiquent les années d'éclosion.	46
Figure 10. Pré-smolts d'origine naturelle du lac Skaha (moyenne d'octobre à mars) en fonction de l'abondance des géniteurs (estimée par l'ASC). Les étiquettes indiquent les années d'éclosion.	48
Figure 11. Estimations disponibles des géniteurs, des recrues adultes et des recrues/géniteurs par année d'éclosion pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.	52
Figure 12. Diagramme de dispersion des recrues adultes par rapport aux géniteurs pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les lignes de référence rouges indiquent une, trois et six recrues par géniteur (R/R). À une R/R, le nombre de recrues est égal au nombre de géniteurs (c'est-à-dire à la ligne de remplacement). Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.....	53
Figure 13. Estimations disponibles des géniteurs, des smolts et des smolts/géniteurs par année d'éclosion pour la population du lac Osoyoos. Dans ce cas, les pré-smolts ont été utilisés comme substitut des smolts. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.	54
Figure 14. Diagramme de dispersion des smolts par rapport aux géniteurs pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les lignes de référence rouges indiquent 20, 50 et 100 smolts par	

générateur. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.....55

Figure 15. Comparaison des distributions a priori et a posteriori de G_{max} pour six spécifications a priori différentes. Il s'agit d'exemples illustrant l'effet observé, montrant trois des neuf ajustements de rechange géniteurs-adultes (colonne de gauche) et trois des neuf ajustements de rechange géniteurs-smolts. Les ajustements géniteurs-adultes concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, tandis que les ajustements géniteurs-smolts concernent les années d'éclosion 2004 à 2020. Les deux versions excluent les années d'éclosion 2009 et 2010. Chaque diagramme montre la distribution a priori et la distribution a posteriori qui en résulte. Spécifications préalables selon le tableau 12. Il convient de noter que les distributions sont représentées ici en ce qui concerne G_{max} , mais que dans l'ajustement du modèle, une distribution normale sur $\ln(\beta)$ est utilisée pour l'échantillon a priori (tableau 11). Les longues bandes supérieures des distributions sont coupées dans les diagrammes.....60

Figure 16. Valeurs prédites et observées pour un ajustement de Ricker pour les géniteurs-adultes utilisant une distribution a priori de la capacité large, avec un point médian à l'estimation médiane de la capacité de l'habitat de fraie. Dans les deux diagrammes, les points plus foncés correspondent à des observations plus récentes. L'ajustement de Ricker est représenté par la médiane (ligne rouge continue), les 25^e à 75^e centiles correspondant à la moitié de la distribution (zone orange) et les 10^e à 90^e centiles correspondant à 80 % de la distribution (lignes pointillées).61

Figure 17. Valeurs prédites et observées pour un ajustement de Ricker géniteurs-smolts utilisant une distribution a priori de la capacité large, avec le point médian à l'estimation médiane de la capacité de l'habitat de fraie. Dans les deux diagrammes, les points plus foncés correspondent à des observations plus récentes. L'ajustement de Ricker est représenté par la médiane (ligne rouge continue), les 25^e à 75^e centiles correspondant à la moitié de la distribution (zone orange) et les 10^e à 90^e centiles correspondant à 80 % de la distribution (lignes pointillées).62

Figure 18. Comparaison des estimations G_{max} pour 18 ajustements de Ricker utilisant des ensembles de données de rechange (géniteurs-adultes, géniteurs-smolts) et des a priori de capacité de rechange. Les ajustements géniteurs-adultes concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, tandis que les ajustements géniteurs-smolts concernent les années d'éclosion 2004 à 2020. Les deux versions excluent les années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Le diagramme en boîte montre la médiane et les quarts supérieurs/inférieurs de la distribution (25^e et 75^e centiles). Les moustaches indiquent 80 % de la distribution (10^e et 90^e centiles).....63

Figure 19. Comparaison des estimations du GRMD pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de rechange. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 6. Les modèles géniteurs-smolts ne sont pas inclus dans cette figure, car les estimations du GRMD ne sont pas directement applicables (à moins qu'une conversion en équivalents adultes n'ait été effectuée au préalable). Pour les ajustements géniteurs-adultes, l'effet d'a priori de capacité de rechange sur les estimations du GRMD était le même que pour les estimations du G_{max} (figure 18).64

Figure 20. Comparaison des estimations des points de référence supérieurs pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de rechange à l'estimation approximative des points de référence fondée sur l'habitat. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009

et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 19. Les modèles géniteurs-smolts ne sont pas inclus dans cette figure, car les estimations du G_{RMD} ne sont pas directement applicables (à moins qu'une conversion en équivalents adultes n'ait été effectuée au préalable). Il a été démontré que 40 % du G_{max} est une approximation robuste pour 80 % du G_{RMD} lorsque les estimations du G_{RMD} ne sont pas possibles (Grant et al. 2020, 2011). Pour les ajustements de Ricker des géniteurs-adultes du lac Osoyoos, l'approximation de 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat se situe à l'extrémité inférieure de la distribution a posteriori pour un G_{RMD} de 80 % si l'a priori de la capacité est centré sur l'estimation du G_{max} fondé sur l'habitat. Pour les a priori de la capacité ancrés sur des valeurs plus élevées, les estimations découlant de 80 % du G_{RMD} sont beaucoup plus élevées que celles de 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat.....65

Figure 21. Comparaison des estimations des points de référence inférieurs pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de rechange de l'estimation du point de référence approximatif fondé sur l'habitat. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 18.66

Figure 22. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Osoyoos. La série chronologique montre toutes les estimations de géniteurs disponibles. Seules les estimations commençant par l'année de montaison 2004 (cercles remplis), indiquant la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité d'habitat et ont été utilisées pour la modélisation RR. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.....72

Figure 23. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Skaha. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), qui correspondent à la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 sont des zéros réels, car le lac Skaha et ses affluents n'étaient pas accessibles au saumon rouge. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.....73

Figure 24. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Okanagan. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles remplis), indiquant la période centrée sur le $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2022 sont des zéros réels, car le lac Okanagan et ses frayères n'étaient pas accessibles au saumon rouge avant cette date. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique

sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales. 74

Figure 25. Abondance de géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour l'indicateur combiné des lacs Osoyoos et Skaha. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), c'est-à-dire la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 ne comprennent que les géniteurs de la population du lac Osoyoos, car la population du lac Skaha ne comptait aucun géniteur ces années-là. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales. Il faut également noter qu'avant le libre passage dans le lac Okanagan, les juvéniles issus d'écloseries et relâchés dans les affluents du lac Okanagan devaient retourner en tant que géniteurs adultes principalement dans le canal de Penticton, qui se trouve juste en dessous du lac Okanagan, et qui est également la principale zone de fraie du lac Skaha. 75

Figure 26. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), indiquant la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 ne comprennent que les géniteurs de la population du lac Osoyoos. Les valeurs de 2011 à 2021 incluent les géniteurs des populations des lacs Osoyoos et Skaha. Les valeurs à partir de 2022 incluent les géniteurs des populations des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales. 76

Figure 27. Résumé des géniteurs, des captures, de la taille de la remonte, du taux de capture et du taux de mortalité totale pour l'UC de saumon rouge Osoyoos-Skaha-Okanagan. (A) Les barres empilées montrent la proportion annuelle de la remonte totale qui a atteint les frayères, a été capturée en rivière ou est supposée avoir été perdue au cours de la migration vers l'amont en raison d'autres sources de mortalité. L'abondance annuelle des géniteurs peut être comparée aux points de référence inférieur et supérieur fondés sur l'habitat, mais il convient de noter que les désignations de l'état dans le tableau 15 utilisent des moyennes géométriques sur 4 ans. (B) Les zones ombrées montrent les composantes de la mortalité totale liées au taux de capture annuel et à la mortalité en cours de montaison (ligne rouge). 81

RÉSUMÉ

La population canadienne de saumon rouge de l'Okanagan (*Oncorhynchus nerka*) est géographiquement et génétiquement distincte de tous les autres saumons rouges de la Colombie-Britannique, car elle se reproduit dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Columbia, le bassin de l'Okanagan. Cette route migratoire à travers les États-Unis (É.-U.) lui confère également une histoire unique, principalement en raison de la construction de neuf barrages hydroélectriques sur le cours principal du fleuve Columbia le long de sa route migratoire. Bien que le saumon rouge de l'Okanagan est une source importante de nourriture et de commerce pour les Syilx depuis des temps immémoriaux, la santé du stock a été entravée dès la fin du 19^e siècle par les barrières à poissons, les barrages, la dégradation de l'habitat et les problèmes de régulation du débit de l'eau, entre autres menaces. Malgré tout, le stock a montré des signes de rétablissement au début des années 2000, en partie grâce à des améliorations dans la gestion des débits d'eau douce et le passage des barrages, ainsi qu'à des projets de restauration de l'habitat et à la supplémentation des écloséries visant à rétablir les populations dans des habitats auparavant inaccessibles. La pêche a donc pu reprendre dans certaines régions des États-Unis et du Canada.

Le saumon rouge de l'Okanagan se reproduit dans les lacs, et jusqu'en 2009 il n'avait accès qu'au lac Osoyoos (le lac le plus au sud de la partie canadienne du bassin de la rivière Okanagan). Au cours des 15 dernières années, la restauration du passage aux barrages du cours principal de la rivière Okanagan et les programmes d'écloserie ciblés ont facilité l'établissement d'une population dans le lac Skaha, tandis que des efforts sont en cours pour établir une autre population dans le lac Okanagan, qui est le plus grand lac du bassin de la rivière Okanagan.

Ces modifications de l'aire de répartition accessible et de la structure de la population nécessitent la révision des points de référence (tant pour la gestion que pour la conservation) et de l'état des stocks. Dans ce document, nous examinons trois méthodes de rechange pour établir les points de référence :

1. l'estimation de la capacité de fraie totale fondée sur les caractéristiques de l'habitat pour les populations des trois lacs,
2. l'estimation de la capacité productrice totale fondée sur les résultats des modèles bioénergétiques des réseaux trophiques, ce qui n'a été possible que pour les lacs Skaha et Osoyoos, et
3. la modélisation de la dynamique des populations (géniteurs-recrues et géniteurs-smolts) pour la population du lac Osoyoos.

L'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat s'est révélée la méthode la plus utile pour déterminer les points de référence biologiques afin d'évaluer l'état selon la Politique concernant le saumon sauvage et par conséquent de déterminer l'état par rapport au point de référence limite, et définir les objectifs de gestion potentiels.

L'état selon la Politique concernant le saumon sauvage a été évalué d'après des données combinant les lacs Osoyoos et Skaha. Les points de référence inférieur et supérieur pour le paramètre de l'abondance relative ont été fixés à 20 % et 40 % de la capacité médiane estimée des géniteurs, respectivement (20 % du G_{\max} fondé sur l'habitat : 28 603; 40 % du G_{\max} fondé sur l'habitat : 57 207). L'état final de l'unité de conservation (UC) du saumon rouge de l'Okanagan dans les lacs Osoyoos-Skaha pour 2023 a été évalué à « ambre » avec un niveau de confiance élevé. Cependant, l'UC est confrontée à de graves menaces liées aux changements climatiques et elle risque fort de passer à l'état « rouge » dans un avenir proche.

L'unité de gestion des stocks (UGS) du saumon rouge de l'Okanagan contient une seule UC dont l'état n'est pas « rouge » à l'heure actuelle. Par conséquent, l'UGS se situe au-dessus du point de référence limite (PRL) fondé sur l'état, en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modernisée.

Les estimations fondées sur l'habitat du nombre de géniteurs qui maximisent les recrues (c.-à-d., G_{\max} , correspondant à une utilisation complète de l'habitat de fraie disponible) ont été additionnées pour les trois lacs et ont servi à déterminer les objectifs de gestion potentiels pour l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan. Une fourchette cible de 96 000 à 135 000 géniteurs se rapprocherait d'un objectif d'échappée fondé sur le G_{RMD} (50 à 70 % du G_{\max}). Une fourchette cible potentielle de 192 000 à 231 000 géniteurs pourrait être utilisée pour représenter un objectif de maximisation de la production totale (100 à 120 % du G_{\max}). Les objectifs d'échappée propres à chaque population lacustre sont également estimés et fournis.

1. INTRODUCTION

Le saumon rouge de la portion canadienne de l'Okanagan (*Oncorhynchus nerka*) est le dernier saumon rouge qui fraye dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Columbia (MPO 2023a). Le saumon rouge de l'Okanagan (ainsi que le saumon chinook, le saumon coho, le saumon arc-en-ciel et d'autres espèces de poissons) est géré par les Syilx de l'Okanagan depuis des temps immémoriaux. Avant la colonisation, ces poissons constituaient une source abondante de nourriture et d'activité commerciale, et ils continuent de jouer un rôle important dans la culture des Syilx de l'Okanagan. Dès la fin des années 1800, le passage des saumons sur le fleuve Columbia a été bloqué par intermittence, d'abord par des barrières à poissons (ministère des Pêches, 1888), puis par la construction de grands barrages hydroélectriques. La construction du barrage de Grand Coulee (achevée en 1942) a complètement bloqué le passage de saumons sur le cours principal du fleuve Columbia en amont du bassin de la rivière Okanagan, éliminant de fait les remontes de saumons. Le rétablissement du saumon rouge de l'Okanagan a été entravé par les pressions anthropiques croissantes, notamment les dérivations d'irrigation, l'exploitation des barrages hydroélectriques, les mesures de réduction des inondations, la surpêche et l'introduction d'espèces envahissantes, ainsi que le développement urbain et industriel (Hyatt et Rankin 1999; Murauskas *et al.* 2021; Nehlsen *et al.* 1991; Quinn, T.P. 2018; Slaney *et al.* 1996). Néanmoins, depuis le début des années 2000, le saumon rouge de l'Okanagan a peut-être connu le rétablissement le plus important de toutes les populations de salmonidés du nord-ouest du Pacifique (Murauskas *et al.* 2021). Au cours des deux dernières décennies, le saumon rouge de l'Okanagan a représenté en moyenne plus de 80 % de tous les saumons rouges remontant dans le bassin Columbia (Hyatt *et al.* 2018c). L'augmentation des échappées serait principalement le résultat de synergies entre plusieurs mesures de gestion prises au niveau du bassin canadien de la rivière Okanagan, d'améliorations apportées à l'hydrosystème du fleuve Columbia et de conditions marines favorables (Alexander *et al.* sous presse). Parmi les principaux facteurs au niveau du bassin qui ont été associés au rétablissement, on peut citer 1) la réintroduction du saumon rouge dans les lacs Skaha (à partir de 2004) et Okanagan (à partir de 2016) dans le cadre d'un programme d'écloserie de conservation; 2) la conception et la mise en œuvre d'outils de gestion de l'eau pour les poissons (Fish Water Management Tools–FWMT), à partir de 2004, pour promouvoir des débits favorables aux poissons dans la rivière Okanagan (Alexander et Hyatt 2013; Hyatt *et al.* 2015); et 3) l'exécution de plusieurs projets de restauration de l'habitat (Alex et Lukey 2023) ainsi que l'amélioration du passage des poissons dans le bassin du fleuve Columbia et de la rivière Okanagan (NOAA 2022; Okanagan Nation Alliance 2023).

Le saumon rouge de l'Okanagan présente une écologie de type lacustre et comprend trois populations nommées d'après leur lac d'alevinage respectif (lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan; voir les figures 3 à 5). Outre le fait que le passage des poissons a été entravé dans la partie américaine du cours principal du fleuve Columbia, les populations de saumons rouges des lacs Skaha et Okanagan ont disparu lorsque le passage vers les lacs d'alevinage et les cours d'eau de fraie a été bloqué en 1921 et 1915, respectivement, limitant l'alevinage du saumon rouge au seul lac Osoyoos. Par conséquent, une seule unité de conservation (UC) pour le saumon rouge de l'Okanagan a été définie dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) (MPO 2005), comprenant uniquement la population du lac Osoyoos (MPO 2005; Holtby et Ciruna 2007).

Au cours des vingt dernières années, le saumon rouge a été réintroduit dans les lacs Skaha et Okanagan grâce au lâcher d'alevins issus d'écloseries, initialement à partir de géniteurs sauvages de la population du lac Osoyoos, et plus tard à partir de saumons migrant au-delà du lac Osoyoos et revenant à Oliver. Bien que le saumon rouge issu d'une écloserie ait été

réintroduit dans le lac Skaha en 2004, les géniteurs en montaison n'ont pas pu accéder au lac avant 2009, lorsque des modifications apportées aux barrages à la sortie des lacs McIntyre et Skaha leur ont permis de se frayer un passage jusqu'au lac. Les premiers géniteurs remontant dans les frayères du lac Skaha ont été observés en 2011 (Karilyn Alex, biologiste des pêches et géomorphologue fluvial, Okanagan Nation Alliance, Westbank, C.-B., communications personnelles). Depuis lors, la population de Skaha s'est bien établie (Hyatt *et al.* 2021a; Hyatt *et al.* 2021b). La réintroduction de saumons rouges issus d'écloseries dans le lac Okanagan a commencé en 2016 (Hyatt *et al.* 2018c). L'accès au lac par le barrage Penticton¹ a été rendu possible en 2019, à la suite du rétablissement d'une passe à poissons existante, avec un nombre limité de géniteurs autorisés à entrer chaque année. Depuis 2022, le saumon rouge et le saumon chinook ont un passage ouvert vers le lac Okanagan.

Aux termes de la PSS, une UC est « un groupe de saumon sauvage suffisamment isolé d'autres groupes que, s'il advenait qu'elle disparaisse, il serait très peu probable de la reconstituer de manière naturelle à l'intérieur d'un délai acceptable (p. ex. le temps d'une vie humaine ou un nombre précis de générations de saumon) ». Malgré leur expansion dans deux nouveaux lacs d'alevinage, les trois populations sont considérées comme une seule UC, en raison de leur similarité génétique. De plus, il a été déterminé que les trois populations étaient suffisamment susceptibles de recoloniser les lacs de séjour des uns et des autres (en cas de disparition d'une population lacustre) pour qu'elles soient considérées comme une seule UC (MPO 2005). En conséquence, l'UC a été récemment modifiée pour inclure non seulement les poissons du lac Osoyoos, mais aussi les poissons qui croissent dans les lacs Skaha et Okanagan. L'UC s'appelle désormais l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan (OSO).

Tout au long du présent rapport, nous faisons référence à ces trois populations combinées de saumon rouge du bassin en tant qu'unité de gestion des stocks (UGS) du saumon rouge de l'Okanagan. L'UC correspondante est l'UC OSO, qui est la seule UC de l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan. Nous utilisons les termes UC OSO, UGS du saumon rouge de l'Okanagan, et stock de saumons rouges de l'Okanagan tout au long de ce rapport, selon le contexte, mais les trois termes font référence à l'ensemble des saumons rouges qui croissent dans les trois lacs. Nous n'utilisons le terme « population » que lorsqu'il s'agit de l'ensemble des saumons rouges élevés dans l'un des lacs. La figure 1 résume la structure du stock de saumons rouges de l'Okanagan.

¹ Officiellement, les barrages aux décharges du lac Okanagan.

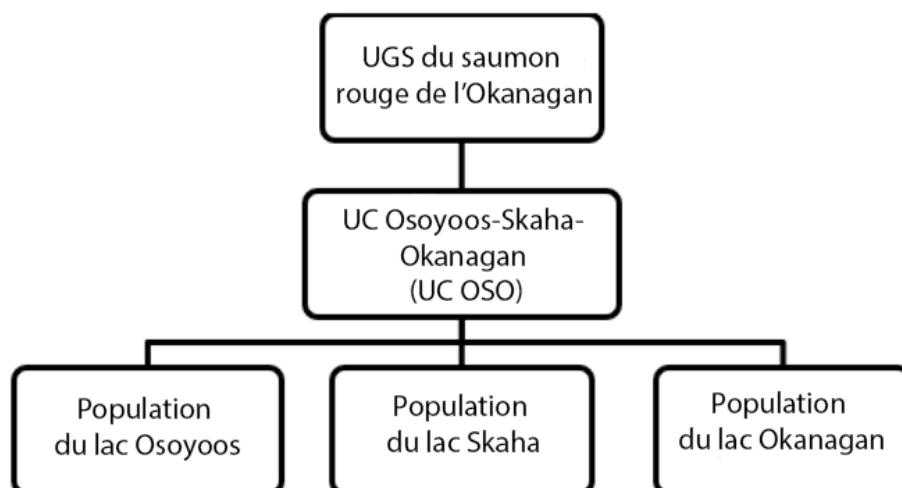


Figure 1. Structure du stock de l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan, montrant la délimitation révisée de l'unité de conservation (UC) et les trois populations composantes définies par le lac d'alevinage.

Jusqu'à la fin des années 1990, l'insuffisance de données sur la composition par âge des adultes et la production de juvéniles a limité la définition d'objectifs d'échappée propres au bassin. Au lieu de cela, un objectif d'échappée visant à cogérer le stock mixte de saumons rouges de l'Okanagan et de Wenatchee, a été adopté. Un objectif d'échappée combiné de 65 000 poissons au-delà du barrage de Priest Rapids dans le cours moyen du fleuve Columbia a été fixé (Hyatt et Stockwell 2019). Tout excédent était considéré comme exploitable par les pêches commerciales et les pêches relevant des traités et des tribus. À la suite de cette étude, des objectifs d'échappée propres au stock ont été fixés pour le saumon rouge de l'Okanagan; les gestionnaires des pêches du MPO ont défini un objectif de fraie de 35 500 adultes remontant la rivière Okanagan ou de 61 200 adultes dénombrés au barrage Wells (MPO 2023a). Ces objectifs d'échappée étaient basés sur l'étude menée par Hyatt et Rankin (1999), qui ont recommandé un objectif d'échappée provisoire de 29 365 adultes dans la section « repère » des frayères ou de 58 730 adultes dénombrés au barrage Wells. Les recommandations de Hyatt et Rankin (1999) étaient basées sur leur estimation prudente de la capacité productrice du lac Osoyoos et sur le déclin du saumon rouge dans la rivière Okanagan au cours des années 1990. Néanmoins, leur étude a estimé que la capacité de l'habitat de fraie du lac Osoyoos pouvait supporter jusqu'à 135 000 géniteurs.

Compte tenu de l'expansion récente de l'aire de répartition et de l'abondance accrue du saumon rouge de l'Okanagan (l'échappée a dépassé l'objectif de 35 500 dans 12 des 20 dernières années; 2004 à 2023), beaucoup sont en faveur de la révision des objectifs d'échappée existants, qui ont été élaborés pour la population du lac Osoyoos seulement. La Gestion des pêches du MPO s'est donc engagée à modifier les objectifs d'échappée du saumon rouge de l'Okanagan afin qu'ils reflètent davantage l'état du stock combiné et des populations individuelles de chaque lac. Les objectifs d'échappée révisés sont destinés à soutenir la gestion des pêches au Canada et à alimenter les discussions bilatérales concernant l'établissement d'un nouvel accord de partage des captures pour le saumon rouge dans le bassin du fleuve Columbia. Si les objectifs d'échappée définitifs doivent tenir compte des objectifs socio-économiques, des valeurs culturelles et des futures évaluations des risques (qui dépassent tous le cadre de ce processus), ils doivent être guidés par des estimations scientifiques de la capacité biologique de l'aire de répartition actuelle du saumon rouge de l'Okanagan. Le présent document rend compte de l'état de l'UC OSO (et donc de l'état de

l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan par rapport à son PRL) et fournit des recommandations scientifiques pour des points de référence potentiels de gestion qui peuvent servir de base afin de générer des objectifs d'échappée révisés pour l'ensemble de l'UGS ou pour les populations lacustres individuelles.

Nous avons examiné trois stratégies de rechange pour établir des points de référence potentiels fondés sur la biologie :

1. la capacité de charge biologique du système fondée sur la quantification des capacités de l'habitat de fraie des trois lacs d'alevinage (Osoyoos, Skaha et Okanagan);
2. des estimations actualisées de la productivité en eau douce dans deux des lacs d'alevinage (Osoyoos et Skaha);
3. un modèle géniteurs-recrues (GR) pour la population du lac Osoyoos.

En outre, l'état biologique de l'UC OSO est évalué sur la base de paramètres, de points de référence et de considérations établis pour la mise en œuvre de la stratégie 1 de la stratégie de la PSS tout en tenant compte de l'élargissement de l'aire de répartition du saumon rouge dans l'UC. Enfin, les incertitudes liées aux données et aux méthodes, ainsi qu'une discussion sur les répercussions possibles des changements climatiques sur le saumon rouge de l'Okanagan et les travaux futurs sont présentés.

2. CONTEXTE CULTUREL

Cette évaluation a lieu sur le territoire non conquis et non cédé des Syilx de l'Okanagan de cette terre, leur mère (S. Lawrence, communications personnelles). La Nation Okanagan a accepté la responsabilité de servir pour toujours en tant que protectrice des terres et des eaux, y compris *n'kmip* (le lac Osoyoos), *tu?cin* (le lac Skaha) et *klusxənitk^w* (le lac Okanagan) dans les territoires syilx, afin que tous les êtres vivants reviennent régénérés (déclaration sur l'eau des Syilx).

Avant la colonisation, le peuple Syilx de la Nation Okanagan (composée de sept communautés membres dans l'intérieur sud de la Colombie-Britannique : Bande indienne de l'Okanagan, Bande indienne de l'Osoyoos, Bande indienne de Penticton, Bande d'Upper Nicola, Bandes indiennes d'Upper et de Lower Similkameen, Première Nation de Westbank et tribus confédérées de Colville dans le nord de l'État de Washington) a géré le saumon rouge (*s'cwin*), le saumon chinook (*ntitiyx* et *sklwist*) et le saumon coho (*k'isu?*), ainsi que le saumon kokani (*kəkni*), le saumon arc-en-ciel (*qwəyqwəyʔaca?*) et d'autres espèces du système fluvial de l'Okanagan pendant d'innombrables générations (Armstrong 2020). La gestion des ressources autochtones se concentre sur la prise en compte des multiples composantes d'un écosystème, par opposition à une gestion basée sur l'optimisation de la récolte d'un stock ciblé uniquement (Atlas *et al.* 2021; Berkes *et al.* 2000; Turner *et al.* 2000). Pour les Syilx de la Nation Okanagan au Canada, le saumon a une importance vitale sur le plan nutritionnel, culturel et spirituel (Blanchet *et al.* 2021). Le *cap'tik^w*, l'enseignement traditionnel des Syilx, raconte que *snk'lip* (le coyote) remontait le saumon le long du fleuve Columbia et de ses affluents, y compris dans le bassin de l'Okanagan. Il a ainsi préparé la terre à l'arrivée des *sqilx^w* (peuple autochtone), en veillant à ce que les Syilx tirent toujours leur subsistance des rivières et des ruisseaux qui coulent sur leurs terres. Les peuples ont longtemps profité de la beauté et de la générosité de leurs terres et de leurs eaux, en respectant leurs relations et leurs responsabilités à l'égard de tous les êtres vivants, en célébrant des cérémonies et en prenant soin de la terre et de l'eau conformément à leurs lois et à leurs protocoles culturels.

Le concept de terre des Syilx de la Nation Okanagan englobe plus que la géographie physique du lieu; il inclut les liens spirituels de tout ce qui vit sur et dans ce territoire (Okanagan Nation Alliance 2018). Les Syilx croient que kʷuləncútn, le Créateur, leur a fait don du saumon, et qu'en retour, ils ont la responsabilité d'honorer le lien de parenté qu'ils entretiennent avec le saumon, en tenant des cérémonies qui visent à remercier le saumon d'avoir donné sa vie pour nourrir les Syilx. Ils comprennent également qu'il est de leur devoir de protéger et de prendre soin de l'eau et de la terre afin que le saumon continue de revenir année après année (ONA 2023).

La colonisation européenne des bassins versants du fleuve Columbia et de la rivière Okanagan a entraîné la construction de barrages, l'agriculture, l'ingénierie de l'eau et la surpêche. Ces changements ont également été accompagnés d'une gestion des poissons européo-centriste qui a modifié les assemblages de poissons et ajouté une longue liste d'espèces de poissons exotiques (Clemens, 1939; Ferguson, 1949; Northcote *et al.* 1972; Okanagan Nation Alliance 2003, 2002, 2001; Rae 2005; Webster 2007). Avec la colonisation, la gestion de l'eau est passée de la réciprocité avec la nature à un système de possession et de contrôle des ressources (Phare 2009). Ernst (1999) a étudié la relation entre les barrages de la rivière Okanagan et la perte et la destruction de l'habitat du poisson (en particulier du saumon rouge). Ce travail a révélé une volonté et une pression incessantes au sein du bassin pour que les ressources en eau de la région soient rigoureusement contrôlées. Ces actions n'ont pas tenu compte des exigences de l'habitat du saumon et ont finalement conduit à une réduction de la population de saumon et à une perte de ressources et de culture pour les Syilx de l'Okanagan. La perte de l'habitat du saumon a gravement affecté la sécurité alimentaire des Syilx et leur souveraineté sur leurs systèmes alimentaires et leurs économies autochtones, et a contribué à perturber leur bien-être physique et social (Blanchet *et al.* 2021). Parmi les conséquences négatives, citons la rupture avec les pratiques culturelles et économiques autochtones, une mauvaise alimentation et un niveau disproportionné d'insécurité alimentaire, d'obésité, de maladies chroniques liées à la nutrition et de mal-être (Batal et Decelles 2019; Blanchet *et al.* 2021; Vernon 2015).

En réponse à la décision de la Cour suprême du Canada dans l'affaire *Regina c. Sparrow* (1990), Pêches et Océans Canada (MPO) a lancé la Stratégie relative aux pêches autochtones (SPA) en 1992. La SPA a aidé l'Okanagan Nation Alliance (ONA) à créer son département des Pêches (1996), qui a ensuite rétabli les processus autochtones dans la recherche sur la pêche au saumon de l'Okanagan (ONA 2023). Les Aînés et les dirigeants Syilx ont donné une vision claire et des orientations au département des Pêches de l'ONA. Leur vision est de rétablir la population de saumons rouges de l'Okanagan et de la ramener dans son ancienne aire de migration historique (ONA 2023).

L'Okanagan Nation Alliance a trouvé des partenaires au sein de Pêches et Océans Canada et du ministère provincial de l'Environnement qui, ensemble, ont mis sur pied des financements et des accords de collaboration avec les services publics américains, les pêcheries de l'État de Washington et d'autres organismes gouvernementaux (Correia *et al.* 2024). Tous ces efforts ont abouti à une série complexe de projets de restauration, comme le projet de réintroduction du saumon dans le bassin de l'Okanagan, qui a permis de ramener le saumon dans certaines parties de son aire de répartition historique et de commencer à réparer les écosystèmes endommagés grâce à des initiatives comme l'Initiative de restauration de la rivière Okanagan (IRRO) et la mise en œuvre des outils de gestion de l'eau pour les poissons (Fish Water Management Tools—FWMT). Ces projets ont été lancés grâce aux connaissances et à la compréhension des Syilx, et tous ont débuté en 2004 ou autour de cette date. L'année 2004 marque donc le début d'une période de gestion du saumon rouge de l'Okanagan axée sur « *tmix^w* ». En *nsyilxcen*, la langue des Syilx, le concept de *tmix^w* est complexe et nuancé, centré

sur les concepts de « toutes les formes de vie, tous les animaux, l'esprit de toutes les choses vivantes », et peut être compris comme « un système de relations qui se reconstruit sans limite, et qui est en fait la force vitale du lieu » (Armstrong 2010). La période centrée sur *tmix*^w est donc définie dans ce document comme commençant lorsqu'un programme de reconstitution à multiples facettes a été mis en œuvre pour répondre aux besoins à multiples facettes du bassin de l'Okanagan dans l'intérêt des saumons anadromes. Des changements substantiels ont également été apportés aux programmes de surveillance de l'évaluation des stocks à partir de cette période plus récente, ce qui signifie que les données antérieures et postérieures à cette date ne sont pas toujours comparables (tableau 1; voir les sections 4.3 et 7.1.1 pour plus de détails).

L'augmentation du nombre de saumons de retour a permis d'organiser des cérémonies traditionnelles dans tout le bassin, comme la fête du saumon et la cérémonie du premier saumon.

3. ZONE D'ÉTUDE

3.1. BASSIN DE LA RIVIÈRE OKANAGAN

La rivière Okanagan (Canada) draine une série de lacs canadiens (Wood, Kalamalka, Okanagan, Skaha, Vaseux) vers le lac Osoyoos, qui chevauche la frontière canado-américaine. Le lac Osoyoos se jette dans la rivière Okanagan² (É.-U.) qui se jette au sud dans le fleuve Columbia (figure 2). Au cours des 100 dernières années, la rivière Okanagan, en Colombie-Britannique, a subi des changements hydrologiques anthropiques drastiques et généralisés qui ont touché sa connectivité avec sa plaine inondable, ses zones humides et ses flux hyporhéiques. Actuellement, seulement 16 % (4,9 km) de la rivière est encore à l'état naturel (2,8 km) ou semi-naturel (2,1 km). Environ 84 % (30,4 km) de la rivière a été canalisée, redressée, rétrécie ou endiguée (Bull 1999; NPCC 2004). En conséquence, la longueur de la rivière a été réduite de 50 % (Bull 2000) et son habitat simplifié.

Les saumons rouges de l'Okanagan qui migrent en amont entrent dans le fleuve Columbia de mai à juillet et franchissent les passes à poissons d'au moins dix barrages avant d'arriver à leurs lacs d'alevinage de naissance (figure 2) entre la fin juin et le début septembre (voir Hyatt et Rankin, 1999). Le pic de fraie a lieu en octobre, principalement dans les tronçons naturels ou semi-naturels de la rivière Okanagan en amont des lacs Osoyoos et Skaha (Hyatt *et al.* 2003; Stockwell et Hyatt 2003), ou plus récemment, dans les affluents du lac Okanagan. Dans le passé, les saumons rouges de l'Okanagan pouvaient migrer en amont du lac Osoyoos vers le lac Skaha, le lac Okanagan et au-delà, et étaient répandus et abondants (Ernst 2000; Fryer 1995; Hewes 1998; Kennedy et Bouchard 1998; Long 2005).

² L'orthographe américaine sera utilisée pour les sections de la rivière se trouvant aux États-Unis.

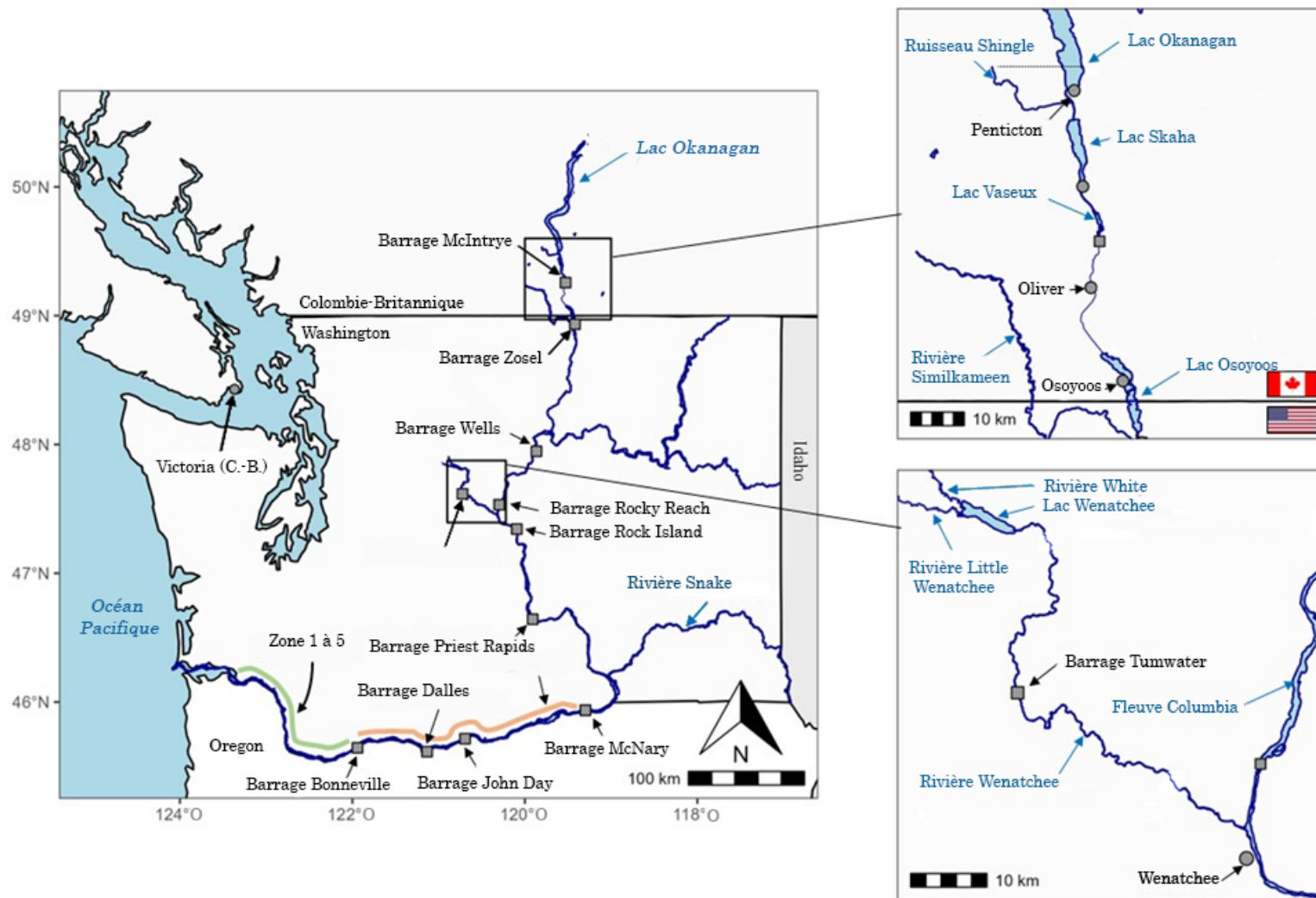


Figure 2. Le bassin du fleuve Columbia et les rivières Okanagan et Wenatchee. La carte montre certains des barrages situés le long des voies de migration du saumon rouge du fleuve Columbia, ainsi que les zones de pêche commerciale et de pêche issue de traités sur le fleuve Columbia. La zone 6 s'étend entre les barrages Bonneville et McNary. Les zones 1 à 5 s'étendent entre l'embouchure du fleuve et le barrage Bonneville. Adapté de Sorochan et al. (2023).

3.2. LES LACS D'ALEVINAGE

3.2.1. Lac Osoyoos

Le lac Osoyoos est le lac le plus méridional d'une série de lacs reliés entre eux qui drainent le bassin de l'Okanagan. Il a une superficie de 23 km², une profondeur maximale de 63 m et une profondeur moyenne de 14 m. Il s'agit d'un lac glaciaire qui s'étend sur 16 km et qui est divisé en trois sous-bassins, à savoir les bassins nord, central et sud. Le bassin sud chevauche la frontière entre le Canada et les États-Unis (Jensen et al. 2012). Seul le bassin nord convient à l'alevinage du saumon rouge; c'est le plus profond des trois (profondeur moyenne = 21 m) et le temps de séjour de l'eau y est court (c'est-à-dire de quelques semaines à quelques mois). Il offre environ 933 hectares d'habitat piscicole limnétique tout au long de l'année, propice à l'alevinage de salmonidés juvéniles (Hyatt et al. 2017b). Les bassins du centre et du sud sont moins profonds et plus sensibles aux températures élevées de l'eau et aux conditions de faible teneur en oxygène en été, ce qui les rend inhospitaliers pour les salmonidés juvéniles (Hyatt et Stockwell 2013). Les débits dans le lac Osoyoos sont largement contrôlés par les rejets de barrage en amont, en particulier les débits du barrage Penticton³, à l'exutoire du lac Okanagan. Les débits sortants du lac Osoyoos passent par le barrage Zosel, WA (figure 3). Les rejets sont contrôlés conformément aux niveaux prescrits par la Commission mixte internationale canado-américaine (Stockwell et al. 2020).

Le lac Osoyoos est modérément productif (c'est-à-dire mésotrophe); la diversité de son assemblage de zooplancton est relativement faible et a été touchée négativement par l'introduction de la crevette mysis envahissante (*Mysis diluviana*), qui entre en concurrence pour les ressources avec les tacons et les pré-smolts de saumon rouge, mais devient une proie pour les saumons rouges d'âge 1+ et les pré-smolts suffisamment grands (Hyatt et al. 2018a). Environ 28 espèces envahissantes ont été documentées dans le lac Osoyoos, avec de nombreux taxons envahissants comme l'achigan (*Micropterus* sp.) et la carpe (*Cyprinus* sp.), ainsi que de nombreux poissons indigènes comme les chabots (*Cottus* spp.), le grand corégone (*Prosopium williamsoni*) et le saumon kokani (*Oncorhynchus nerka*), modifiant de manière importante l'assemblage de poissons présents dans le lac. Le lac Osoyoos abrite une petite population de saumons kokanis (*O. Nerka*, non anadrome) qui, selon les estimations, ne dépasse pas 2 % de l'abondance totale des saumons rouges (Hyatt et al. 2017b). Le saumon chinook anadrome (*O. tshawytscha*) et le saumon arc-en-ciel (*O. mykiss*) utilisent tous deux le lac Osoyoos, bien que leur nombre soit faible par rapport à celui du saumon rouge (Hyatt et al. 2015). Le lac Osoyoos a été décrit comme l'un des lacs d'alevinage de saumons rouges les plus productifs d'Amérique du Nord (Chapman et al. 1995). Néanmoins, l'épilimnion du lac souffre de températures estivales élevées, qui peuvent dépasser 17 °C, tandis que les concentrations d'oxygène hypolimnique tombent souvent en dessous de 4 mg L⁻³. Ces conditions représentent les extrêmes physiologiques que les saumons rouges juvéniles peuvent tolérer (Levy 1990) et produisent une « compression de la température et de l'oxygène » qui peut limiter les tacons de saumons rouges et les adultes qui remontent à une étroite couche d'eau stratifiée (Hyatt et Stockwell 2010).

Avant la mise en œuvre du programme des outils de gestion de l'eau pour les poissons (Fish Water Management Tools—FWMT) en 2004, les œufs et les alevins vésiculés de saumon rouge en incubation dans les ruisseaux et les tronçons de rivière en amont du lac Osoyoos subissaient les effets de débits non « favorables aux poissons » qui provoquaient l'affouillement ou le dessèchement de l'habitat, ce qui représentait un goulot d'étranglement dans la

³ Officiellement, les barrages aux décharges du lac Okanagan.

productivité du saumon rouge de l'Okanagan (Hyatt *et al.* 2015). Avec l'adoption des outils de gestion de l'eau pour les poissons, une priorité élevée a été accordée à l'assurance que des « débits favorables aux poissons » sont libérés du lac Okanagan, en particulier pendant la phase d'incubation des œufs et des alevins vésiculés de saumons rouges (Alexander et Hyatt 2013; Hyatt *et al.* 2015). Parallèlement, l'Okanagan Nation Alliance (ONA) a mis en œuvre plusieurs projets de restauration de l'habitat afin d'améliorer les frayères et de raviver les cérémonies du saumon des Syilx. On pense que la remontée du nombre de saumons rouges de l'Okanagan est due, au moins en partie, à ces changements au niveau du bassin au milieu des années 2000 (Alexander *et al.* sous presse).

Plus récemment, la population de saumons rouges du lac Osoyoos a été touchée par la rupture du barrage de Testalinden (dans le cours supérieur du ruisseau Testalinden; voir la figure 3) le 13 juin 2010. La rupture a entraîné le rejet de limon et de contaminants agricoles en amont du lac Osoyoos (Kuo *et al.* 2012; Tannant et Skermer 2013). L'événement a eu des répercussions durant de nombreuses années sur la structure de la communauté de zooplancton pélagique et a eu un effet négatif sur l'abondance des saumons rouges juvéniles pendant un à deux ans après la rupture (Hyatt *et al.* 2018b; Hyatt et Ogden, en cours de préparation⁴).

⁴ Hyatt, K.D. et Ogden, A.D. En preparation. An Assessment of Impacts of the 2010 Testalinden Dam Breach on Aquatic Food webs and Planktivores (*Oncorhynchus nerka* and *Mysis diluviana*) at Osoyoos Lake, British Columbia, Canada.

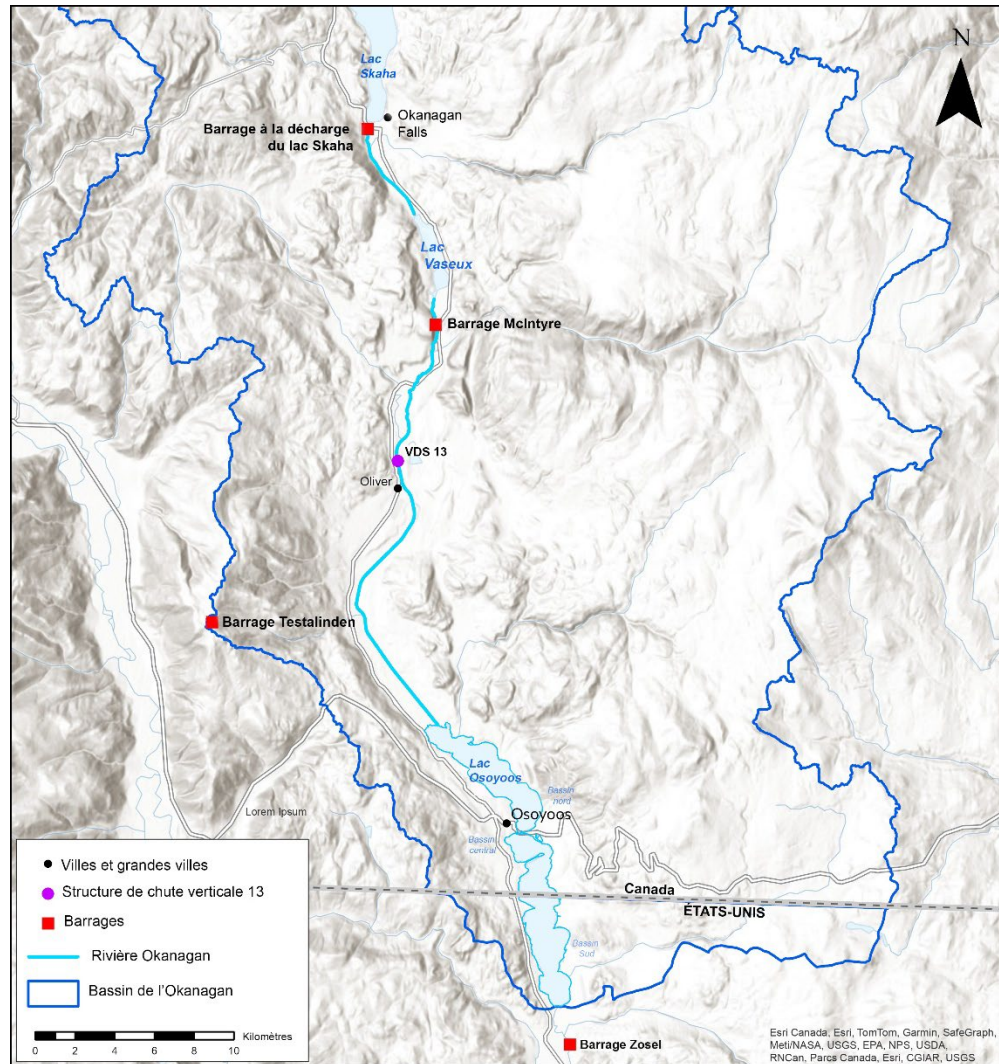


Figure 3. Carte du lac Osoyoos.

3.2.2. Lac Skaha

Le lac Skaha (figure 4) est situé en amont des lacs Osoyoos et Vaseux. Il a une longueur de 12 km, une superficie de 1 946 ha, un volume de 0,56 km³, une profondeur maximale de 57 m et une profondeur moyenne de 26 m (Northcote *et al.* 1972; Pinsent et Stockner 1974; Stockner et Northcote 1974). Le temps de séjour de l'eau y est généralement de plusieurs mois, mais il varie considérablement selon les précipitations. Dans ce lac, en été, les eaux d'une profondeur supérieure à 15 m offrent un habitat thermique adéquat aux saumons rouges juvéniles et adultes qui s'y trouvent, car l'hypolimnion ne devient hypoxique à aucun moment de l'année (Hyatt *et al.* 2021a).

Comme mentionné précédemment, des saumons rouges juvéniles issus d'une écloserie et provenant du stock de géniteurs du lac Osoyoos ont été réintroduits expérimentalement dans le lac Skaha (180 poissons/ha) à partir de 2004 (Wright et Smith 2004). Les interactions des poissons introduits avec les autres poissons dans le lac ont fait l'objet d'un suivi. Des observations ont été effectuées sur quatre cycles d'éclosion avant qu'il y ait suffisamment de données probantes pour procéder à l'établissement d'un passage pour les poissons par la restauration et la réorganisation du barrage McIntyre et du barrage de la décharge du lac Skaha

(figure 3 et figure 4). Le barrage McIntyre a été réaménagé en 2009, ce qui a permis aux géniteurs de nager jusqu'au barrage de la décharge du lac Skaha. Pourtant, des géniteurs naturels ont été détectés dans le lac Skaha après les crues de 2011 et 2012. Le barrage à la sortie du lac Skaha a été réaménagé en 2014 afin d'offrir un passage fiable à temps plein, permettant ainsi aux saumons rouges adultes de remonter la rivière et de frayer naturellement dans le canal Penticton (figure 4). Les géniteurs du lac Skaha utilisent également le ruisseau Shingle, qui est un affluent de la rivière Okanagan situé à Penticton, en Colombie-Britannique (figure 4). Ces dernières années, les géniteurs du lac Skaha ont représenté en moyenne environ 50 % des saumons rouges géniteurs de l'Okanagan (voir la section 4.1 pour plus de détails).

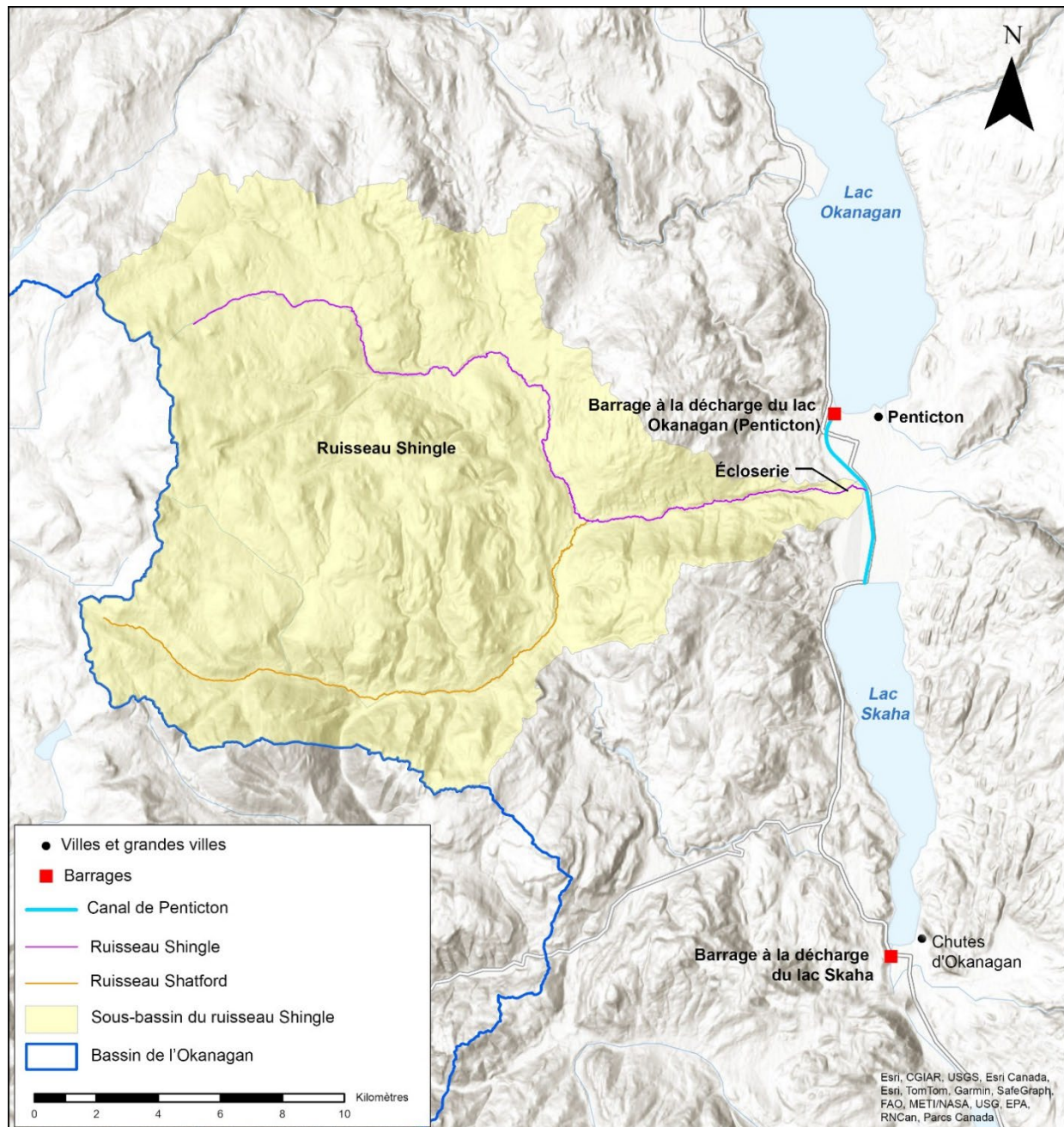


Figure 4. Carte du lac Skaha.

3.2.3. Lac Okanagan

Le bassin versant du lac Okanagan s'étend sur plus de 8 000 km² (Rae et Andrusak 2006), et le lac lui-même est un grand lac peu productif qui est alimenté par plus de 18 affluents provenant de petits lacs de montagne qui offrent un habitat potentiel pour les poissons (figure 5). Il est long d'environ 110 km et a une superficie d'environ 350 km². Le temps de séjour de l'eau dans le lac est supérieur à 60 ans (Rae 2005). La majeure partie du lac est oligotrophe, avec des niveaux relativement faibles de nutriments organiques (phosphore total : 2 -12 µg· L⁻¹) et le phytoplancton (concentration épilimnique moyenne de *chlorophylle-a* = 2,5 µg· L⁻¹ (Andrusak et al. 2008).

En vue d'inverser la tendance à la baisse de la population de saumons kokanis dans le lac Okanagan, la crevette envahissante *Mysis relicta* a été introduite en 1966 afin de fournir une source de nourriture aux saumons kokanis juvéniles. C'est toutefois l'inverse qui se produit : les crevettes entrent directement en concurrence avec les jeunes saumons kokanis pour les proies et ont depuis été définies comme un facteur de leur déclin (Andrusak et al. 2008; Rae et Andrusak 2006). Certains saumons kokanis du lac Okanagan présentent un cycle biologique de fraie sur le rivage, dans lequel les individus frayent dans la zone littorale graveleuse du lac, sous un demi-mètre d'eau. On a observé que ces poissons frayant sur le rivage utilisaient plus de 90 km du rivage du lac. La proportion moyenne de saumons kokanis frayant sur le rivage par rapport aux saumons frayant dans les cours d'eau sur dix années récentes (2013-2022) était de 0,212 (écart-type = 0,085; données fournies par le ministère de l'Intendance des terres, de l'eau et des ressources de la C.-B.). Malheureusement, une grande partie du bord du lac a été dégradée et modifiée par le développement (65 % des quais récréatifs en Colombie-Britannique se trouvent sur le lac Okanagan; Rae 2005). Ensemble, les espèces introduites, les modifications de l'habitat, les changements climatiques et les perturbations anthropiques ont considérablement modifié l'écologie du lac Okanagan. La pêche récréative a progressivement évolué, passant d'une pêche principalement axée sur le saumon kokani à une pêche ciblant d'autres salmonidés (p. ex. le saumon arc-en-ciel, le grand corégone et le touladi); il existe également une pêche commerciale de la mysis envahissante (Andrusak et al. 2008; Rae et Andrusak 2006; Shepherd 1999).

L'accès du saumon rouge au lac Okanagan est bloqué par le barrage Penticton⁵ depuis 1915. En 2016, un petit lâcher cérémoniel de < 10 000 alevins provenant d'une écloserie (également issus du stock de géniteurs de la population du lac Osoyoos) a été réintroduit pour la première fois dans les affluents du lac Okanagan par l'ONA (Hyatt et al. 2018c). En 2017, l'ONA a déposé une demande auprès du Comité des introductions et des transferts du MPO pour relâcher jusqu'à 750 000 alevins de saumon rouge dans le lac Okanagan, avec des plans de réintroduction d'un maximum de 3,5 millions d'alevins par an (Hyatt et al. 2018c). Depuis 2015, un total cumulé de 12,9 millions d'alevins a été relâché dans le lac. En 2019, les premiers adultes issus d'écloséries (relâchés dans le lac Okanagan) sont revenus et se sont regroupés en aval du barrage Penticton, qui restait alors une barrière à poissons. En 2020 et 2021, plus de 60 saumons rouges adultes ont pu franchir le barrage du lac Okanagan, mais en 2022 et 2023, les saumons rouges adultes ont pu passer librement dans le lac grâce à une passe à poissons. La construction d'une passe à poissons améliorée est prévue pour l'avenir au barrage Penticton et est soutenue par le ministère de l'Intendance des terres, de l'eau et des ressources de la Colombie-Britannique.

⁵ Officiellement, les barrages aux décharges du lac Okanagan.

En raison de l'urbanisation, la recolonisation du saumon rouge peut être limitée par la disponibilité d'un habitat de fraie approprié dans les affluents du lac Okanagan (Alex *et al.* 2020). Il convient de noter que dans le passé, selon les connaissances écologiques traditionnelles, certains des affluents, comme le ruisseau Mission (figure 1), ont accueilli d'importantes remontes de saumons rouges (Long 2005). Actuellement, certains des affluents du lac Okanagan sont utilisés par les saumons kokanis frayant dans les cours d'eau, en particulier dans le ruisseau Mission et dans le chenal de fraie des saumons kokanis du ruisseau Mission. Il est prévu de réhabiliter et de restaurer la majeure partie de l'habitat de fraie disponible dans les affluents du lac Okanagan (Alex et Lukey 2023).

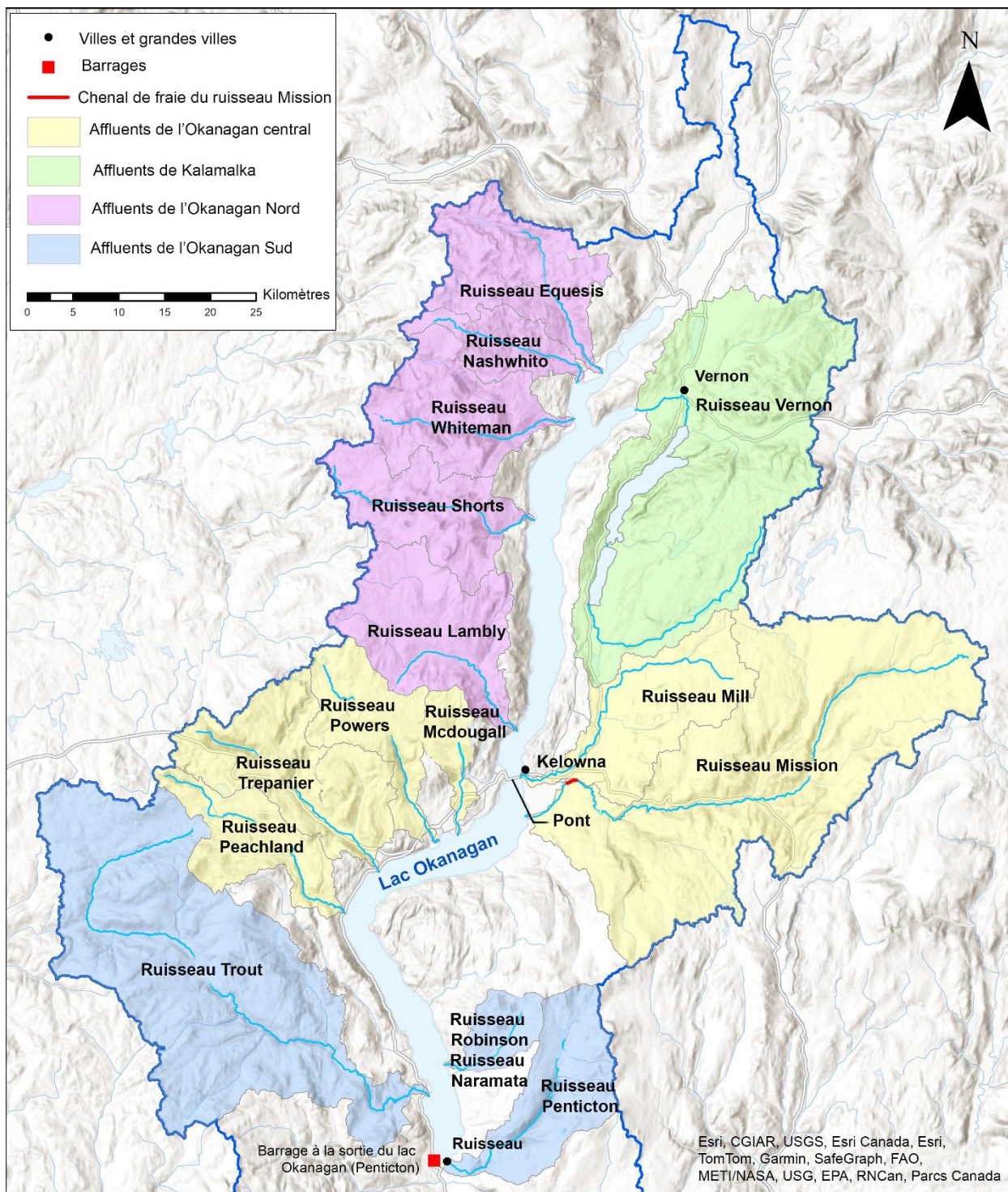


Figure 5. Carte du lac Okanagan et de ses affluents présentant un habitat de fraie potentiel.

4. VUE D' ENSEMBLE DES DONNÉES ET DES MÉTHODES

Les méthodes que nous avons utilisées pour déterminer l'état de l'UC et l'état de l'UGS par rapport au PRL et pour formuler un avis pour l'établissement de points de référence aux fins de

gestion, dépendaient fortement de la disponibilité et de la qualité des données⁶. En raison de l'histoire unique de chacune des trois populations croissant dans les lacs, et de leur gradient entre une population bien établie et autonome (population du lac Osoyoos) et une population récemment réintroduite (lac Okanagan), les données disponibles, et par conséquent les méthodes applicables à chacune d'entre elles, étaient variables.

En ce qui concerne l'échantillonnage direct de la population, des estimations du nombre de géniteurs étaient disponibles pour les trois populations lacustres. La modélisation stock-recrutement (SR) est généralement la méthode par défaut pour déterminer les points de référence, mais malheureusement, une série chronologique appropriée n'existe actuellement que pour la population du lac Osoyoos. C'est pourquoi deux autres méthodes ont été explorées afin d'estimer la capacité fondée sur l'habitat. L'avantage de ces méthodes est qu'elles fournissent des points de référence possibles qui sont basés sur le potentiel de chaque habitat, plutôt que sur l'abondance actuelle de la population qui, dans le cas des lacs Skaha et Okanagan, est encore soutenue par l'apport de poissons d'écloserie et n'a peut-être pas encore entièrement recolonisé tous les habitats disponibles et atteint un équilibre naturellement autonome (comme la population du lac Osoyoos l'a probablement fait).

La première de ces méthodes fondées sur l'habitat consiste à utiliser la longueur des poissons, la superficie des nids de fraie, la superficie de l'habitat de fraie et la taille des particules du lit (gravier) pour estimer la capacité de fraie. Les données nécessaires à cette méthode ont été récemment mises à jour pour les trois populations lacustres. C'est la seule méthode qui puisse être appliquée (à l'heure actuelle) aux trois populations.

La deuxième méthode fondée sur l'habitat vise à estimer la capacité productrice des lacs. Cette méthode demande beaucoup plus de données et nécessite des estimations de l'abondance et de la densité des juvéniles, ainsi qu'un vaste échantillonnage biologique de l'ensemble des réseaux trophiques pélagiques. Les données étaient disponibles pour appliquer cette méthode aux lacs Osoyoos et Skaha sur une courte période, mais pas au lac Okanagan.

Le tableau 1 donne un aperçu des données disponibles et une indication des méthodes pour lesquelles elles ont été utilisées. L'ANNEXE A fournit des informations supplémentaires sur les sources de financement et la disponibilité des données. De plus amples détails sur ces données sont fournis ci-dessous.

⁶ Il convient de noter que l'ONA et le MPO procèdent à un examen continu des estimations de l'abondance des géniteurs, des montaisons et des juvéniles dans les lacs. Les données présentées ici étaient les meilleures disponibles au moment de la rédaction du présent document.

Tableau 1. Données disponibles pour le saumon rouge de l'Okanagan dans ses trois lacs d'alevinage. Les limites des données et les méthodes dans lesquelles les données ont été utilisées sont également indiquées. Il convient de noter que les données pour les modèles de production sont requises par année d'éclosion, de sorte que les remontes d'adultes de 2023 fournissent la composante d'âge 5 pour les recrues de l'année d'éclosion 2018, et les estimations de smolts de 2023 fournissent la composante d'âge 2 de la production de smolts de l'année d'éclosion 2021. Les données sur les géniteurs-recrues du lac Osoyoos étaient disponibles pour les années d'éclosion 2004 à 2018, et les données sur les géniteurs-smolts étaient disponibles pour les années d'éclosion 2004 à 2021, avec des lacunes certaines années. Les données sur les géniteurs du lac Skaha n'étaient disponibles que pour les années d'éclosion de 2012 à 2018 (des échappées ultérieures étaient également disponibles, mais n'ont pas été utilisées), et les données sur les géniteurs-smolts n'étaient disponibles que pour les années d'éclosion de 2012 à 2018, avec des lacunes certaines années. À moins d'indication contraire, les années indiquées sont les années d'éclosion.

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
Abondance des géniteurs	2002 à ce jour	Application cohérente des méthodes d'aire sous la courbe (ASC).	2004 à 2023 pour la modélisation géniteurs-recrues. Les années d'éclosion 2009 et 2010 ont été exclues en raison de la rupture du barrage Testalinden.	Série chronologique de 2012 à 2023 (non nulle) trop courte pour la modélisation géniteurs-recrues (données disponibles pour les années d'éclosion 2012 à 2018).	Série chronologique de 2022 (non nulles) trop courtes pour le modèle géniteurs-recrues.

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
			Les données de 2006 à 2008, de 2011 à 2014, de 2016 et de 2018 à 2021 ont été utilisées pour le modèle bioénergétique de capacité productrice.	Les données de 2012 à 2014, de 2016 et de 2018 ont été utilisées pour le modèle de capacité productrice.	
	1961 à 2001	Les équivalents de l'ASC ont été obtenus pour le lac Osoyoos par des étalonnages croisés; la précision des données est inconnue.	Données peu fiables, non utilisées dans les modèles.	Sans objet	Sans objet

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
Remontes d'adultes	1980 à ce jour	Voir la section 4.1 pour plus de détails	De 2004 à 2023. Les années d'éclosion 2009 et 2010 ont été exclues en raison de la rupture du barrage Testalinden.	Période de 2012 à 2023 (non nulle) trop courte pour la modélisation géniteurs-recrues (données disponibles pour les années d'éclosion de 2012 à 2018),	Uniquement pour 2022 (non nul), période trop courte pour le modèle géniteurs-recrues.
Composition selon l'âge des adultes	2002 à ce jour	Début de l'échantillonnage cohérent des données biologiques des géniteurs morts (âge, sexe, longueur).	2004 à 2023. Les années d'éclosion 2009 et 2010 ont été exclues en raison de la rupture du barrage Testalinden.	Période de 2012 à 2023 (non nulle) trop courte pour la modélisation géniteurs-recrues (données disponibles pour les années d'éclosion 2011 à 2018).	Uniquement pour 2022 (non nul), période trop courte pour le modèle géniteurs-recrues.
	1980 à 2002	Méthodes incohérentes, échantillonnage biaisé et résorption partielle des écailles	Données peu fiables, non utilisées dans les modèles.	Sans objet	Sans objet

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
Abondance de smolts	1996 à ce jour	Estimations issues des relevés acoustiques et au chalut, qui enregistrent également la longueur, le poids, la condition, l'âge selon les écailles, et l'origine (écloserie) à partir d'échantillons d'otolithes.	Données de 2006 à 2008, de 2011 à 2015 et de 2018 à 2020 utilisées pour la modélisation géniteurs-recrues. Les années d'éclosion 2009 et 2010 ont été exclues en raison de la rupture du barrage Testalinden.	Périodes 2012 à 2014, 2016, 2018 à 2020 trop courtes pour la modélisation géniteurs-recrues.	Sans objet
			Données de 2006 à 2008, de 2011 à 2014, de 2016 et de 2018 à 2021 utilisées pour le modèle bioénergétique d'alevinage.	Échappés pour les années d'éclosion de 2012 à 2014, de 2016, et de 2018 pour le modèle de capacité productrice.	

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
	1983 à 1995	Établi à l'aide d'une régression linéaire entre les pré-smolts estimés après 1996 et le nombre d'adultes en montaison au barrage McNary.	Données peu fiables, non utilisées dans les modèles.	Sans objet	Sans objet
Composition selon l'âge des smolts	1996 à 2023	Des analyses non publiées laissent croire que la proportion de saumons d'âge 2 pourrait être sous-estimée (Scott Akenhead, communications personnelles).	Données de 2006 à 2008, de 2011 à 2013, de 2015 et de 2017 à 2023 utilisées pour la modélisation géniteurs-recrues. Les années d'éclosion 2009 et 2010 ont été exclues en raison de la rupture du barrage Testalinden.	Période 2012 à 2023 trop courte pour la modélisation géniteurs-recrues.	Sans objet

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
		Les évaluations de la composition par espèce des poissons ont été basées sur les données combinées des chaluts pélagiques et de l'échosondage.	Données de 2006 à 2008, de 2011 à 2013, de 2015 et de 2017 utilisées pour le modèle de capacité productrice.	Les données de 2012 à 2014, de 2016 et de 2018 ont été utilisées pour le modèle de capacité productrice.	Sans objet
Paramètres relatifs aux frayères et à l'habitat	2001, 2009 à 2023	Les caractéristiques sédimentaires de chaque polygone ont été quantifiées à l'aide d'une méthode modifiée d'échantillonnage par dénombrement de cailloux de Wolman (Wolman 1954).	Enquête originale réalisée en 2001, mise à jour en 2009 et 2021 pour tenir compte de la restauration de la rivière. Utilisé pour le modèle de capacité de fraie.	Données collectées entre 2013 et 2018; données pour le cours principal de la rivière Okanagan en amont du lac Skaha. Ruisseau Shingle évalué en 2023. Utilisé pour le modèle de capacité de fraie.	Estimations de 2023 pour les 15 affluents du lac Okanagan. Utilisées pour le modèle de capacité de fraie.

Données	Période	Considérations	Population du lac Osoyoos	Population du lac Skaha	Population du lac Okanagan
Données sur le réseau trophique	2006 à 2012, 2014, 2016	Densité et composition des <i>mysis</i> , du zooplancton et des poissons prédateurs.	2007 à 2013, 2015, années dans le lac pour le modèle bioénergétique d'alevinage.	2005*À 2013, 2015 et 2017 années dans le lac pour le modèle bioénergétique.	Sans objet
	2013	Échantillonnage sur le terrain insuffisant pour le lac Osoyoos uniquement.	Données insuffisantes pour être utilisées dans le modèle bioénergétique.	Données suffisantes pour être utilisées dans le modèle bioénergétique.	Sans objet
	2015	Échantillonnage insuffisant sur le terrain.	Données insuffisantes pour être utilisées dans le modèle bioénergétique.	Données insuffisantes pour être utilisées dans le modèle bioénergétique.	Sans objet
	2006 à 2014 et 2016	Contenu de l'estomac du poisson disponible.	2007 à 2013, 2015, dans le lac pour le modèle bioénergétique d'alevinage.	2005 à 2013, 2015 et 2017, années dans le lac pour le modèle bioénergétique d'alevinage.	Sans objet

*Notons que dans le lac Skaha, nous avons pu utiliser des données limnologiques et des données sur les saumons kokanis et/ou les saumons rouges dans le lac pour la modélisation bioénergétique au cours des années précédant le retour des géniteurs dans la zone de fraie du lac Skaha.

4.1. REMONTES D'ADULTES

Les saumons rouges adultes en montaison arrivent à l'embouchure du fleuve Columbia entre la mi-mai et le mois de juillet chaque année. Des données quotidiennes sur le passage des poissons sont enregistrées à plusieurs barrages le long du fleuve Columbia. Le barrage Bonneville, situé au kilomètre 235 du fleuve, est le premier barrage sur le fleuve Columbia où le passage des saumons est contrôlé (figure 2). En moyenne, au cours des 25 dernières années (1999 à 2023), 50 % des saumons rouges sont passés par Bonneville entre le 24 et le 27 juin (CBR-DART). Le total annuel des captures de saumons rouges dans le fleuve Columbia en aval du barrage Bonneville⁷ est ajouté au total annuel élargi (24 heures) des dénombrements de saumons rouges à Bonneville pour obtenir une estimation du total annuel de saumons rouges qui remontent dans le fleuve Columbia. Le nombre estimatif de saumons rouges qui remontent dans la rivière Snake (JCRMS 2022)⁸ est ensuite déduit de ce total pour obtenir une estimation de l'abondance annuelle combinée des saumons rouges qui retournent dans les bassins des rivières Wenatchee et Okanagan. Alors que les deux stocks de populations de saumons de la Wenatchee et de l'Okanagan passent par le barrage Rock Island au km 729 du fleuve, la population de la Wenatchee se détourne vers la rivière Wenatchee à environ 20 km en amont de ce barrage, et les saumons rouges de l'Okanagan continuent à remonter le cours principal du fleuve Columbia jusqu'au barrage Rocky Reach (km 761). Ainsi, le rapport entre le nombre de saumons rouges passant par le barrage Rocky Reach et le nombre total passant par le barrage Rock Island peut servir à estimer les proportions annuelles des stocks de saumons rouges de la Wenatchee et de l'Okanagan (Judson *et al.* 2023; Bailey *et al.* 2025).

Sur les frayères de la rivière Okanagan, en Colombie-Britannique, les saumons rouges reproducteurs de l'Okanagan sont dénombrés et répartis entre les populations d'Osoyoos et de Skaha sur la base de l'abondance relative des adultes frayant sur les frayères de chacun de ces lacs. Les géniteurs dénombrés sont ensuite répartis en individus d'origine naturelle et d'origine d'écloserie sur la base de la présence/absence de marques thermiques uniques sur les otolithes des carcasses échantillonnées. Les juvéniles issus d'écloseries qui ont été relâchés dans les affluents du lac Okanagan depuis 2016 n'ont pas pu, jusqu'à récemment, accéder à ces affluents pour frayer en tant qu'adultes; par conséquent, les poissons issus d'écloseries dans le canal de Penticton ont été inclus par défaut en tant que géniteurs de la population du lac Skaha. Les saumons rouges du bassin de l'Okanagan remontant à l'embouchure du fleuve Columbia à destination du lac Osoyoos ont été estimés en utilisant la proportion relative de géniteurs dans les frayères du lac Osoyoos par rapport à celles du lac Skaha, ajustée en fonction du taux de vagabondage observé, et la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans les frayères du lac Osoyoos a été estimée en évaluant les otolithes des carcasses de poissons morts pour y déceler des marques thermiques d'écloserie. Pour estimer les remontes par âge dans le lac Osoyoos, on utilise la détermination de l'âge des otolithes des carcasses de poissons morts afin de déterminer les proportions de retours qui ont été recrutées au cours d'années d'éclosion individuelles. La figure 6 montre les remontes d'adultes à l'embouchure du

⁷ La pêche en aval du barrage Bonneville se déroule dans les zones statistiques 1 à 5, de l'embouchure du fleuve Columbia jusqu'à 8 km en aval du barrage Bonneville, et est désignée comme pêche commerciale réservée aux citoyens ou non issue d'un traité. La pêche commerciale, rituelle et de subsistance des Autochtones signataires d'un traité a lieu dans la zone statistique 6, un tronçon de 225 km du cours principal du fleuve entre les barrages Bonneville et McNary, et ne concerne que les membres des quatre tribus signataires d'un traité sur le fleuve Columbia. La pêche en mer du saumon rouge du fleuve Columbia est négligeable (Bailey *et al.* 2024).

⁸ Voir le tableau 15, p. 78 dans (JCRMS 2022).

fleuve Columbia pour les populations de l'Okanagan (séparées en Skaha et Osoyoos parce que les remontes du lac Okanagan sont présumées être négligeables pour ces années) et de la Wenatchee.

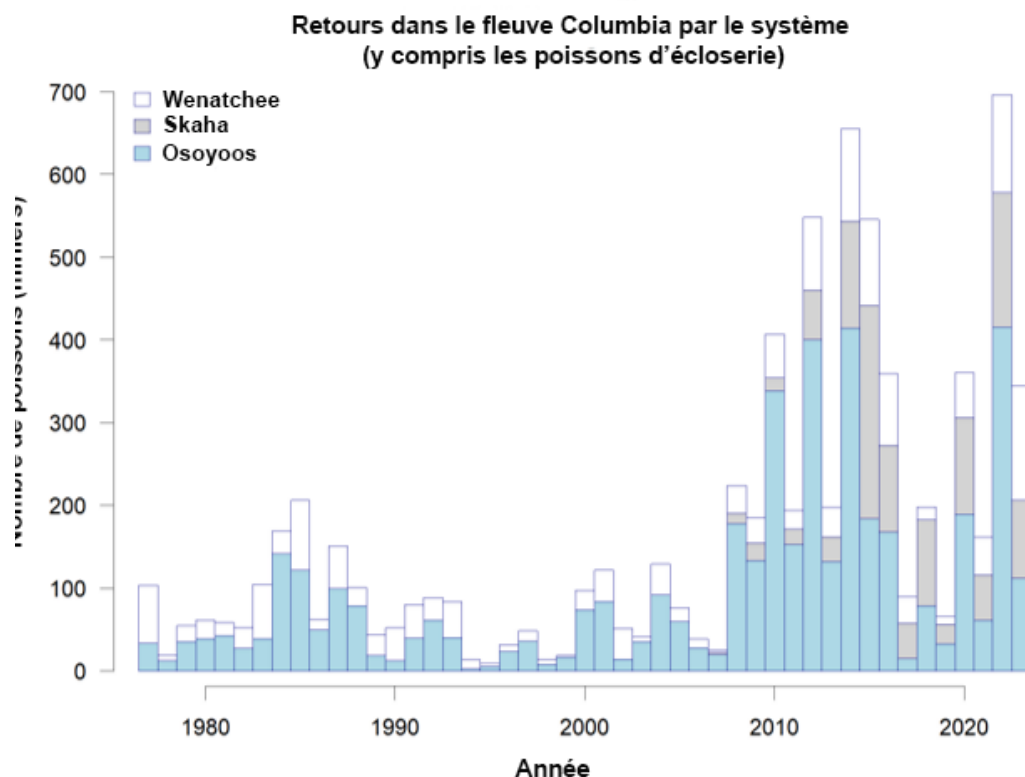


Figure 6. Remontes d'adultes à l'embouchure du fleuve Columbia.

4.2. LES PÊCHES

Les prises accessoires en mer de saumons rouges du fleuve Columbia sont très faibles (estimées à 0,5 %). Les pêches commencent lorsque le poisson entre dans l'estuaire du fleuve Columbia. Les pêches américaines comprennent les pêches récréatives, commerciales et issues de traités qui opèrent dans l'estuaire et le bras principal du fleuve (voir Bailey et al. en cours de préparation **Error! Bookmark not defined.**, pour plus de détails sur la manière dont les captures sont estimées). Au cours des années où une barrière de température empêche la migration ascendante dans la rivière Okanagan en amont du barrage Wells, on observe une pêche importante et opportuniste dans la retenue du barrage Wells (« bassin Wells »). Une barrière thermique ayant des répercussions sur la pêche se forme également au confluent de la rivière Okanagan et du fleuve Columbia, où les températures de l'eau des deux cours d'eau peuvent différer de 10 à 15 °C (Murauskas et al. 2021; Jeff Fryer, scientifique des pêches principal, Columbia River Inter-Tribal Fish Commission, communications personnelles), ainsi que sur d'autres sites du fleuve Columbia. Le saumon rouge de l'Okanagan n'entre pas dans la rivière Okanagan si sa température dépasse 21 °C. Cela peut retarder sa migration de plusieurs semaines ou plus (Major et Mighell 1967; Murauskas et al. 2021). Les années où les poissons ne rencontrent pas de barrière thermique en amont du barrage Wells, ils poursuivent leur route ascendante pour se maintenir dans le lac Osoyoos où ils sont ciblés par les pêches récréatives

canadiennes, les pêches de démonstration du lac Osoyoos⁹ (lorsque l'abondance le permet, conformément aux directives de décision du MPO, 2023a) et les pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASC). Les données de pêches provenant de toutes ces sources sont résumées dans le tableau 2.

⁹ Une pêche de démonstration est une pêche commerciale pratiquée par les Premières Nations.
Référence : [Fs144-48-2011-fra.pdf](#)

Tableau 2. Prises totales annuelles de saumons rouges de l'Okanagan (y compris l'extraction américaine et canadienne).

Année	Géniteurs	Prises
1985	31 946	48 531
1986	15 472	6 818
1987	21 090	45 023
1988	20 653	37 950
1989	17 947	937
1990	6 261	714
1991	19 738	1 663
1992	33 184	1 538
1993	17 151	2 460
1994	1 977	217
1995	4 581	329
1996	17 035	1 125
1997	11 996	1 544
1998	3 708	263
1999	5 648	642
2000	21 838	2 502
2001	39 024	6 333
2002	3 560	728
2003	17 753	989
2004	41 791	3 698
2005	31 260	2 405
2006	20 819	1 166
2007	13 490	1 313
2008	126 972	9 729
2009	64 024	25 399
2010	182 122	68 857
2011	45 326	21 544
2012	103 098	153 471
2013	42 930	24 026
2014	194 937	119 878
2015	20 415	74 407
2016	87 371	101 981
2017	35 257	12 079
2018	56 175	51 613
2019	29 251	4 185
2020	79 399	87 201
2021	19 231	28 086
2022	109 644	175 864
2023	32 144	53 022

4.3. ABONDANCE DES GÉNITEURS

Chaque année, à l'automne, les saumons rouges reproducteurs de l'Okanagan sont dénombrés au moyen de relevés visuels dans le bassin de la rivière Okanagan (Mathieu *et al.* 2023). Dans les frayères, l'abondance augmente avec les arrivées et diminue avec la mortalité post-fraie; ainsi, la distribution des géniteurs se rapproche d'un trapèze qui peut servir à estimer l'abondance totale des poissons (aire sous la courbe), compte tenu d'une estimation du temps de séjour dans les frayères (Hilborn *et al.* 1999). Le temps de séjour dans le bassin de la rivière Okanagan a été estimé à 11 jours, donnée qui a été utilisée par Perrin et Irvine (1990) pour estimer le nombre de saumons rouges à montaison hâtive dans la Stuart. Depuis 2002, la méthode de l'aire sous la courbe (ASC) a été systématiquement utilisée pour estimer le nombre total de géniteurs à partir des données de relevé. Avant 2002, les « équivalents ASC » étaient obtenus par des étalonnages croisés entre différentes méthodes; par conséquent, les données antérieures à 2002 étaient d'une précision variable.

Des estimations de l'âge des saumons rouges reproducteurs de l'Okanagan sont disponibles à partir de 1980, mais elles sont plus fiables à partir de l'année de remonte 2002, lorsqu'un échantillonnage biologique régulier (âge, sexe, longueur) des géniteurs morts dans les frayères a commencé. Depuis 2004, des échantillons biométriques de carcasses de géniteurs ont été recueillis et utilisés pour estimer l'âge lors de la montaison et pour répartir les géniteurs entre les saumons rouges d'origine naturelle, les saumons rouges d'écloserie et les saumons kokanis (Bailey *et al.* 2025). Le saumon kokani est rare dans le lac Osoyoos, mais le lac Okanagan en abrite une population importante. Dans le lac Skaha, les deux écotypes sont maintenant communs, ce qui nécessite de séparer les données sur le saumon kokani de celles du saumon rouge dans les zones de fraie du lac Skaha (c.-à-d. le chenal de Penticton et le ruisseau Shingle). La séparation a été effectuée principalement en se fondant sur la taille dans l'échantillonnage biologique des carcasses et en appliquant ces proportions aux nombres de saumons kokanis ou saumons rouges reproducteurs estimés à l'aide de l'ASC. Des régressions entre la longueur à la fourche et la longueur hypurale post-orbitaire (qui est plus fiable pour les carcasses très décomposées) ont été utilisées pour estimer la longueur à la fourche des carcasses. Un seuil de 35 cm a servi à répartir les poissons entre saumons kokanis (< 35 cm) et saumons rouges (> 35 cm). L'évaluation de l'âge au moyen des otolithes a également été utilisée pour identifier les saumons rouges mâles matures (« jacks ») précoces dont la taille était inférieure au seuil de 35 cm (Hyatt *et al.* 2021a, Bailey *et al.* 2025).

Comme on peut le voir sur la figure 7, les géniteurs du lac Skaha ont été observés pour la première fois en 2011 (les estimations de géniteurs pour cette année étant incertaines, nous ne les avons pas utilisées dans les analyses), alors que les géniteurs du lac Okanagan n'ont été observés qu'en 2022, et qu'un seul saumon rouge a été observé en 2023.

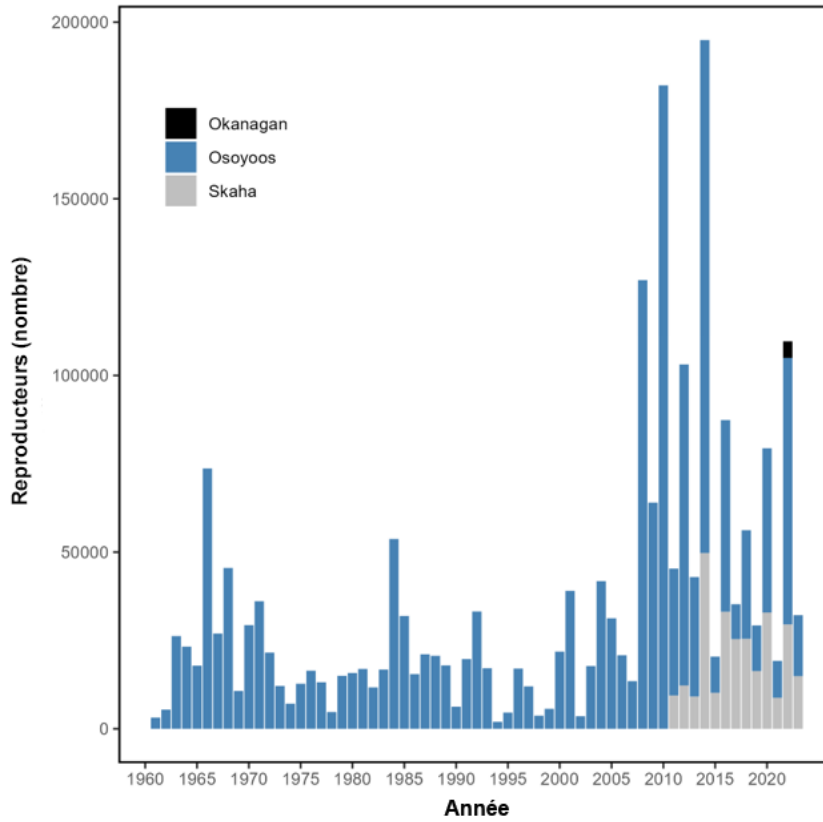


Figure 7. Abondance des géniteurs au fil du temps pour les populations de saumons rouges des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.

4.4. CONTRIBUTIONS DES ÉCLOSERIES

Les trois lacs du système ont profité de l'apport de poissons d'écloserie, qui se poursuit pour les lacs Skaha et Okanagan, mais qui n'a pas eu lieu depuis 2013 pour la population du lac Osoyoos (tableau 3). Pour estimer l'influence des lâchers d'écloseries sur les populations de saumon rouge dans les trois lacs, nous avons calculé l'influence naturelle proportionnelle (INP) pour chacun d'entre eux (équation 1). L'INP a été élaborée et appliquée par le processus de l'American Hatchery Scientific Reform Group (Hatchery Scientific Review Group [HSRG] 2014, HSRG 2009) et est actuellement le paramètre le plus largement appliqué pour évaluer les risques génétiques de la production en écloserie sur les populations de poissons naturels. L'INP a été calculée comme suit :

$$INP \approx \frac{p_{ONG}}{p_{ONG} + p_{GEN}} \quad (\text{Équation 1})$$

où p_{ONG} est la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans le stock de géniteurs, et p_{GEN} est la proportion de géniteurs issus d'écloseries dans les frayères naturelles (Withler *et al.* 2018). La définition de la p_{GEN} utilisée ici est la variante de recensement présentée dans l'équation 2.

$$p_{GEN_{recensement}} = \frac{N_E}{N_E + N_N} \quad (\text{Équation 2})$$

Où N_E et N_N sont les estimations des géniteurs d'origine d'écloserie et d'origine naturelle observés sur les frayères, respectivement (Withler *et al.* 2018).

Nous avons utilisé les données de marquage thermique des otolithes pour estimer la proportion de géniteurs issus d'écloseries dans les frayères des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan afin d'estimer la pGEN pour chaque population. Les stocks de géniteurs sont généralement collectés pendant deux à trois semaines à partir de la mi-octobre près d'Oliver (voir la figure 3) et sont censés représenter les proportions de géniteurs d'origine naturelle et d'origine d'écloserie dans le bassin. Les données de marquage thermique étaient disponibles pour le stock de géniteurs capturés près d'Oliver entre 2007 et 2022 (sauf en 2009), et ces données ont été utilisées pour estimer la pONG. En 2009, la taille de l'échantillon était insuffisante et les otolithes de l'année de retour 2023 n'ont pas encore été lus. Pour 2009, nous avons utilisé les proportions de poissons d'origine naturelle dans l'ensemble du bassin pour estimer la pONG, en nous fondant sur les proportions de marques thermiques d'otolithes des carcasses de tous les adultes dans les zones de fraie des trois lacs d'alevinage. Dans ces calculs, nous avons supposé que le stock de géniteurs est sélectionné de manière aléatoire et représentative parmi les adultes qui reviennent dans le bassin de la rivière Okanagan. Dans les affluents du lac Okanagan, 187 carcasses de saumon rouge ont été récupérées en 2022, toutes issues d'écloseries, ce qui est cohérent avec l'absence de poissons d'origine naturelle provenant des deux autres populations (Elinor McGrath, biologiste de l'ONA, communications personnelles). En 2023, une seule carcasse de saumon rouge a été trouvée, et elle était d'origine naturelle.

L'INP de la population du lac Osoyoos a toujours été $\geq 0,87$, sauf en 2013, où l'on a observé une proportion plus élevée de poissons provenant d'écloseries en raison des lâchers de juvéniles effectués dans cette région en 2011 (tableau 3). À l'exception des années 2012 à 2014 et 2019, la population du lac Skaha a eu un INP $> 0,80$ (tableau 4). Pour la population du lac Okanagan, la première année où le saumon rouge est apparu dans les affluents, l'INP était nul. D'après K.R. Potts *et al.* (2023), les populations dépassant un seuil d'INP de 0,51 peuvent être incluses dans l'évaluation de l'état de la PSS. Cela signifie que deux des trois populations qui composent l'UC OSO répondent actuellement à ce critère (c'est-à-dire les lacs Osoyoos et Skaha), tandis que la population du lac Okanagan en est encore aux tout premiers stades de la réintroduction.

Tableau 3. Nombre d'alevins relâchés par lac d'alevinage. Les alevins sont relâchés dans les ruisseaux et les segments de rivière en amont de chaque lac au printemps, après la collecte des stocks de géniteurs à l'automne précédent.

Année d'éclosion	Lac Osoyoos	Lac Skaha	Lac Okanagan
2003	0	352 500	0
2004	0	1 205 500	0
2005	0	1 384 000	0
2006	0	1 479 000	0
2007	0	885 500	0
2008	0	1 614 300	0
2009	432 400	448 300	0
2010	0	900 000	0
2011	837 800	0	0
2012	869 300	0	0
2013	0	0	0
2014	0	1 764 223	0
2015	0	357 578	9 994
2016	0	4 493 577	683 856
2017	0	1 222 602	10 110
2018	0	0	4 106 296
2019	0	643 174	643 174
2020	0	2 029 615	2 070 088
2021	0	333 171	10 000
2022	0	752 653	3 812 941
2023	0	177 560	1 334 184

Tableau 4. Influence naturelle proportionnelle (INP) pour les trois populations de l'UC OSO. Les premiers lâchers d'écloserie ont été effectués à partir de l'année d'éclosion 2004. Les marques thermiques n'ont pas encore été lues pour 2023.

Année	INP pour le lac Osoyoos	INP pour le lac Skaha	INP pour le lac Okanagan
2004	1,0	—	—
2005	1,0	—	—
2006	1,0	—	—
2007	0,87	—	—
2008	0,94	—	—
2009	0,87	—	—
2010	0,96	—	—
2011	0,92	S.O.	—
2012	0,97	0,57	—
2013	0,79	0,54	—
2014	0,97	0,70	—
2015	0,98	S.O.	—
2016	0,99	0,99	—
2017	1,00	1,00	—
2018	0,99	0,90	—
2019	S.O.	0,68	—
2020	0,97	0,83	—
2021	0,92	0,81	—
2022	0,99	0,94	0

4.5. ABONDANCE DES JUVÉNILES

Le saumon rouge de l'Okanagan est un saumon rouge de type lacustre, ce qui signifie que les juvéniles grandissent pendant leur première année ou plus dans un lac d'alevinage. Des relevés acoustiques et au chalut (RAC) dans les lacs Osoyoos et Skaha sont effectués plusieurs fois au cours de l'été et de l'automne à l'hiver de chaque année afin d'estimer l'abondance des tacons et des pré-smolts de saumon rouge (Hyatt *et al.* 2017b). Les méthodes de RAC sont décrites en détail ailleurs (Hyatt *et al.* 2017 b, MacLennan et Simmonds 1992), mais elles consistent généralement en deux étapes :

- utilisation d'un sondeur acoustique pour estimer la densité totale des poissons limnétiques;
- utilisation des données biométriques obtenues à partir des traits de chalut nocturnes, en combinaison avec les indices de réflexion provenant des données acoustiques, pour répartir les poissons dans des catégories correspondant à différentes espèces, différents âges et différentes origines (par exemple, poisson d'origine naturelle ou d'écloserie).

Dans les RAC sur le lac Skaha, les catégories de poissons sont ventilées encore davantage au moyen du thermique des otolithes dans les échantillons biologiques prélevés au chalut, afin d'estimer la proportion de saumons rouges issus d'écloseries, et par la génétique, afin de déterminer les proportions de saumons rouges d'origine naturelle d'âge 0, de saumons kokanis d'âge 0 et de saumons hybrides rouges-kokanis d'âge 0. Ces proportions sont ensuite appliquées aux densités de poissons, qui sont estimées par échosondage, pour générer les

compositions selon l'origine (écloserie ou origine naturelle) et l'écotype. Les écailles sont utilisées pour déterminer l'âge des échantillons biologiques prélevés au chalut dans les lacs Osoyoos et Skaha.

Des relevés sont effectués chaque année le long de transects standards et uniformes dans l'objectif d'estimer l'abondance moyenne des tacons (d'avril à septembre) et des pré-smolts, lesquels sont échantillonnés d'octobre à la mi-mars, avant qu'ils ne commencent leur processus de smoltification et migrent hors du système (généralement en mars et avril). Ces relevés sont effectués chaque année dans le lac Osoyoos depuis 1996. Les premières années, le personnel du MPO (Kim Hyatt, Paul Rankin, Barry Hanslit et Rick Ferguson) et Don McQueen effectuaient les relevés, et le personnel de l'ONA responsable de la pêche faisait son apprentissage avec eux. Les années suivantes, l'ONA a poursuivi les relevés en utilisant les mêmes méthodes que celles mises en place en 2005.

Dans le présent document, les juvéniles sont désignés comme étant d'âge 0 pendant leur première année dans le lac, avant leur smoltification. Ils deviennent des poissons d'âge 1 lorsqu'ils quittent le lac après leur première année en eau douce (ce qui représente la majorité d'entre eux). Ceux qui restent dans le lac pendant une année supplémentaire sont alors définis comme étant d'âge 1 jusqu'à ce qu'ils deviennent des smolts après leur deuxième année dans le lac, date à laquelle ils deviennent d'âge 2. Les pré-smolts sont estimés comme étant la densité moyenne des juvéniles d'octobre à la mi-mars pour chaque catégorie, soit l'âge 0 et l'âge 1. Les abondances des pré-smolts d'âge 0 et d'âge 1 pour les lacs Osoyoos et Skaha sont résumées dans le tableau 5. Les proportions de chacune d'entre elles indiquées ici ont été calculées à partir des adultes dont l'âge a été déterminé lors de la récupération des carcasses.

Dans le lac Osoyoos, la brèche du barrage Testalinden a eu une incidence négative sur la survie des saumons rouges juvéniles pour l'année d'éclosion 2009, et probablement aussi pour 2010 (voir la section 3.2.1); par conséquent, les pré-smolts de ces années d'éclosion ne sont pas pris en compte dans la plupart des analyses. De plus, un nombre insuffisant d'échantillons a été prélevé dans le lac Osoyoos en 2016 et 2018 pour que l'on puisse estimer avec précision le nombre de pré-smolts (il s'agit d'années dans le lac, c'est-à-dire d'années d'éclosion +1 pour les juvéniles qui ne restent dans le lac qu'une seule année). Pour le lac Skaha, les densités de saumons rouges d'âge 0 d'origine naturelle étaient disponibles pour 2013 à 2015, 2017 et 2019 (années dans le lac). Les estimations des saumons rouges d'âge 1 ne sont pas disponibles, car il n'y avait pas de données biométriques permettant de les répartir entre les saumons rouges d'origine naturelle, les saumons kokanis et les saumons hybrides.

Tableau 5. Abondance des pré-smolts d'âge 0 et d'âge 1 d'origine naturelle dans les lacs Osoyoos et Skaha par année d'éclosion.

a) Lac Osoyoos

Année d'éclosion	Pré-smolts d'âge 01	Pré-smolts d'âge 1²
2006	1 362 802	681 090
2007	575 194	309 756
2008	4 924 063	2 074 059
2009	638 213	146 043
2010	4 310 465	61 487
2011	2 463 889	123 914
2012	3 633 040	1 098 008
2013	2 034 873	582 814
2014	5 491 638	1 563 397
2015	S.O.	S.O.
2016	3 262 889	791 109
2017	S.O.	S.O.
2018	2 397 810	56 913
2019	1 282 253	118 491
2020	3 402 917	217 036
2021	1 132 038	58 979

b) Lac Skaha

Année d'éclosion	Pré-smolts d'âge 01	Pré-smolts d'âge 1²
2012	114 814	S.O.
2013	355 145	S.O.
2014	1 043 056	S.O.
2015	S.O.	S.O.
2016	600 017	S.O.
2017	S.O.	S.O.
2018	375 520	S.O.
2019	S.O.	S.O.
2020	S.O.	S.O.
2021	S.O.	S.O.

¹ : Les poissons d'âge 0 deviennent des poissons d'âge 1 lorsqu'ils deviennent des smolts et quittent le lac.

² : Les poissons d'âge 1 deviennent des poissons d'âge 2 lorsqu'ils deviennent des smolts et quittent le lac.

4.6. HABITAT DE FRAIE : TAILLES DE GRAVIER

Les zones de fraie disponibles dans le cours principal de la rivière Okanagan, dans le ruisseau Shingle (un affluent de la rivière Okanagan) et dans les affluents du lac Okanagan ont été estimées par l'ONA entre 2001 et 2023. Le tableau 6 résume les lieux où l'habitat de fraie a été estimé pour chacune des trois populations de saumon rouge de l'Okanagan et les périodes au cours desquelles les analyses ont été effectuées. Les mesures de terrain sur le cours principal de la rivière ont été effectuées lorsque les débits étaient d'environ $11 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, le débit recommandé par le FWMT pour la période de fraie (O'Sullivan et Alex 2024). Les évaluations de terrain sur les affluents ont eu lieu lorsque les niveaux de débit se situaient à moins de $0,06 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ des débits moyens pendant la période de fraie (Alex *et al.* 2024).

Lors des travaux sur le terrain, chaque tronçon étudié a été intégralement visité et évalué. Les frayères ont été cartographiées sous forme de polygones et leurs superficies respectives ont été déterminées en m^2 . Les caractéristiques sédimentaires de chaque polygone ont été quantifiées à l'aide d'une méthode modifiée d'échantillonnage par dénombrement de cailloux de Wolman (Wolman, 1954). Les dénombrements de Wolman représentent une méthode normalisée permettant de déterminer les tailles de gravier (Kondolf, 1997; Wolman, 1954). Les polygones du cours principal étaient composés d'une grille de $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$, avec un espacement de $0,1 \text{ m}$. Cent morceaux de gravier ont été sélectionnés dans chacune de ces grilles. Pour les polygones d'affluents, les équipes de terrain ont adopté une approche de Wolman modifiée (1954). Les équipes ont sélectionné au hasard des morceaux de gravier en parcourant la section transversale de chaque polygone défini. Ce processus a été répété jusqu'à ce que 50 morceaux de gravier aient été échantillonnés par polygone (Alex *et al.* 2024). Pour chacun des morceaux de gravier collectés, l'axe b a été mesuré (pas le diamètre le plus long ni le plus court) en mm (O'Sullivan et Alex 2024). Une fois la collecte des données sur les sédiments et la mesure de la taille des particules terminées, le D_{50} et le D_{84} ont été déterminés pour chaque polygone.

Tableau 6. Emplacement des habitats de fraie du saumon rouge de l'Okanagan par lac d'alevinage.

Saumon rouge de l'Okanagan	Emplacement de l'habitat de fraie	Années des relevés
Population du lac Osoyoos	Cours principal de la rivière Okanagan, du lac Osoyoos au lac Skaha (figure 3).	2001; mise à jour en 2009 et 2021 pour tenir compte de la restauration de la rivière
Population du lac Skaha	Canal principal entre le lac Skaha et le lac Okanagan (figure 4)	2013-2018
	Ruisseau Shingle	2023

Saumon rouge de l'Okanagan	Emplacement de l'habitat de fraie	Années des relevés
Population du lac Okanagan	15 affluents se jetant dans le lac Okanagan (figure 5)	2023

4.7. RÉSEAU TROPHIQUE LACUSTRE

Les détails des méthodes utilisées pour recueillir les données biologiques sont disponibles dans Hyatt *et al.* (2018a, 2017 b; 2021 b) et McQueen *et al.*, en cours de préparation)¹⁰. Voici une brève description des méthodes utilisées pour recueillir les données qui ont servi à l'analyse bioénergétique effectuée pour les lacs Osoyoos et Skaha.

Le phytoplancton, le zooplancton et *Mysis diluviana* ont été échantillonnés (échantillons intégrés de 1, 5 et 10 m) de mai à octobre à deux endroits dans le bassin nord du lac Osoyoos et à deux stations dans le lac Skaha. De 2005 à 2013 et en 2015, des échantillons ont été prélevés au moins une fois par mois dans le lac Osoyoos. En 2014, 2016 et 2017, des échantillons ont été prélevés tous les deux mois. Dans le lac Skaha, des échantillons ont été prélevés entre 2005 et 2013 et en 2017. Tous les échantillons de phytoplancton ont été traités à l'aide de la technique d'Utermöhl, et les taxons ont été identifiés jusqu'au genre et, dans de nombreux cas, jusqu'à l'espèce. Les densités, la taille et la forme des cellules ainsi que les bio-volumes ont été enregistrés.

Le zooplancton a été échantillonné toutes les deux à trois semaines le long de l'axe longitudinal du bassin nord du lac Osoyoos et de celui du lac Skaha, à l'aide d'un filet traînant vertical (remontée nocturne de 0 à 30 m, maille de 100 µm, diamètre du filet de 0,5 m, longueur du filet de 3 m, débitmètre Rigosha). Tous les échantillons ont été mesurés par le débitmètre Rigosha (McQueen et Yan, 1993) afin de tenir compte de la variabilité spatiale et saisonnière du volume d'eau traversant le filet. Au laboratoire, les échantillons ont été utilisés pour produire un échantillon combiné pondéré en fonction du volume (sur la base des données de Rigosha) pour chaque date d'échantillonnage. Tous les zooplanctons ont été identifiés au niveau de l'espèce et mesurés, et leurs œufs ont été comptés. *Mysis diluviana* a été échantillonné toutes les trois à six semaines à l'aide d'un filet traînant vertical (remontée nocturne de 0 à 30 m, maille de 300 µm, diamètre du filet de 1,0 m, longueur du filet de 3 m, débitmètre Rigosha). Les échantillons du lac Osoyoos ont été prélevés à dix stations le long de l'axe longitudinal du bassin nord. Des échantillons ont également été prélevés dans dix stations du lac Skaha. Le régime alimentaire des mysidacés a été évalué par inspection directe du contenu des intestins des juvéniles (2-10 mm de longueur) et des adultes (11-22 mm) de chaque échantillon.

Les évaluations de la composition des espèces de poissons, des densités, des âges, des biomasses et des régimes alimentaires ont été basées sur des données combinées provenant de chaluts pélagiques (Enzenhofer et Hume, 1989) et d'échosondages (Hyatt et al. 2017b; MacLennan et Simmonds, 1992). Les poissons capturés au chalut ont été échantillonnés de nuit, cinq à sept fois par an dans chaque lac entre juin et mars. Les estomacs des poissons ont été prélevés et le zooplancton identifiable dans les estomacs a été compté par espèce ou par

¹⁰ McQueen, D.J., Ogden, A.D. et Pham, S. En preparation. Bioenergetics-based estimation of lake-carrying capacity for juvenile Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in Osoyoos Lake, British Columbia. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3283.

genre. L'abondance des poissons dans les lacs Osoyoos et Skaha a été déterminée à cinq ou sept dates chaque année grâce à l'utilisation de RAC. Les estimations de densité issues de l'analyse d'écho-intégration ont servi à déterminer le nombre total de poissons. Ces données ont ensuite été réparties par espèces et en classes de taille ou d'âge au sein des espèces d'après la composition des échantillons prélevés au chalut combinée à l'analyse de l'indice de réflexion acoustique (Hyatt *et al.* 2017b).

5. CAPACITÉ DE FRAIE - ESTIMATIONS POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DES LACS OSOYOOS, SKAHA ET OKANAGAN

5.1. MÉTHODES

La capacité de fraie du saumon rouge de l'Okanagan a été déterminée à l'aide de la méthode proposée par Riebe *et al.* (2014). La méthode a été élaborée à partir d'un modèle mécaniste de construction des nids de fraie par les saumons femelles. Elle combine des relations empiriques entre la longueur des poissons, la superficie des nids de fraie et la taille des particules du lit (gravier et galets) déplacées par les poissons pendant la fraie afin d'estimer la capacité de l'habitat de fraie. Les données d'entrée du modèle comprennent des indices de granulométrie, à savoir D_{50} (la taille médiane du substrat de toutes les particules mesurées dans une unité) et D_{84} (la taille du substrat qui est plus grande que 84 % de tous les cailloux dans une unité), ainsi qu'une estimation de la longueur des femelles reproductrices. Cette dernière sert à prédire la taille des nids de fraie et pour déterminer la taille de la plus grosse particule qu'une femelle peut déplacer sur les frayères. Une hypothèse du modèle est que les poissons plus grands peuvent déplacer des sédiments fluviaux plus importants; ils sont donc en mesure d'utiliser une plus grande surface de lit de rivière pour frayer. Le modèle de Riebe suppose que la couverture fractionnelle du lit par des particules mobiles est égale à la surface fractionnelle qui facilite le frai. Les résultats du modèle comprennent des prédictions de la fraction du lit qu'un poisson peut utiliser pour construire des nids de fraie, ce qui se traduit par le nombre de nids de fraie qui peuvent être construits dans la zone d'habitat utilisable.

En utilisant les mesures de la taille du gravier effectuées dans le cours principal de la rivière Okanagan, en amont du lac Osoyoos et en aval du lac Okanagan, O'Sullivan & Alex, (2024) ont mis en œuvre le modèle de Riebe *et al.* (2014) et ils ont estimé la capacité de fraie le long du cours principal de la rivière Okanagan. Leurs travaux ont ensuite été repris par Alex *et al.* (2024) pour déterminer les capacités de fraie des affluents du lac Okanagan et de l'affluent de la rivière Okanagan (ruisseau Shingle) afin de compléter les estimations existantes pour le cours principal. O'Sullivan & Alex (2024) et Alex *et al.* (2024) ont utilisé la longueur moyenne à la fourche du saumon rouge du lac Osoyoos (483 mm) dans leurs calculs. Notez que la longueur moyenne correspond à la taille moyenne des saumons rouges reproducteurs de l'Okanagan, comme il a été déterminé à partir des données sur les poissons morts (dénombrement des carcasses) recueillies dans les zones de fraie du lac Osoyoos entre 2000 et 2016.

En utilisant les données recueillies sur le gravier et la longueur moyenne des poissons, les deux études ont estimé le nombre de nids de fraie par m² qui peuvent être construits dans chacun des segments de fraie. En multipliant ce nombre par la zone de fraie déterminée sur le terrain pour chacun des segments, on obtient une estimation du nombre total de femelles pouvant frayer par segment. Le nombre total de géniteurs par segment a ensuite été déterminé à l'aide de proportions de mâles et de femelles propres aux sites de fraie des lacs Osoyoos et Skaha. Pour le saumon rouge de l'Okanagan, les proportions mâles et femelles annuelles ont été établies à partir des données sur les poissons morts (dénombrement des carcasses) recueillies entre 2000 et 2016 (Hyatt *et al.* 2017a).

Des simulations de Monte-Carlo ont été réalisées pour estimer les incertitudes dans la capacité moyenne prédite de l'habitat de fraie pour chacun des trois lacs en fonction de la longueur à la fourche des femelles reproductrices. Les simulations visaient à tenir compte de la variabilité naturelle de la longueur des femelles reproductrices lors de l'estimation des zones de fraie. En utilisant les longueurs de poissons tirées des données sur les poissons morts (dénombrement des carcasses) recueillies entre 2000 et 2016 dans les zones de fraie du lac Osoyoos, une distribution des longueurs à la fourche des poissons a été définie pour les saumons rouges reproducteurs de l'Okanagan. La distribution s'est avérée normale avec une moyenne de 483 mm et un écart-type de 40 mm. Pour les simulations, nous avons supposé que la longueur à la fourche des poissons était la même dans les trois lacs. Pour chaque segment/affluent identifié, 10 000 longueurs de poissons ont été tirées au hasard et propagées dans le modèle de Riebel *et al.* (2014) pour générer une distribution de la zone d'habitat de fraie. Les 10 000 estimations de modèle obtenues pour chaque segment/affluent ont ensuite été représentées graphiquement afin de déterminer la forme de leur distribution. Il s'est avéré que les données étaient bien décrites par une distribution normale logarithmique. Ceci a été vérifié graphiquement en générant des diagrammes quantile à quantile (diagrammes QQ). Les simulations de Monte-Carlo basées sur les segments/affluents ont ensuite été agrégées (additionnées) pour générer des distributions d'habitat de fraie à l'échelle du lac qui tiennent compte de la variabilité de la longueur des poissons. Les diagrammes QQ indiquaient que les distributions à l'échelle du lac sont également bien représentées par une distribution normale logarithmique (figure 8). Il convient de noter que, bien que la somme des distributions normales logarithmiques indépendantes et non corrélées n'ait pas de solution analytique, elle peut être raisonnablement approximée par une autre distribution normale logarithmique (Fenton 1960; Lo 2013). Des statistiques sommaires pour chacun des trois lacs ainsi que pour la combinaison de lacs ont ensuite été générées à partir des simulations de Monte-Carlo (tableau 8).

Ces capacités de fraie estimées par le modèle ne tenaient pas compte de la concurrence potentielle pour les sites de fraie de la part de la population de saumons kokanis résidant dans les lacs. Compte tenu de la population relativement faible de saumons kokanis dans le lac Osoyoos (< 2 % de l'abondance totale d'*O. nerka*), le fait de négliger les saumons kokanis ne devrait pas avoir d'incidence sur l'estimation de la capacité de fraie du saumon rouge dans cette région. Cependant, les lacs Skaha et Okanagan abritent d'importantes populations de saumons kokanis, qui peuvent être en concurrence avec les saumons rouges pour certains sites de fraie. Pour le lac Skaha, toutes les frayères ont été construites dans le cadre des projets de réhabilitation de l'ONA, qui ont sélectionné différentes tailles de gravier pour chaque écotype. Dans l'ensemble, les travaux de réhabilitation fournissent des frayères avec du gravier fin pour accueillir jusqu'à 8 118 saumons kokanis du lac Skaha (Karilyn Alex, biologiste des pêches et géomorphologue fluvial, Okanagan Nation Alliance, Westbank, C.-B., communications personnelles). Les estimations de la capacité totale de fraie du saumon rouge indiquées dans le tableau 7 représentent l'ensemble de l'habitat de fraie disponible pour le saumon rouge et le saumon kokani dans le lac Skaha. Il convient de noter que les saumons rouges reproducteurs ont été vus en train d'utiliser les lits du saumon kokani pendant les années de forte remonté (Karilyn Alex, communications personnelles). Il convient de noter que les bancs de saumons dans le canal de Penticton s'étendent légèrement chaque année, en raison des dépôts de gravier provenant du ruisseau Shingle.

Dans le lac Okanagan, on trouve deux populations génétiquement distinctes de saumons kokanis : ceux qui se reproduisent dans le lac, et ceux qui se reproduisent dans les cours d'eau (Rae 2005). La concurrence pour les frayères avec le saumon rouge pourrait entraîner des répercussions sur ce dernier. Par exemple, le ruisseau Mission abrite la plus grande population de saumons kokanis frayant dans un affluent du lac Okanagan; il a également la plus grande capacité potentielle de fraie pour les saumons rouges. Pour quantifier la concurrence potentielle

entre les deux écotypes en matière de capacité d'habitat de fraie, Alex et ses collaborateurs (2024) ont utilisé le modèle de Reibe *et al.* (2014) pour estimer les besoins moyens en surface de fraie des saumons kokanis du lac Okanagan frayant dans les cours d'eau. Pour ce faire, ils ont utilisé le pic d'abondance moyen sur dix ans du saumon kokani frayant en rivière, multiplié par 1,5 (Webster 2007) et une longueur moyenne de la femelle (267 mm). Leurs prévisions basées sur des modèles ont montré que les besoins en fraie de la population moyenne sur dix ans de saumons kokanis frayant en rivière étaient de 8 645 m² de l'habitat de fraie total disponible dans les 15 affluents du lac Okanagan.

5.2. RÉSULTATS

Le lac Osoyoos offre la plus grande capacité de fraie des trois lacs, avec un total moyen estimé à 108 977 m² (tableau 7). Les affluents du lac Okanagan affichent la deuxième capacité, estimée à 49 569 m². Pourtant, un examen plus approfondi de la distribution spatiale des affluents du lac Okanagan qui servent de frayères montre que le ruisseau Mission représentait à lui seul près des trois quarts de l'habitat total disponible (tableau 7). La capacité moyenne totale de fraie de la population de saumons rouges du lac Skaha a été estimée à 35 998, la contribution du ruisseau Shingle à la capacité totale n'étant que modeste (2 020 m², tableau 7). Toutefois, à l'avenir, le recrutement de gravier provenant des ruisseaux Shingle et Ellis pourrait accroître la capacité de fraie de la population du lac Skaha, étant donné qu'au cours des 25 dernières années, les deux ruisseaux ont apporté du gravier, qui avait la taille idéale pour la fraie du saumon rouge, dans le canal de Penticton.

Tableau 7. Capacité moyenne de l'habitat de fraie estimée par le modèle pour les populations des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.

a) Lac Osoyoos

Tronçon	Superficie de fraie disponible (m ²)	Capacité totale de fraie du saumon rouge
Rivière Okanagan; lacs Osoyoos à Vaseux	104 818	107 575
Rivière Okanagan; lacs Vaseux à Skaha	1 368	1 402
Total de la population du lac Osoyoos :	139 663	108 977

b) Lac Skaha

Tronçon	Superficie de fraie disponible (m ²)	Capacité totale de reproduction du saumon rouge
Rivière Okanagan (canal de Penticton) : Lacs Skaha à Okanagan	33 477	33 954
Ruisseau Shingle	2 020	2 044
Total de la population du lac Skaha :	35 497	35 998

c) Lac Okanagan

Tronçon	Superficie de fraie disponible (m ²)	Capacité totale de reproduction du saumon rouge
Bear (Lamby)	32	31
Naramata	181	182
Trepanier	229	222
McDougall	239	228
Whitemans	317	314
Nashwito	415	391
Powers	447	439
Mill	500	498
Trout	1 055	921
Deep	1 318	1 293
Equesis	1 597	1 537
Shorts	1 599	1 586
Penticton	2 167	2 024
Lower Vernon	2 775	2 866
Mission	37 374	37 037
Total de la population du lac Okanagan :	50 243	49 569

La prise en compte des besoins moyens en habitat de fraie du saumon kokani a réduit la zone disponible pour le saumon rouge des lacs Skaha et Okanagan de 22 % et 17 %, respectivement (Alex *et al.* 2024). Il convient de noter que la population de saumons kokanis frayant dans le lac Okanagan a toujours présenté une grande variabilité interannuelle (entre 90 000 en 2013 et 310 000 en 2022). Il faut donc continuer de recueillir des données sur leur abondance pour pouvoir mieux estimer l'étendue de leurs besoins en matière d'habitat de fraie. En outre, des renseignements supplémentaires seront nécessaires pour déterminer si le saumon rouge, une fois bien établi dans le lac Okanagan, tentera de frayer le long des rives, entrant ainsi potentiellement en concurrence avec l'écotype du saumon kokani frayant sur les rives, et entraînant une zone de fraie supplémentaire pour la population du lac Okanagan qui n'a pas été prise en compte dans nos modèles.

5.3. DISCUSSION

Le nombre de géniteurs utilisant les frayères des lacs Osoyoos et Skaha a dépassé la capacité de géniteurs estimée par le modèle au cours de plusieurs années (années d'éclosion 2008,

2010 et 2014 pour le saumon rouge du lac Osoyoos; 2014 pour le saumon rouge du lac Skaha), ce qui indique que les estimations du modèle pourraient être conservatrices ou que la population pourrait avoir dépassé la capacité de l'habitat de fraie disponible au cours de ces années, entraînant une superposition potentielle des nids de fraie.

Des efforts sont en cours dans le cadre de l'initiative de restauration de la rivière Okanagan et d'autres programmes pour augmenter la capacité de l'habitat de fraie dans le bassin de la rivière Okanagan, mais le potentiel d'ajout d'un nouvel habitat varie selon le lac d'alevinage. Pour le lac Skaha, les projets de restauration des frayères entre 2013 et 2018 ont permis de restaurer 72 % de la superficie estimée disponible en 1909 (Rivard-Sirois 2021). Les futurs travaux de restauration visent à ajouter davantage d'habitats de fraie pour les géniteurs de la population du lac Skaha. Entre-temps, la restauration des frayères et de la diversité de l'habitat des salmonidés dans les 15 affluents du lac Okanagan est une priorité permanente pour l'ONA. Actuellement, les zones de fraie ont été améliorées dans les ruisseaux Trout, Penticton, Mill et Powers. D'autres travaux sont prévus dans les années à venir pour augmenter les zones de fraie dans les ruisseaux Mission, Equesis, Lower Vernon et Trepanier (figure 5).

Les estimations de la capacité de l'habitat de fraie peuvent être sensibles aux hypothèses du modèle, comme l'hypothèse que tous les poissons sont de longueur moyenne et que les poissons des trois lacs sont bien représentés par ceux observés au lac Osoyoos. Le tableau 8 et la figure 8 montrent les résultats des simulations de Monte-Carlo réalisée à partir d'un échantillonnage aléatoire de la longueur des poissons. Les résultats indiquent que les estimations de la capacité peuvent varier considérablement lorsque les longueurs des poissons sont échantillonnées de manière aléatoire. Cette analyse de sensibilité ne teste qu'une seule hypothèse du modèle et montre une incertitude considérable. Ainsi, les capacités de fraie estimées par le modèle pour les trois lacs doivent être interprétées avec prudence, étant donné qu'elles représentent l'habitat actuellement disponible pour la fraie du saumon rouge et qu'elles comprennent plusieurs hypothèses, dont la plupart n'ont pas été prises en compte dans nos estimations de l'incertitude.

Une source supplémentaire d'incertitude pour les estimations de l'habitat de fraie du saumon rouge du lac Okanagan est que le modèle Reibe utilisé ici ne prend en compte que le gravier disponible dans les affluents. Si, dans l'avenir, le saumon rouge fraie dans le lac le long de la rive, ces sites de fraie devront être ajoutés à la superficie estimée de l'habitat de fraie. En raison du faible nombre d'années pendant lesquelles le saumon rouge a eu accès au lac Okanagan et à ses affluents, on ne sait pas encore si cette population présentera le phénotype frayant sur le rivage.

Tableau 8. Estimation de la capacité de l'habitat de fraie dans les lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan fondée sur des simulations de Monte-Carlo qui font varier la longueur des poissons.

Lacs	Quantiles					Moyenne
	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	
Osoyoos	90 130	97 548	107 080	118 240	130 127	108 977
Skaha	28 305	31 248	35 090	39 747	44 675	35 996
Okanagan	41 126	44 237	48 330	53 183	58 351	49 257
Osoyoos + Skaha	124 436	132 820	143 017	155 293	167 465	144 973
Osoyoos + Skaha + Okanagan	171 607	180 754	192 453	205 588	218 637	194 230

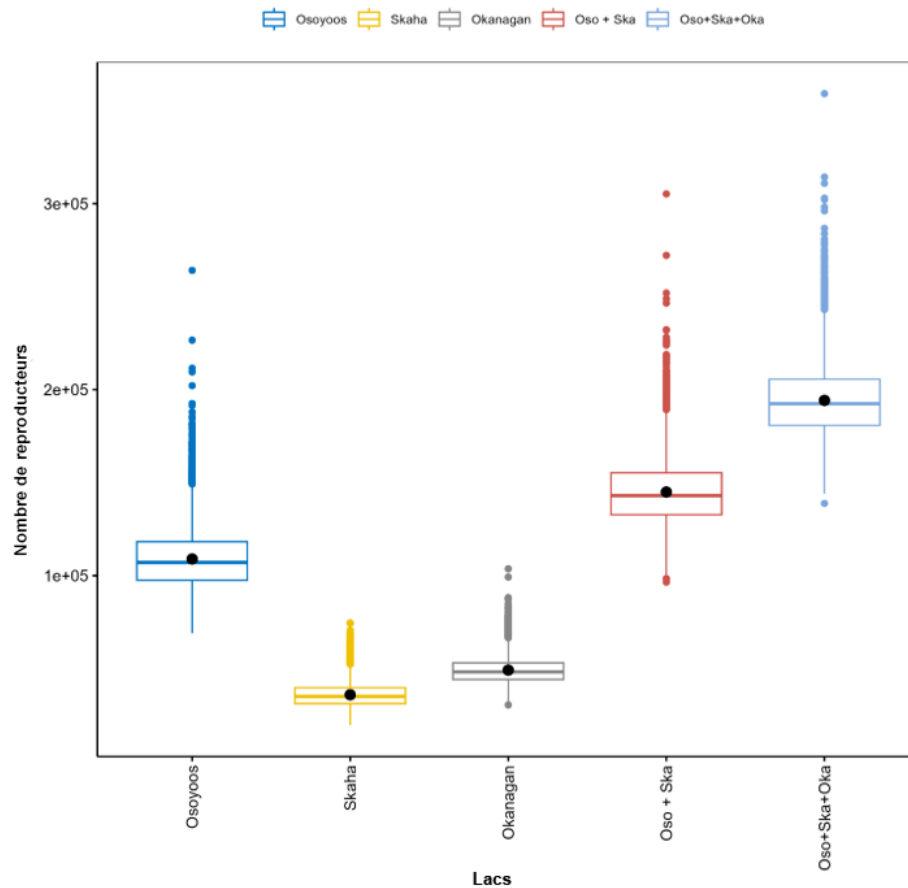


Figure 8. Estimations fondées sur la méthode de Monte-Carlo pour la capacité de fraie en fonction du lac d'alevinage. Oso + Ska représente la capacité totale de fraie dans les lacs Osoyoos et Skaha. Oso + Ska + Oka représente la capacité totale de fraie dans les lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan.

6. ESTIMATIONS DE L' HABITAT D' ALEVINAGE POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DES LACS OSOYOOS ET SKAHA

6.1. MÉTHODES

Une analyse de la consommation et de la production fondée sur la bioénergie (Beauchamp *et al.* 1989; Hanson *et al.* 1997) a été effectuée pour estimer la capacité d'accueil des lacs pour l'alevinage des saumons rouges d'âge 0 dans les lacs Osoyoos et Skaha. L'analyse bioénergétique était basée sur l'application Wisconsin Fish Bioenergetics 4.0 shiny en R (Deslauriers *et al.* 2017). L'analyse bioénergétique du lac Osoyoos présentée dans ce rapport est basée sur l'étude menée par McQueen *et al.* (en cours de préparation)¹⁰. L'analyse bioénergétique détaillée ici pour le lac Skaha est basée sur Hyatt *et al.* (2021a). Pour les deux lacs, la méthode consommation-production s'est concentrée directement sur la zone pélagique, où les saumons rouges d'âge 0 vivent leur première année de vie. Les réseaux trophiques des lacs Osoyoos et Skaha sont complexes, composés de cinq groupes de prédateurs pélagiques (saumons kokanis/saumons rouges d'âge 0, saumons kokanis/saumons rouges d'âge 1+, saumons kokanis d'âge 2+, grand corégone et *Mysis diluviana*) et de sept espèces de proies zooplanctoniques (trois espèces de copépodes : *Diacyclops thomasi*, *Leptodiaptomus ashlandi* et *Epischura nevadensis*, et quatre cladocères communs : *Daphnia thorata*, *Bosmina longirostris*, *Leptodora kindtii* et *Diaphanosoma leuchtenbergianum*). De plus, il existe un triangle trophique dans ces deux lacs, les *Mysis* jouant à la fois le rôle de prédateur et de proie (Holt et Polis 1997; Hyatt *et al.* 2018a).

Les données utilisées dans les deux études étaient basées sur des relevés annuels de données limnologiques et ichtyologiques propres aux lacs (résumées brièvement dans la section 4.7) qui ont été recueillies entre 2005 et 2017 (Hyatt *et al.* 2017b; Hyatt *et al.* 2021b) et révisées par McQueen *et al.* (en cours de préparation)¹⁰. Les lacs Osoyoos et Skaha ont fait l'objet de relevés annuels (3 à 7 relevés par an). Les données plus récentes (postérieures à 2017) n'ont pas pu être incluses dans le modèle en raison de l'absence de données sur l'alimentation fondées sur le contenu stomacal des poissons. Les estimations de la capacité de charge basées sur la bioénergie pour les lacs Osoyoos et Skaha ont été calculées pour les années 2007 à 2013 et 2015, ainsi que pour les années 2005, 2006 et 2017 pour le lac Skaha. Le nombre d'échantillons a été jugé insuffisant pour 2014 et 2016; ces échantillons ont donc été exclus.

Les densités, les biomasses, la croissance par âge, la production et la survie des mysidacés et de tous les poissons pélagiques ont été enregistrées et utilisées pour quantifier les changements dans les populations de prédateurs limnétiques. Les contenus de l'estomac des prédateurs pélagiques ont été examinés afin d'estimer le régime alimentaire moyen des espèces de zooplancton. Les données d'entrée du modèle comprenaient également la densité des mysidacés, le régime alimentaire, la masse moyenne à l'âge, les densités de poissons dans toutes les classes de taille, le régime alimentaire des poissons et les températures quotidiennes de l'eau aux profondeurs occupées par le pourcentage le plus élevé de poissons. La densité énergétique des mysidacés a été fixée à 3 400 joules/g de masse humide, les densités énergétiques du zooplancton en tant que proie ont été fixées à 2 500 et 3 000 joules/g de masse humide pour les cladocères et les copépodes, respectivement. Les taux annuels moyens (de mai ou juin à octobre, période où la majeure partie de la production a lieu) de production de zooplancton propre aux espèces ont été principalement calculés à l'aide de la méthode du rapport des œufs (Borgmann *et al.* 1984; Cooley *et al.* 1986; Paloheimo, 1974) à partir de dénombrements taxonomiques quantitatifs des espèces de zooplancton et de leurs œufs (libres et attachés). Étant donné qu'*Epischura nevadensis* diffuse ses œufs, sa production a été estimée en utilisant à la fois la méthode de la somme des augmentations, qui additionne les

augmentations de croissance de la biomasse pendant la durée de vie d'une cohorte (Cusson *et al.* 2006), et la méthode de la fréquence des tailles, qui additionne la perte de biomasse entre les classes de taille successives et les pondère par le nombre de jours entre les relevés. La moyenne des résultats de ces deux méthodes a été calculée pour obtenir des estimations.

Lorsque la consommation de zooplancton par les poissons et les mysidacés dépasse la quantité existante de zooplancton, on peut supposer que la production de saumons rouges et kokanis juvéniles est supprimée en fonction de la densité. De plus, l'observation des saumons rouges et kokanis changeant leurs habitudes alimentaires peut également indiquer que le lac atteint sa capacité d'accueil (Don McQueen, professeur émérite, Université de York, communications personnelles). Des changements dans les habitudes alimentaires se produisent lorsque la production de la proie préférée est inférieure à la consommation des saumons rouges et kokanis, même si le rapport entre la consommation du prédateur et la production de la proie reste égal ou inférieur à 50 % (McQueen *et al.* en cours de préparation)¹⁰. Les méthodes et les résultats détaillés des composantes bioénergétiques sont présentés dans Hyatt *et al.* (2018a, 2017 b; 2021 b) et McQueen *et al.* (en cours de préparation)¹⁰.

6.2. RÉSULTATS

6.2.1. Lac Osoyoos : résultats bioénergétiques

De 2006 à 2017, McQueen *et al.* (en cours de préparation)¹⁰ ont comparé les taux moyens de consommation de chaque espèce de proie zooplanctonique (y compris les *Mysis*), par les poissons et les *Mysis*, aux taux moyens de production de chacune des espèces de proie. Au cours de cette période, des changements notables ont été observés dans les taux d'écoulement de la rivière Okanagan dans le lac Osoyoos. Ces changements ont eu une incidence sur les tendances annuelles moyennes de plusieurs paramètres limnologiques, y compris la chlorophylle totale (le modèle de régression linéaire entre la chlorophylle et le débit avait un $R^2 = 0,33$, $p = 0,04$, $n = 13$) et les biomasses de phytoplancton (le modèle de régression linéaire entre la biomasse de phytoplancton et le débit avait un $R^2 = 0,41$, $p < 0,02$, $n = 13$) et de zooplancton (le modèle de régression linéaire avait un $R^2 = 0,54$, $p < 0,01$, $n = 13$) (McQueen *et al.* en cours de préparation)¹⁰. Au cours de cette période, il existait également une relation ascendante significative entre la biomasse de phytoplancton et celle de zooplancton ($R^2 = 0,71$, $p < 0,01$, $n = 13$). Les taux moyens annuels (de la mi-juin à la fin octobre) de consommation par tous les poissons pélagiques étaient fortement corrélés avec la densité totale de poissons ($R^2 = 0,79$, $p < 0,001$, $n = 10$) et moins corrélés avec la densité de saumons kokanis ou saumons rouges d'âge 0 ($R^2 = 0,74$, $p = 0,006$, $n = 10$). Ceci reflète l'importance de considérer les saumons rouges et kokanis d'âge 1 et d'âge 2+ lors de l'analyse de la bioénergétique du lac Osoyoos. Compte tenu des densités moyennes de chaque groupe d'âge au cours des années d'étude (âge 0 = 3 763 ha⁻¹, âge 1 = 864 ha⁻¹, et âge 2+ = 176 ha⁻¹), on a estimé que chaque saumon d'âge 1 consommait environ trois fois plus de nourriture que chaque saumon d'âge 0, et que chaque saumon d'âge 2+ consommait douze fois plus de nourriture que chaque saumon d'âge 0. On a constaté que les saumons rouges d'âge 0 ne consommaient en moyenne que 18 % (de 6 % à 38 %) de la biomasse des proies, et que leur succès de croissance dépendait des taux de consommation par des concurrents plus puissants, ainsi que de la disponibilité de leurs proies préférées, en particulier la daphnie (biomasse moyenne de 9 µg L⁻¹, de 3 à 23 µg L⁻¹) et l'*Epischura* (biomasse moyenne de 4 µg L⁻¹, de 1 à 8 µg L⁻¹). L'abondance de ces deux espèces a diminué depuis l'augmentation du débit de la rivière après 2010.

Les analyses de la consommation et de la production basées sur la bioénergie ont montré que dans le lac Osoyoos, la consommation n'a jamais dépassé 50 % de la production totale de proies au cours de la période d'étude. On peut donc être tenté de conclure que le lac n'a jamais

atteint sa capacité productrice. Pourtant, en 2015 (année d'éclosion 2014), la consommation a atteint 50 % de la production, ce qui s'est traduit par un taux de survie des saumons rouges d'âge 0 inférieur à la moyenne (2,6 % contre une moyenne à long terme de 2,8 %) tout comme une croissance plus faible que la moyenne (2,7 g à la mi-novembre contre une moyenne à long terme de 3,8 g). Un examen plus approfondi des données de cette année-là a montré que la consommation des saumons rouges d'âge 0 dépassait la production de leurs proies habituelles (*Diacyclops*, daphnie, mysis et *Epischura*). En outre, les saumons rouges d'âge 0 ont dû élargir leur régime alimentaire cette année-là et consommer des proies qu'ils ne consomment pas habituellement, comme le *Leptodiptomus*. La diminution du taux de survie n'était pas substantielle, mais l'ensemble de ces considérations donne à penser que le lac a atteint ou approché sa capacité productrice cette année-là. Cette capacité a été déterminée à ~5 900 saumons rouges ou kokanis d'âge 0/ha (5,5 millions au total). Cela correspond à environ 131 619¹¹ (intervalle de confiance à 95 % 111 386 – 151 852) géniteurs adultes sur la base de la relation à long terme entre les géniteurs et les densités de saumons rouges d'âge 0 dans le lac Osoyoos (figure 9). Néanmoins, les résultats du modèle bioénergétique ont montré que durant certaines années, le lac était capable de supporter des densités de pré-smolts de saumons rouges supérieures à l'estimation pour 2015, sans incidence négative sur la croissance et la survie. Par exemple, la densité de saumons rouges d'âge 0 en 2009 a été estimée à 8 040/hectare, sans aucun signe de réduction de la croissance ou de la survie. Cette année-là, la biomasse de zooplancton était élevée et le pourcentage de consommation par rapport à la production n'atteignait que 38 % (McQueen *et al.* en cours de préparation)¹⁰. Cela indique que la capacité du lac devrait varier d'une année à l'autre et dépendra de la production de zooplancton, qui à son tour semble être touchée par des changements dans les apports d'eau du lac.

¹¹ Les géniteurs ont été estimés sur la base de la régression de l'abondance des géniteurs par rapport à l'abondance de pré-smolts. L'équation de régression exclut les années d'éclosion 2009 et 2010 qui ont été touchées par la rupture du barrage de Testalinden. L'équation de régression géniteurs ($\times 1000$) = $-23,3 + 28,8 \times (\text{pré-smolts} [\times 10^6])$ avait un R^2 de 0,90. L'intervalle de confiance n'inclut pas l'incertitude autour de l'abondance des géniteurs estimée par l'ASC.

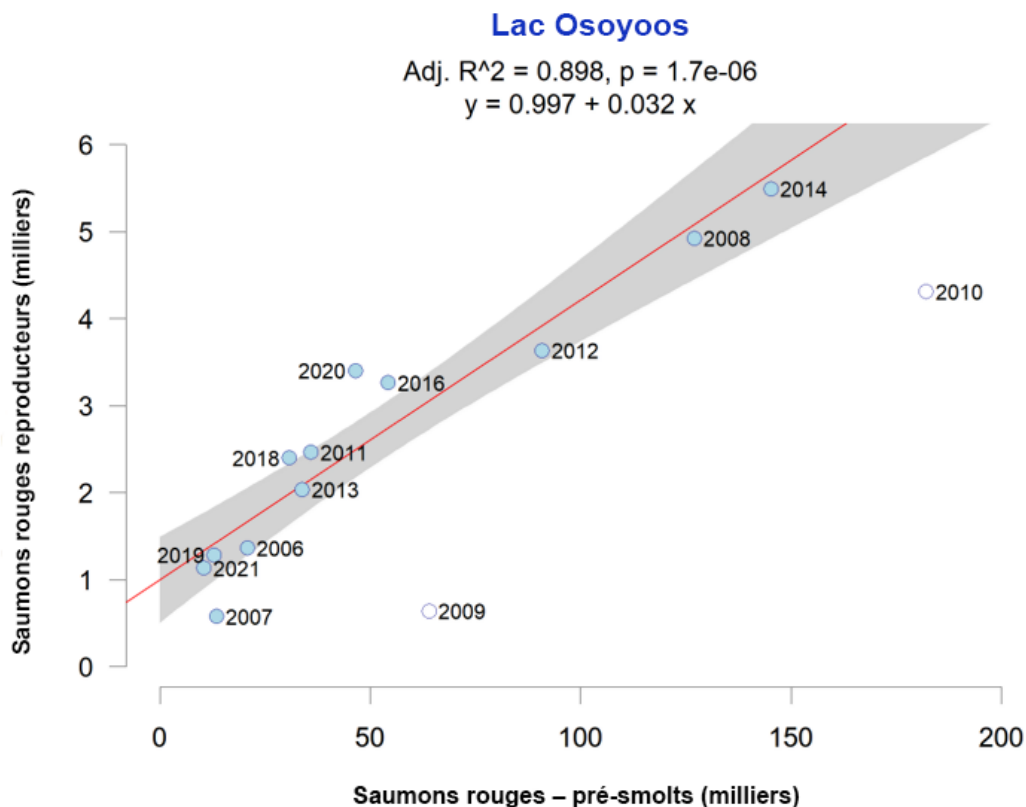


Figure 9. Relation entre l'abondance de pré-smolts de saumons rouges du lac Osoyoos et l'abondance des géniteurs (estimée par l'ASC). Les années 2009 et 2010 (cercles ouverts) ont été exclues du modèle de régression, car les données de ces deux années ont été touchées par la rupture du barrage Testalinden (voir section 3.2.1). Les étiquettes indiquent les années d'éclosion.

6.2.2. Lac Skaha : résultats bioénergétiques

Pour le lac Skaha, aucune relation statistiquement importante dépendante de la densité n'a été trouvée entre les taux de consommation et les taux de croissance chez les saumons rouges et kokanis d'âge 0. L'analyse bioénergétique a indiqué que les taux de croissance et d'abondance des saumons rouges et kokanis juvéniles étaient largement indépendants de la densité des poissons ou des mysidacés. En outre, les poids hivernaux des saumons rouges et kokanis d'âge 0 n'étaient pas statistiquement liés aux estimations de la biomasse de zooplancton de mai à octobre. Dans l'ensemble, les résultats ont montré que la capacité durable supérieure des planctophages dans le lac Skaha était rarement respectée. Cependant, les observations de 2017 (année d'éclosion 2016) ont donné quelques indications sur le rôle potentiel des effets dépendant de la densité, étant donné que 2017 a enregistré la biomasse la plus élevée de *Mysis*, les taux de consommation les plus élevés pour les saumons kokanis, les saumons rouges et les *Mysis*, et la production et la biomasse de zooplancton les plus faibles, ce qui peut avoir été le résultat de flux hivernaux élevés. En conséquence, les saumons juvéniles ont enregistré le taux de croissance le plus faible cette année-là, peut-être parce que l'écosystème du lac Skaha a atteint sa limite maximale durable pour l'exploitation du zooplancton par les saumons rouges et kokanis et les mysidés. Cette année-là, le nombre de saumons d'âge 0 dans le lac était d'environ 600 000, soit environ 300 par hectare. Cependant, aucune diminution de la survie n'a été détectée.

Toutefois, cette même année, il est possible que la capacité du lac ait été atteinte. Sur la base de la relation entre le nombre de géniteurs et la densité des saumons rouges d'âge 0 dans le lac Skaha, nous avons déterminé que le nombre de géniteurs adultes cette année-là (année d'éclosion 2016) était de 30 391¹² (intervalle de confiance à 95 %, 19 735 - 41 047) (figure 10). Néanmoins, ces conclusions doivent être considérées avec prudence, compte tenu de la brièveté de la période d'étude. Il apparaît également que si le lac doit atteindre sa capacité de grossissement, cette condition sera probablement déclenchée lorsque les densités de zooplancton sont anormalement basses. L'abondance du zooplancton présentait des variations interannuelles marquées, largement associées aux épisodes de vidange du lac. En outre, la densité des grands saumons kokanis (âges 2-3) devrait jouer un rôle dans la détermination de la capacité, car ils sont des prédateurs importants dans le lac Skaha. Par conséquent, la capacité de survie supérieure des planctophages dans le lac Skaha est probablement variable et dépendra simultanément des débits printaniers, de l'abondance du zooplancton et des biomasses de tous les poissons et mysidacés planctophages (Hyatt *et al.* 2021b). Ainsi, la capacité de charge du lac devrait varier et, dans la plupart des années, le lac pourra supporter une densité plus élevée que celle observée pour l'année 2017.

Il convient de noter que, bien que les années de l'étude bioénergétique du lac Skaha aient été de 2005 à 2017 et que de nombreuses classes et de nombreux âges pour les saumons rouges et kokanis aient été disponibles pour toutes ces années, les seules années de la série chronologique (2005 à 2023) pour lesquelles les données étaient suffisantes pour estimer les pré-smolts de saumons rouges d'âge 0 d'origine naturelle pour la régression illustrée à la figure 10 ont été les années d'éclosion 2012 à 2014, 2016 et 2018, car les adultes du lac Skaha n'ont pas pu accéder aux frayères avant 2011 (bien que le nombre d'échappées de saumons rouges de 2011 n'ait pas été utilisé, car il était très incertain en raison d'un échantillonnage insuffisant).

¹² Les géniteurs ont été estimés d'après la régression de l'abondance des géniteurs par rapport à l'abondance des pré-smolts. L'équation de régression Géniteurs (x 1000) = 4,15 + 43,73* (pré-saumoneaux [x10⁶]) avait un R² de 0,86.

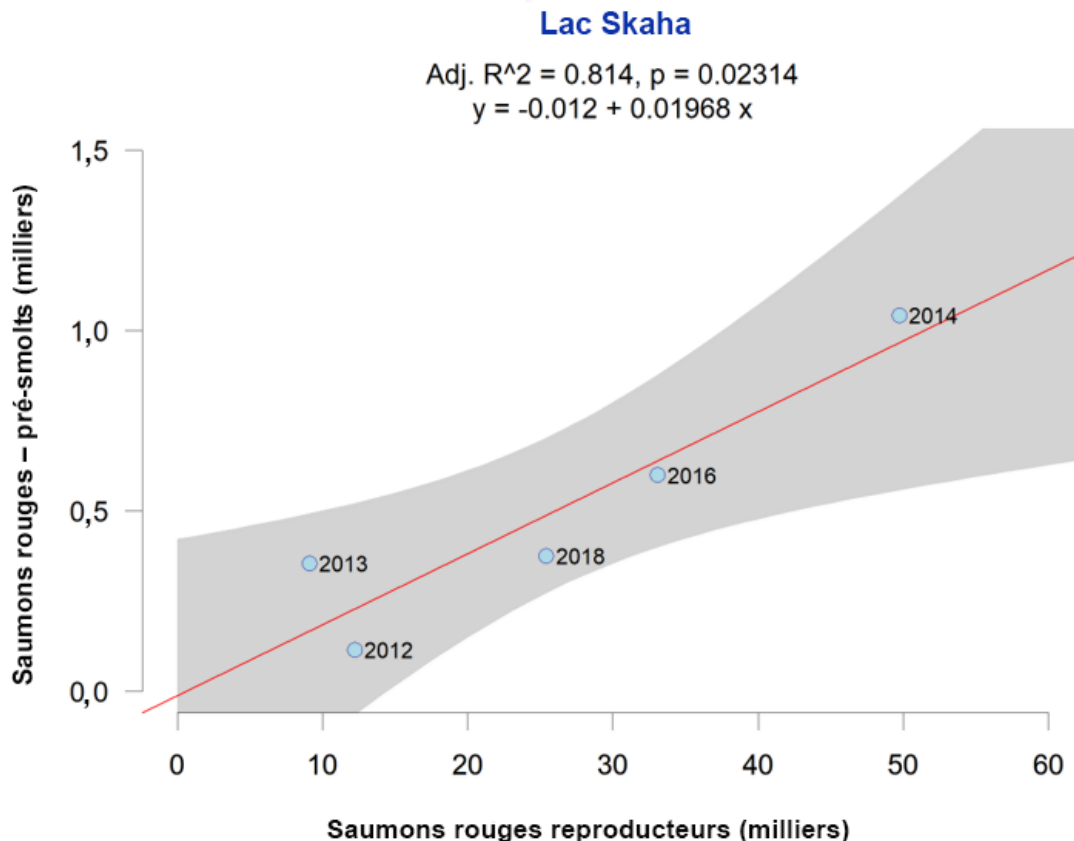


Figure 10. Pré-smolts d'origine naturelle du lac Skaha (moyenne d'octobre à mars) en fonction de l'abondance des géniteurs (estimée par l'ASC). Les étiquettes indiquent les années d'éclosion.

6.3. DISCUSSION

D'après les évaluations bioénergétiques effectuées pour les lacs Osoyoos et Skaha, le nombre total moyen de saumons rouges reproducteurs que peuvent soutenir les deux lacs a été estimé à 162 010. Les estimations basées sur la bioénergie sont donc proches de celles basées sur le modèle de capacité de l'habitat de fraie. Dans le lac Okanagan, aucune étude bioénergétique n'a été réalisée et aucune n'est prévue dans un avenir proche, principalement en raison de la grande taille du lac. Cependant, compte tenu de sa taille, l'habitat d'alevinage du lac ne devrait pas être limitant. Les premières conclusions de Hyatt *et al.* (2018 c) ont indiqué qu'il était peu probable que l'introduction d'alevins de saumon rouge dans le lac Okanagan entraîne des changements détectables dans les réseaux trophiques pélagiques (c'est-à-dire le phytoplancton et le zooplancton) ou dans toutes les classes d'âge et de taille des poissons pélagiques. Ils ont conclu que la réintroduction de 3,5 millions d'alevins de saumon rouge dans le lac Okanagan entraînerait une augmentation de 5 % au maximum de la moyenne annuelle de la biomasse de poissons pélagiques dans ce lac. Avec une augmentation de cette ampleur, ils ont conclu qu'il était peu probable que la gamme proposée de réintroductions d'alevins de saumon rouge provenant d'écloseries dans le lac Okanagan exerce une influence détectable sur le réseau trophique de ce lac ou sur ses autres poissons pélagiques.

6.4. INCERTITUDES ET LIMITES

L'une des principales limites des estimations de la capacité productrice basées sur la bioénergie était la courte période (neuf ans) sur laquelle les données étaient disponibles. Pour chacun des deux lacs, la capacité productrice a été déduite d'après les conditions inhabituelles survenues au cours d'années précises (2015 pour Osoyoos et 2017 pour Skaha). Ces conditions étaient uniques et ne peuvent être considérées comme valables pour toutes les années. En fait, les deux lacs ont pu supporter des densités d'alevins d'âge 0 plus importantes que celles liées aux capacités d'alevinage définies ici. En outre, il est probable que les années à venir présentent d'autres conditions inhabituelles qui n'ont pas encore été observées, mais qui pourraient limiter les capacités d'alevinage d'un lac ou de l'autre. Compte tenu de la complexité du réseau trophique dans les deux lacs et du nombre associé de paramètres du modèle, il est difficile de mettre en œuvre une analyse de sensibilité locale importante sur le modèle bioénergétique mécaniste. Une analyse de sensibilité fondée sur des scénarios pourrait se révéler plus informative (Hartman et Kitchell 2008). Toutefois, cela dépasse le cadre de la présente étude.

7. MODÈLES DE RECRUTEMENT DES GÉNITEURS POUR LE SAUMON ROUGE DU LAC OSOYOOS

7.1. MÉTHODES

7.1.1. Données

Compte tenu des courtes séries chronologiques de géniteurs et de recrues pour les lacs Skaha et Okanagan, des modèles géniteurs-recrues (RR) n'ont pas pu être élaborés pour ces deux populations. L'élaboration du modèle RR a donc été limitée à la population du lac Osoyoos. Pour cette population, des modèles ont été élaborés à la fois pour les géniteurs et les recrues adultes et pour les géniteurs et les smolts.

7.1.1.1. Abondance de géniteurs pour la population du lac Osoyoos

Pour cette analyse, nous avons défini l'abondance des géniteurs de la population du lac Osoyoos comme étant le nombre de poissons frayant naturellement entre le lac Osoyoos et le barrage à la décharge du lac Skaha. Ces abondances excluaient les poissons capturés pour le stock de géniteurs d'écloserie, mais incluaient les poissons issus d'écloseries frayant dans la nature, qui contribuent généralement à moins de 5 % de l'abondance des géniteurs naturels pour la population du lac Osoyoos (il s'agissait de poissons errants provenant des lâchers d'écloserie du lac Skaha ou du lac Okanagan). Cette démarche est cohérente avec d'autres travaux récents sur les objectifs d'échappée dans le cadre du Traité sur le saumon du Pacifique (p. ex. Miller *et al.* 2024). Il convient toutefois de noter que pour les évaluations de l'état des unités de conservation du saumon rouge dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage, les géniteurs issus d'écloseries sont généralement exclus de la série chronologique (Grant *et al.* 2020, 2011; Grant et Pestal 2013; Holt *et al.* 2009; Holt et Ogden 2013). Étant donné que les objectifs de ce travail étaient d'informer à la fois les points de référence biologiques pour la détermination de l'état de la PSS et la détermination des points de référence potentiels, nous avons choisi d'inclure les poissons issus d'écloseries qui fraient dans la nature, étant donné que leur contribution est faible pour la population du lac Osoyoos (voir la section 4.4).

7.1.1.2. Remontes d'adultes et recrutement pour la population du lac Osoyoos

Nous avons défini les remontes d'adultes comme le nombre de saumons rouges du lac Osoyoos retournant à l'embouchure du fleuve Columbia au cours d'une année de montaison donnée, sur la base de la proportion estimée de poissons retournant au lac Osoyoos par rapport au nombre total de saumons rouges au barrage Bonneville sur le cours inférieur du fleuve Columbia. Les recrues sont estimées comme étant le nombre d'adultes d'une année d'éclosion donnée qui reviennent, d'après des estimations annuelles de la proportion d'âges à partir des carcasses dans les frayères. La classe d'âge dominante des adultes de retour était la classe des saumons de quatre ans. La contribution de l'âge 6 était négligeable, mais il y avait une contribution substantielle des poissons d'âge 3 et 5, en particulier dans certaines des premières années. Nous avons donc utilisé trois classes d'âge (âge 3, âge 4 et âge 5 et plus, qui regroupe les âges 5 et 6).

7.1.1.3. Abondance de smolts pour la population du lac Osoyoos

Nous avons utilisé les estimations des pré-smolts comme approximation des smolts dans les analyses de la RR pour le lac Osoyoos. Il s'agit du nombre moyen estimé de juvéniles présents au cours de l'hiver (nombres de pré-smolts sur les RAC d'octobre à mi-mars conformément à la section 4.5; Hyatt *et al.* 2017b). Il s'agit des juvéniles qui migrent après leur première année de croissance et de ceux qui restent une année supplémentaire. Les estimations d'abondance du RAC étaient disponibles à partir de l'année d'éclosion 1996.

7.1.1.4. Données utilisées pour la modélisation de la dynamique géniteurs-recrues de la population du lac Osoyoos

Les méthodes d'estimation de l'abondance, la gestion de l'eau et la qualité des données ont toutes changé au début des années 2000 (voir la section 4). Au même moment, l'abondance de géniteurs a connu une nette évolution à la hausse. Hyatt et Stockwell (2019) ont examiné les multiples raisons potentielles de cette augmentation, mais les changements dans les méthodes d'évaluation et d'estimation peuvent également avoir joué un rôle. Nous avons donc regroupé les données en trois périodes pour l'analyse : les premières années d'éclosion de 1961 à 2003, les années d'éclosion de transition de 2004 à 2007 et les dernières années d'éclosion à partir de 2008. Voir le tableau 1 pour un résumé des considérations relatives aux données associées à l'analyse RR. Les années 2004 à aujourd'hui constituent la période centrée *tmix^w* de la série chronologique (voir la section 2).

Des ajustements exploratoires de modèles RR utilisant une simple régression d'estimation du maximum de vraisemblance et une application Shiny pour les ajustements RR bayésiens (Hamazaki 2023) ont montré que les paramètres de Ricker estimés et les estimations résultantes des points de référence biologiques pour le saumon rouge du lac Osoyoos étaient très sensibles aux sous-ensembles alternatifs de données utilisés pour l'ajustement du modèle, en particulier le fait d'inclure ou d'exclure la période précoce et/ou les années d'éclosion 2009 et 2010 qui ont été touchées par la brèche dans le barrage Testalinden. Compte tenu de l'effet important observé de ces points de données, que nous considérons comme étant de moindre qualité (premières années d'éclosion) ou comme des événements extrêmes (2009, 2010), nous les avons exclus des ajustements du modèle présentés dans ce document. Le tableau 9 énumère les données utilisées pour l'ajustement du modèle RR après avoir pris en compte ces considérations relatives à la qualité des données. Les figures 11 à 14 montrent les données incluses et exclues.

Tableau 9. Données utilisées pour les ajustements du modèle RR. Pour chaque année d'éclosion, le nombre de poissons frayant dans l'habitat naturel (Géniteurs), le nombre total de pré-smolts de cette année d'éclosion, le nombre total de recrues adultes (Recrues) et la productivité brute par géniteur sont présentés.

Année d'éclosion	Géniteurs	(Pré)smolts ¹	(Pré)smolts par géniteur (SpR)	Recrues adultes	Recrues par géniteur (RpR)
2004	41 791	S.O.	S.O.	186 487	4,5
2005	31 260	S.O.	S.O.	150 306	4,8
2006	20 819	1 672 558	80	319 954	15,4
2007	13 490	2 649 254	196	130 678	9,7
2008	126 972	5 070 106	40	431 826	3,4
2009	64 024	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
2010	182 122	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
2011	35 900	3 561 897	99	205 175	5,7
2012	90 862	4 215 855	46	161 274	1,8
2013	33 820	3 598 270	106	13 954	0,4
2014	145 206	S.O.	S.O.	88 101	0,6
2015	10 255	S.O.	S.O.	20 776	2,0
2016	54 281	S.O.	S.O.	192 560	3,5
2017	9 893	S.O.	S.O.	98 641	10,0
2018	30 755	2 516 301	82	379 391	12,3
2019	12 913	1 499 289	116	S.O.	S.O.
2020	46 510	3 461 896	74	S.O.	S.O.

¹Les pré-smolts comprennent les juvéniles qui migrent après une ou deux années en eau douce.

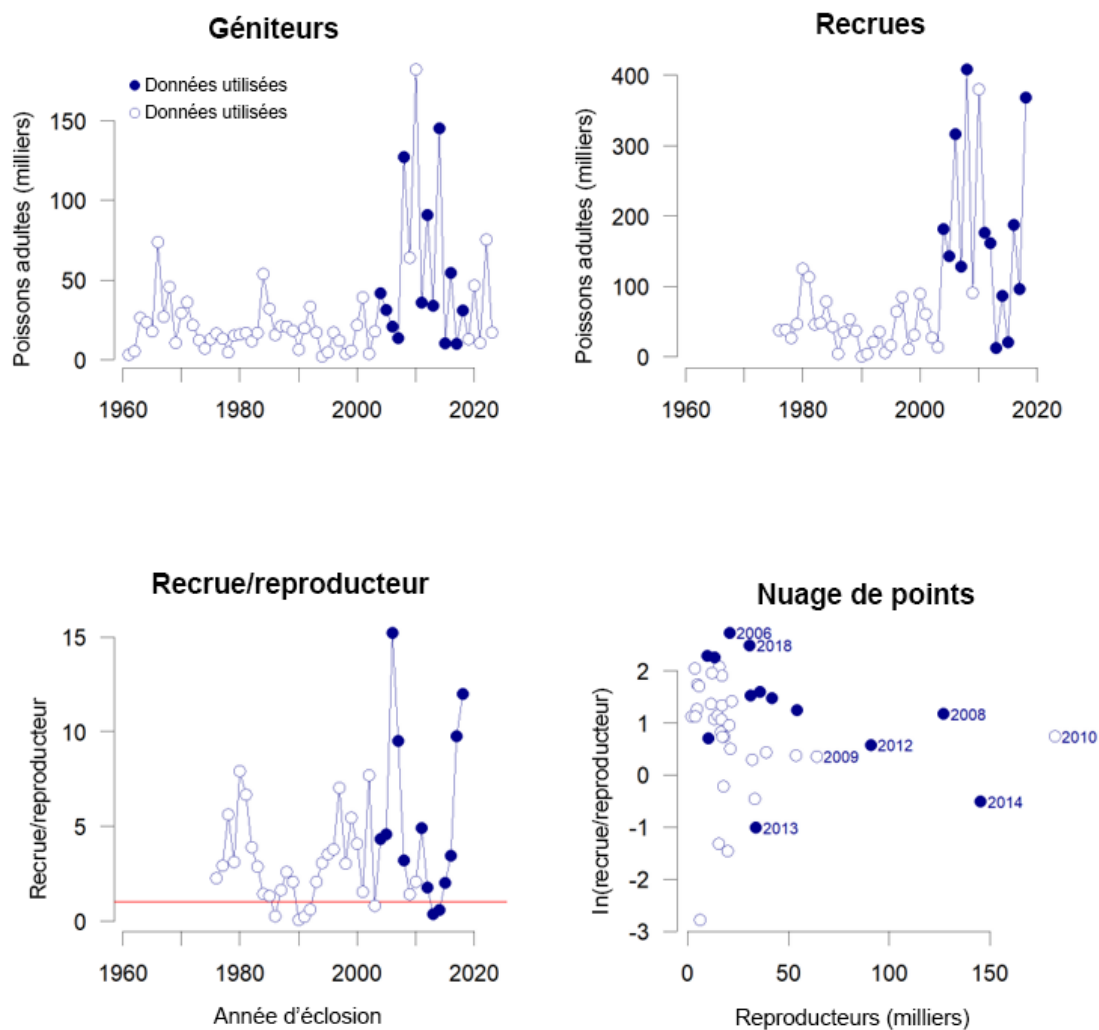


Figure 11. Estimations disponibles des géniteurs, des recrues adultes et des recrues/géniteurs par année d'éclosion pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.

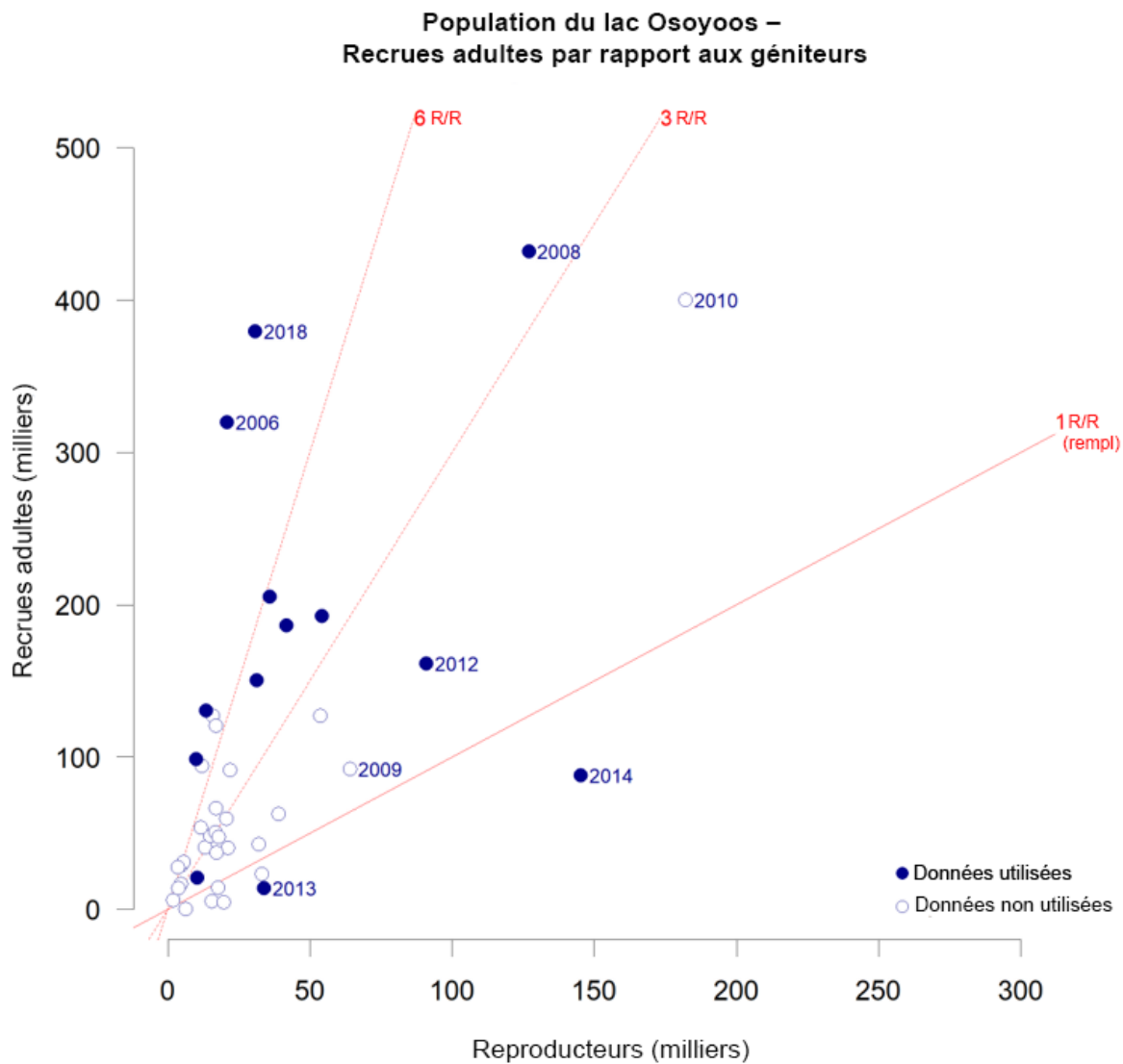


Figure 12. Diagramme de dispersion des recrues adultes par rapport aux géniteurs pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les lignes de référence rouges indiquent une, trois et six recrues par géniteur (R/R). À une R/R, le nombre de recrues est égal au nombre de géniteurs (c'est-à-dire à la ligne de remplacement). Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.

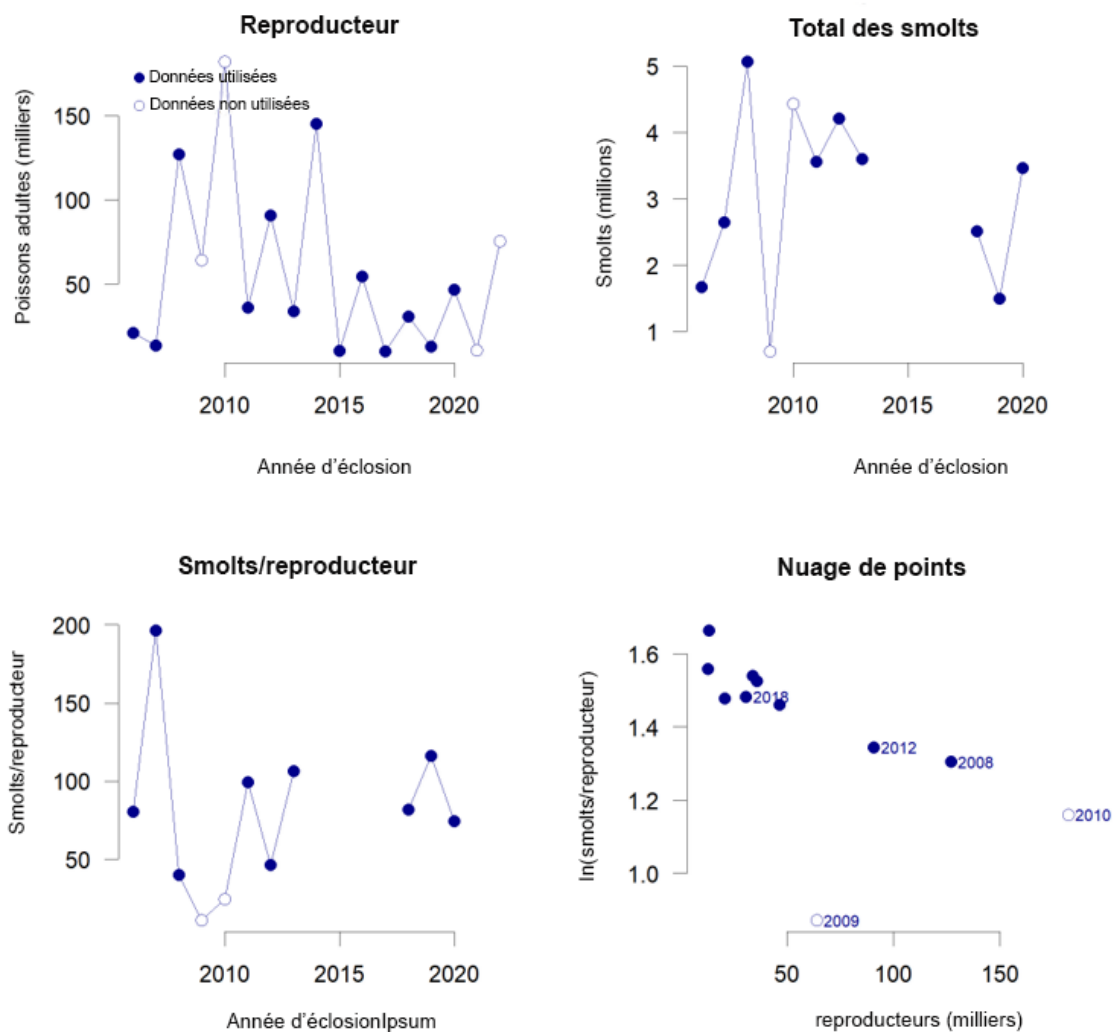


Figure 13. Estimations disponibles des géniteurs, des smolts et des smolts/géniteurs par année d'éclosion pour la population du lac Osoyoos. Dans ce cas, les pré-smolts ont été utilisés comme substitut des smolts. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.

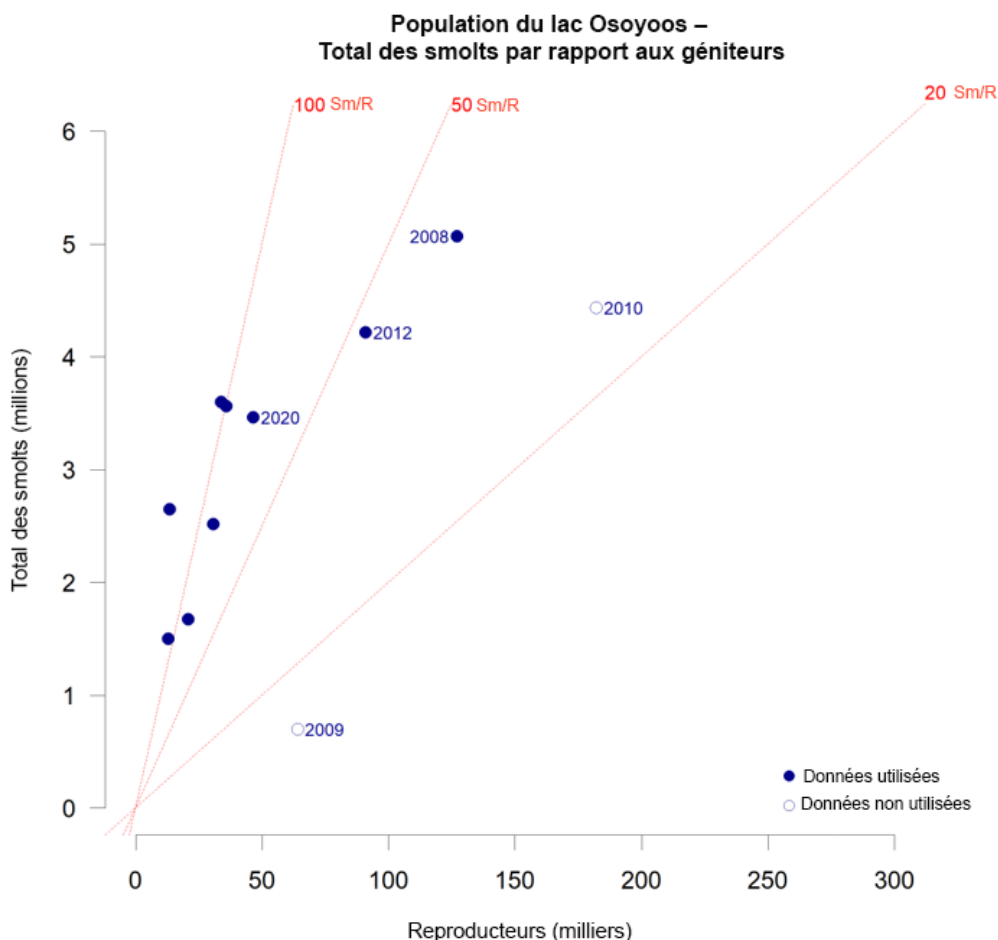


Figure 14. Diagramme de dispersion des smolts par rapport aux géniteurs pour le saumon rouge du lac Osoyoos. Les lignes de référence rouges indiquent 20, 50 et 100 smolts par géniteur. Les cercles ouverts représentent les données qui ont été exclues. Les cercles pleins représentent les données qui ont été incluses dans l'analyse RR.

7.1.2. Modèles RR de Ricker bayésiens pour la population du lac Osoyoos

La méthode commune pour représenter la dynamique de production du saumon rouge est le modèle de Ricker. Le modèle de Ricker reflète une surcompensation lorsque l'abondance des géniteurs supérieure en raison de la densité-dépendance, le nombre total de recrues étant réduit lorsque l'abondance des géniteurs dépasse la capacité (p. ex. Myers 2001).

Mathématiquement, cette densité-dépendance se traduit par une relation en forme de dôme entre les recrues et les géniteurs. La productivité, exprimée en log-adultes par géniteur ou log-smolts par géniteur, diminue linéairement à mesure que l'abondance des géniteurs augmente. Pour cette population, nous n'avons pas observé de schéma clair de réduction du recrutement adulte total en fonction de la densité à l'extrémité supérieure des abondances de géniteurs observées, mais plutôt une relation très fluctuante (Figure 11).

En l'absence de signal évident nous orientant vers une relation géniteur-recrue précise, nous avons choisi d'utiliser le modèle de Ricker, qui est devenu la norme pour la plupart des évaluations du saumon rouge (Atlas *et al.* 2021; Bocking *et al.* 2002; Cox-Rogers *et al.* 2010; Freshwater *et al.* 2020; Hawkshaw 2018; Holt et Michielsens 2020; Huang *et al.* 2021; Korman et English 2013; MPO 2023b; Peterman *et al.* 2003, 2000; Walters *et al.* 2008). Les formes du

modèle de Ricker qui prennent explicitement en compte les dynamiques variables dans le temps n'ont pas été appliquées ici en raison de la brièveté de la série chronologique et de l'écart entre 2009 et 2010 dans la série chronologique. Étant donné que les séries chronologiques de RS cohérentes sont de plus en plus longues, il pourrait s'agir d'un domaine de recherche futur.

Nous utilisons une version linéarisée du modèle de Ricker de base, qui suppose que les résidus dans le log-recrues-par-géniteur (ou le log-smolts-par géniteur) ont une distribution normale aléatoire avec une moyenne de 0 et une variance de σ^2 , sans aucun modèle dans les déviations au fil du temps. Pour l'année d'éclosion i :

$$\ln(R_i/R_i) = \ln(\alpha) - \beta * S_i + \epsilon_i \quad (\text{Équation 3})$$

$$\epsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$$

où R_i représente les recrues adultes (ou smolts) de l'année d'éclosion i , et S_i représente les géniteurs de l'année i , α est le paramètre de productivité, β est le paramètre dépendant de la densité, et ϵ_i est l'erreur résiduelle (c'est-à-dire la différence entre la valeur ajustée et la valeur observée). Les points de référence biologiques normalisés peuvent être estimés à partir des paramètres du modèle de Ricker (tableau 10).

Nous avons mis en œuvre l'estimation bayésienne du modèle de Ricker de base en utilisant la version de janvier 2024 du progiciel *samEst* (Wor *et al.* 2024), avec quelques modifications pour permettre des valeurs a priori de capacité personnalisées et le suivi des échantillons d'a priori. Notez que dans *samEst*, l'a priori de capacité est précisé comme une distribution normale sur $\ln(\beta)$. Pour simplifier l'interprétation, nous avons utilisé les valeurs correspondantes du nombre de géniteurs produisant le nombre maximum de recrues $G_{\max} = 1/\beta$ lors de la discussion sur les a priori de rechange. Le tableau 11 énumère les formes d'a priori de rechange.

Des ajustements exploratoires du modèle RR à l'aide d'une application pour les ajustements RR bayésiens (Hamazaki 2023) ont montré que les estimations des paramètres et les estimations résultantes des points de référence biologiques étaient très sensibles aux hypothèses d'a priori sur le paramètre de capacité. Nous avons donc concentré les tests de sensibilité des ajustements du modèle RR sur l'effet de différentes distributions normales informatives pour $\ln(\beta)$, paramétrées à l'aide du paramètre de capacité, G_{\max} . Nous avons testé trois valeurs moyennes différentes de G_{\max} et trois écarts différents, ce qui nous a permis d'obtenir neuf a priori de capacité de rechange (tableau 12). Ceux-ci ont été testés à la fois pour les ensembles de données géniteurs-recrues adultes et géniteurs-smolts, ce qui a donné un total de 18 ajustements de modèles de rechange. Pour tous les ajustements de modèles de rechange, nous avons utilisé la version *Stan* (Stan Development Team 2024) des fonctions d'estimation fournies dans *samEst* pour l'échantillonnage de Monte-Carlo par chaîne de Markov, avec six chaînes comportant 300 échauffements et 1 000 échantillons, pour une taille totale d'échantillon a posteriori de 6 000. La conversion a été confirmée en vérifiant les diagnostics Gelman-Rubin et la taille effective des échantillons. Le code *Stan* utilisé est présenté à l'ANNEXE B.

Tableau 10. Définition des points de référence biologiques pour le modèle de base de Ricker.

Repère	Définition	Calcul
G_{\max}	Abondance de géniteurs qui maximise la médiane des recrues.	$G_{\max} = 1/\beta$ (Hilborn et Walters 1992)
G_{eq}	Abondance des géniteurs à l'équilibre à long terme en l'absence de pêche.	$G_{\text{eq}} = \ln(\alpha)/\beta$ (Hilborn et Walters 1992)
G_{RMD}	Abondance des géniteurs qui maximise le rendement durable médian (Rec-Spn), si elle est gérée en fonction d'un objectif d'échappée fixe dans des conditions d'équilibre.	$G_{\text{RMD}} = \frac{1 - \text{lambertW0}(e^{1-\ln(\alpha)})}{\beta}$ (Scheuerell 2016)
U_{RMD}	Taux de mortalité par pêche au RMD médian.	$U_{\text{RMD}} = \beta * G_{\text{RMD}}$
80 % du G_{RMD}	Utilisé comme point de référence supérieur pour le paramètre de l'abondance relative dans les évaluations de l'état de la PSS. Si l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs est supérieure à 80 % du G_{RMD} , l'UC est désignée comme étant dans le vert pour ce paramètre.	Repère défini par Holt <i>et al.</i> (2009).
G_{gen}	Abondance des géniteurs avec une forte probabilité de reconstitution du G_{RMD} en une génération en l'absence de pêche. Utilisé comme point de référence inférieur pour le paramètre de l'abondance relative dans les évaluations de l'état en vertu de la PSS. Si l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs est inférieure à G_{gen} , l'UC est désignée comme étant en état « rouge » pour ce paramètre.	Repère défini par Holt <i>et al.</i> (2009). Calculé par optimisation, en utilisant le code de Connors <i>et al.</i> (2023).
40 % du G_{\max}	Utilisé comme approximation pour le G_{RMD} à 80 % lorsque l'estimation directe n'est pas disponible.	Approximation utilisée dans les évaluations précédentes de l'état (Grant <i>et al.</i> 2020, p. 202, 2011; Grant et Pestal 2013).
20 % du G_{\max}	Utilisé comme approximation pour G_{gen} lorsque l'estimation directe de n'est pas disponible.	Approximation utilisée dans les évaluations précédentes de l'état (Grant <i>et al.</i> 2020, p. 202, 2011; Grant et Pestal 2013).

Tableau 11. Distributions a priori utilisées pour la mise en œuvre de Stan du modèle de Ricker de base dans samEst.

Paramètre	A priori	Remarques
Productivité : α	$\ln(\alpha) \sim N(1,5;2,5)$	Identique à tous les ajustements de modèles, distribution a priori très large
Capacité : β	$\ln(\beta) \sim N(\mu_{\ln\beta}, \sigma_{\ln\beta})$	$\mu_{\ln\beta} = \ln(1/G_{\max})$ $\sigma_{\ln\beta}$ = précisé par l'utilisateur Le tableau 12 liste les valeurs testées.
Écart-type : σ	$\sigma \sim N(0,1); [0, +\infty]$	En utilisant la moitié supérieure de la distribution normale standard. Identique pour tous les ajustements de modèles, distribution a priori très large.

Tableau 12. Autres distributions a priori de la capacité utilisées pour les tests de sensibilité. La colonne « étiquette » a deux composantes, décrivant la valeur utilisée comme valeur moyenne pour G_{\max} et l'écart-type adopté pour la distribution normale de $\ln(\beta)$. Par exemple, les valeurs de la première ligne décrivent un a priori où $\ln(\beta)$ est normalement distribué avec une moyenne de $\ln(1/107\ 080)$ et un CV de 0,2.

Étiquette	Gmax Valeur moyenne a priori	CV de $\ln(\beta)$	Description
HabEst_Étroite	107 080	0,20	Étroite, centrée sur l'estimation médiane du modèle de capacité de l'habitat de fraie (tableau 8)
HabEst_Large	107 080	0,50	Large, centrée sur l'estimation médiane du modèle de capacité de l'habitat de fraie (tableau 8)
HabEst_TrèsLarge	107 080	0,85	Très large, centrée sur l'estimation médiane du modèle de capacité de l'habitat de fraie (tableau 8)
MaxObs1_Étroite	182 122	0,20	Étroite, centrée sur l'abondance de géniteurs la plus élevée observée
MaxObs1_Large	182 122	0,50	Large, centrée l'abondance de géniteurs la plus élevée observée
MaxObs1_Très Large	182 122	0,85	Très large, centrée sur l'abondance de géniteurs la plus élevée observée
MaxObs3_Étroite	546 366	0,20	Étroite, centrée sur les 3 * abondances de géniteurs les plus élevées observées
MaxObs3_Large	546 366	0,50	Large, centrée sur les 3 * abondances de géniteurs les plus élevées observées

Étiquette	Gmax Valeur moyenne a priori	CV de $\ln(\beta)$	Description
MaxObs3_TrèsLarge	546 366	0,85	Très large, centrée sur les 3 * abondances de géniteurs les plus élevées observées

7.2. RÉSULTATS

Les ajustements du modèle de Ricker de base ont convergé pour les modèles de géniteurs-adultes et de géniteurs-smolts pour toutes les valeurs de capacité a priori de rechange énumérées dans le tableau 12, la statistique de convergence de Gelman-Rubin (R_{hat}) se situant entre 0,99 et 1,01 pour toutes les variables suivies. Pour le même rodage, le même nombre de chaînes et la même taille d'échantillon conservée, les tailles d'échantillon effectives varient en fonction des distributions a priori de la capacité et de la version du modèle, avec plusieurs schémas notables :

1. les distributions a priori les plus larges ont entraîné des tailles d'échantillons plus petites,
2. les ajustements géniteurs-smolts avaient des tailles d'échantillons effectives plus petites que les ajustements géniteurs-adultes,
3. la taille d'échantillon effective la plus petite parmi les variables suivies a chuté à près de 1 000 pour les distributions a priori très larges (écart-type pour la distribution normale des a priori de $\ln[\beta] = 0,85$).

L'intervalle interquartile normalisé, qui rend compte de la largeur des distributions a posteriori, augmentait avec des distributions a priori plus larges et était généralement plus grand pour les ajustements du modèle du géniteur à l'adulte que pour les ajustements du modèle du géniteur au smolt.

Les données relatives aux géniteurs-adultes et aux géniteurs-smolts contenaient toutes deux suffisamment d'informations pour éloigner les estimations médianes de G_{max} de l'hypothèse a priori d'un G_{max} large (figure 15). Aucun des deux types de données n'a fourni un signal clair pour l'estimation du paramètre de capacité. La difficulté d'ajustement des modèles géniteurs-adultes était due au nombre très différent de recrues pour les années d'éclosion avec des abondances de géniteurs plus importantes; aucune courbe ajustée unique ne pouvait rapprocher ces différentes observations (figure 16). Le défi de l'ajustement pour les modèles géniteurs-smolts était très différent. L'ajustement de Ricker a permis de faire correspondre très étroitement les valeurs observées sur la plage observée des abondances de géniteurs, mais sur cette plage, un plus grand nombre de géniteurs a entraîné un plus grand nombre de smolts, et la courbe s'est infléchi vers le bas uniquement parce que la courbe de Ricker a imposé cette forme (figure 17).

Des a priori plus larges ont donné lieu à des a posteriori plus larges, ce qui indique que les ensembles de données courts ne contenaient pas suffisamment d'informations pour exclure les valeurs de la longue queue supérieure d'une distribution d'a priori large (figure 18 et figure 19). Par conséquent, les estimations des points de référence biologiques étaient très sensibles au point médian et à l'écart utilisés dans les a priori de capacité (figure 20 et figure 21).

Parmi les neuf spécifications d'a priori de capacité de rechange, l'estimation médiane a posteriori de G_{max} pour la population du lac Osoyoos se situait entre 99 000 et 537 000 pour les ajustements de Ricker géniteurs-adultes et entre 99 000 et 522 000 pour les ajustements de Ricker géniteurs-smolts (figure 18). En comparaison, le modèle de capacité de l'habitat de fraie

pour le lac Osoyoos a donné une valeur G_{\max} estimée de 107 000. L'estimation médiane a posteriori de G_{RMD} pour la population du lac Osoyoos allait de 66 000 à 300 000 pour les ajustements de Ricker géniteurs-adultes (figure 19). Ces valeurs se traduiraient par des valeurs de 80 % du G_{RMD} allant de 53 000 à 240 000 (figure 20). Lorsqu'elle est disponible, la valeur correspondant à 80 % du G_{RMD} est généralement utilisée comme point de référence supérieur pour le paramètre de l'abondance relative de l'état selon la PSS (Holt *et al.* 2009). En comparaison, le point de référence supérieur correspondant à 40 % du G_{\max} estimé pour le lac Osoyoos en fonction de la capacité de l'habitat de fraie est de 43 000 – une valeur plus faible que ce qui est estimé d'après l'analyse RR (figure 20). Les estimations de G_{gen} , soit le nombre de géniteurs requis pour atteindre le G_{RMD} en une génération en l'absence de pêche, qui est généralement utilisé comme point de référence inférieur pour le paramètre de l'abondance relative, allaient de 12 000 à 86 000 dans les spécifications d'a priori (figure 21). En comparaison, le point de référence inférieur, basé sur 20 % du G_{\max} estimé pour le lac Osoyoos en fonction de la capacité de fraie, est de 21 000, ce qui se situe dans la fourchette de ce qui est observé entre les différentes formulations du modèle RR (figure 21).

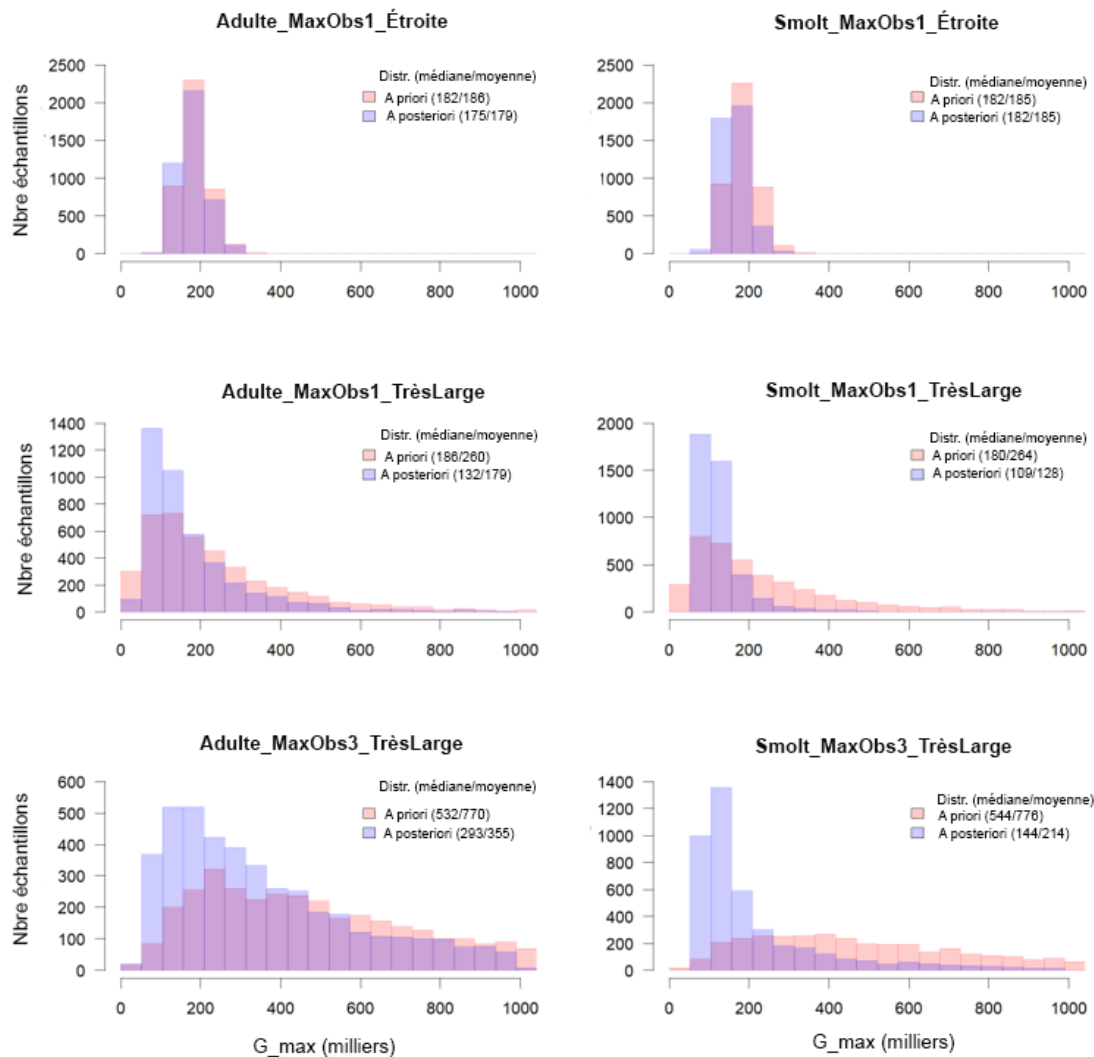


Figure 15. Comparaison des distributions a priori et a posteriori de G_{\max} pour six spécifications a priori différentes. Il s'agit d'exemples illustrant l'effet observé, montrant trois des neuf ajustements de rechange

générateurs-adultes (colonne de gauche) et trois des neuf ajustements de recharge générateurs-smolts. Les ajustements générateurs-adultes concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, tandis que les ajustements générateurs-smolts concernent les années d'éclosion 2004 à 2020. Les deux versions excluent les années d'éclosion 2009 et 2010. Chaque diagramme montre la distribution a priori et la distribution a posteriori qui en résulte. Spécifications préalables selon le tableau 12. Il convient de noter que les distributions sont représentées ici en ce qui concerne G_{max} , mais que dans l'ajustement du modèle, une distribution normale sur $\ln(\beta)$ est utilisée pour l'échantillon a priori (tableau 11). Les longues bandes supérieures des distributions sont coupées dans les diagrammes.

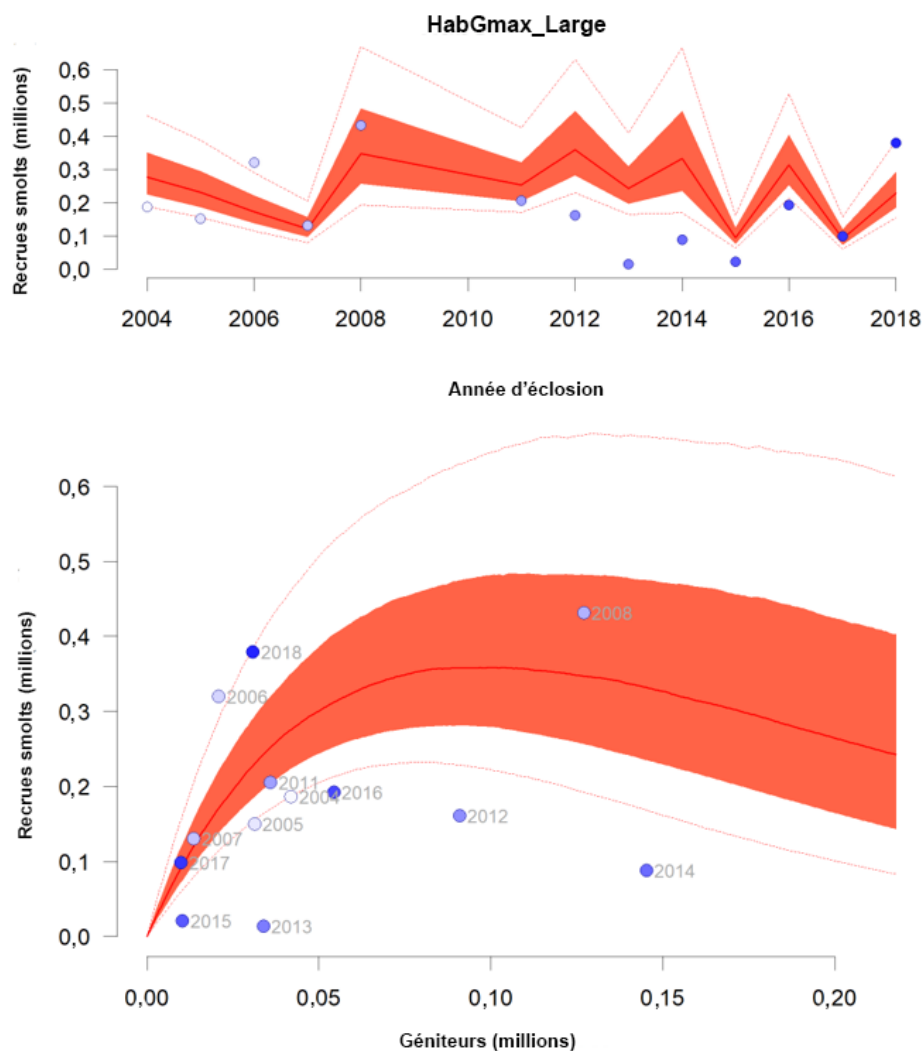


Figure 16. Valeurs prédites et observées pour un ajustement de Ricker pour les générateurs-adultes utilisant une distribution a priori de la capacité large, avec un point médian à l'estimation médiane de la capacité de l'habitat de fraie. Dans les deux diagrammes, les points plus foncés correspondent à des observations plus récentes. L'ajustement de Ricker est représenté par la médiane (ligne rouge continue), les 25^e à 75^e centiles correspondant à la moitié de la distribution (zone orange) et les 10^e à 90^e centiles correspondant à 80 % de la distribution (lignes pointillées).

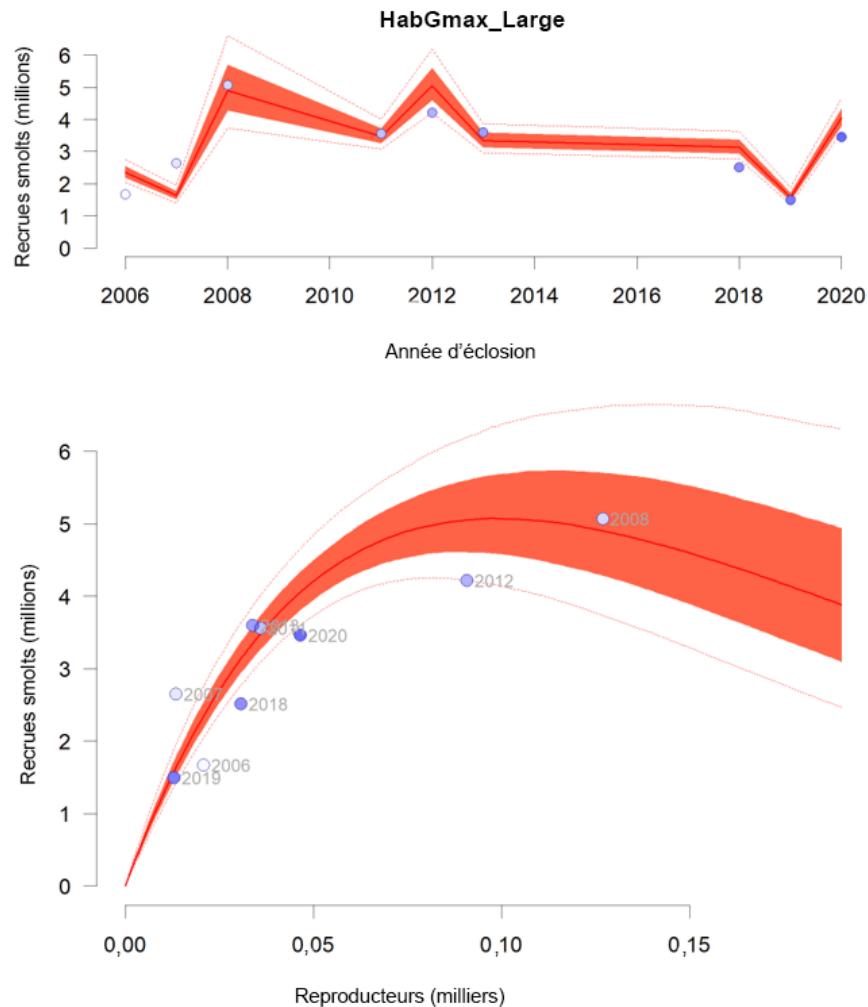


Figure 17. Valeurs prédites et observées pour un ajustement de Ricker géniteurs-smolts utilisant une distribution a priori de la capacité large, avec le point médian à l'estimation médiane de la capacité de l'habitat de fraie. Dans les deux diagrammes, les points plus foncés correspondent à des observations plus récentes. L'ajustement de Ricker est représenté par la médiane (ligne rouge continue), les 25e à 75e centiles correspondant à la moitié de la distribution (zone orange) et les 10e à 90e centiles correspondant à 80 % de la distribution (lignes pointillées).

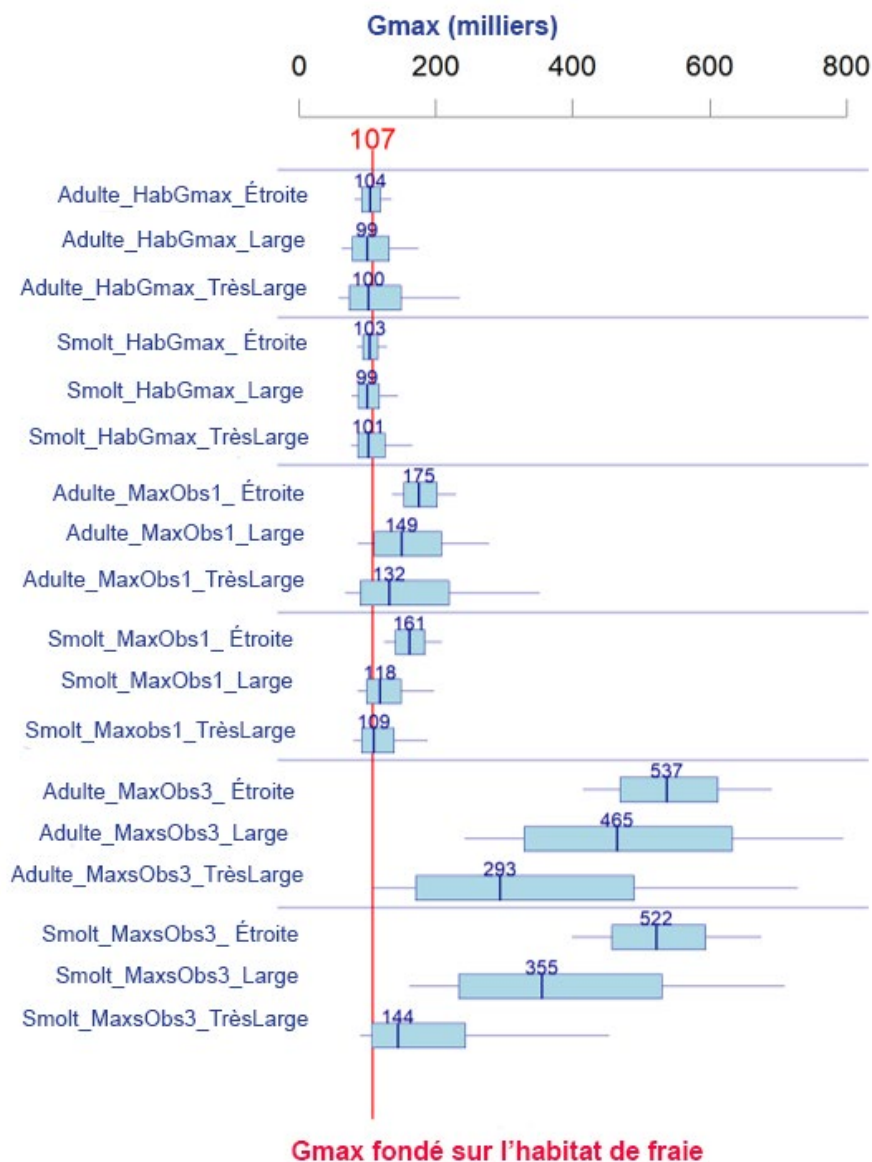


Figure 18. Comparaison des estimations G_{max} pour 18 ajustements de Ricker utilisant des ensembles de données de rechange (géniteurs-adultes, géniteurs-smolts) et des a priori de capacité de rechange. Les ajustements géniteurs-adultes concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, tandis que les ajustements géniteurs-smolts concernent les années d'éclosion 2004 à 2020. Les deux versions excluent les années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Le diagramme en boîte montre la médiane et les quarts supérieurs/inférieurs de la distribution (25^e et 75^e centiles). Les moustaches indiquent 80 % de la distribution (10^e et 90^e centiles).

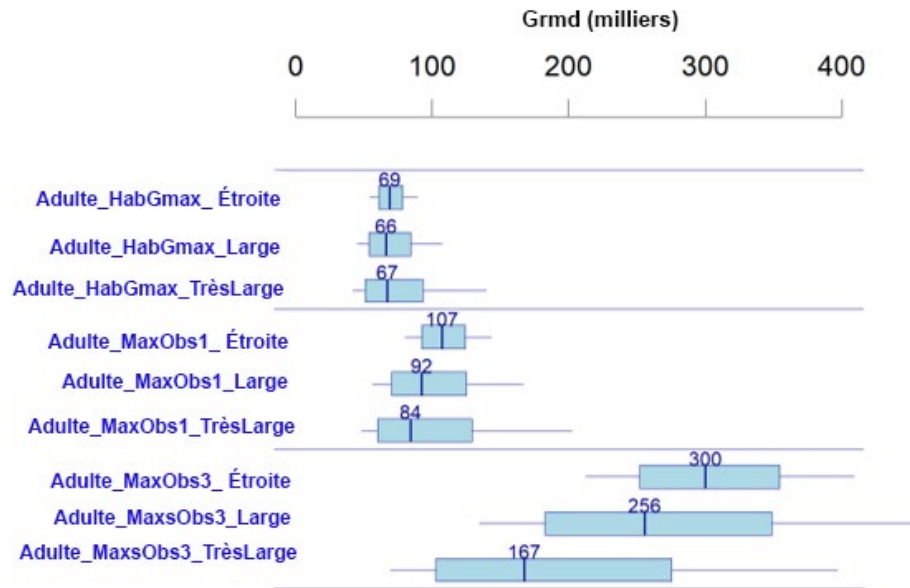


Figure 19. Comparaison des estimations du GRMD pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de recharge. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 6. Les modèles géniteurs-smolts ne sont pas inclus dans cette figure, car les estimations du GRMD ne sont pas directement applicables (à moins qu'une conversion en équivalents adultes n'ait été effectuée au préalable). Pour les ajustements géniteurs-adultes, l'effet d'a priori de capacité de recharge sur les estimations du GRMD était le même que pour les estimations du Gmax (figure 18).

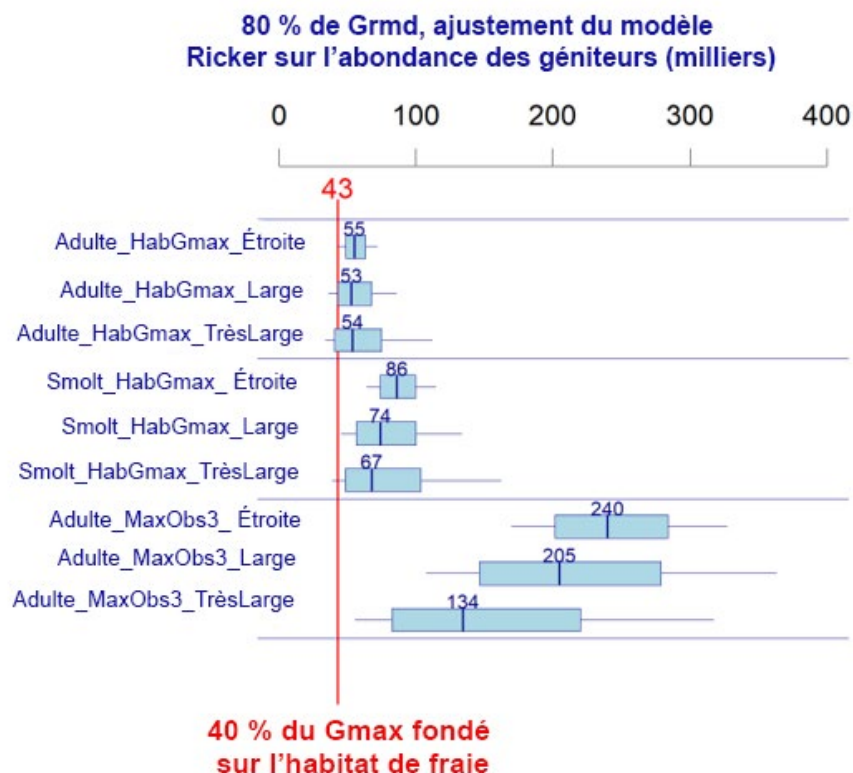


Figure 20. Comparaison des estimations des points de référence supérieurs pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de recharge à l'estimation approximative des points de référence fondée sur l'habitat. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 19. Les modèles géniteurs-smolts ne sont pas inclus dans cette figure, car les estimations du G_{RMD} ne sont pas directement applicables (à moins qu'une conversion en équivalents adultes n'ait été effectuée au préalable). Il a été démontré que 40 % du G_{max} est une approximation robuste pour 80 % du G_{RMD} lorsque les estimations du G_{RMD} ne sont pas possibles (Grant et al. 2020, 2011). Pour les ajustements de Ricker des géniteurs-adultes du lac Osoyoos, l'approximation de 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat se situe à l'extrémité inférieure de la distribution a posteriori pour un G_{RMD} de 80 % si l'a priori de la capacité est centré sur l'estimation du G_{max} fondé sur l'habitat. Pour les a priori de la capacité ancrés sur des valeurs plus élevées, les estimations découlant de 80 % du G_{RMD} sont beaucoup plus élevées que celles de 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat.

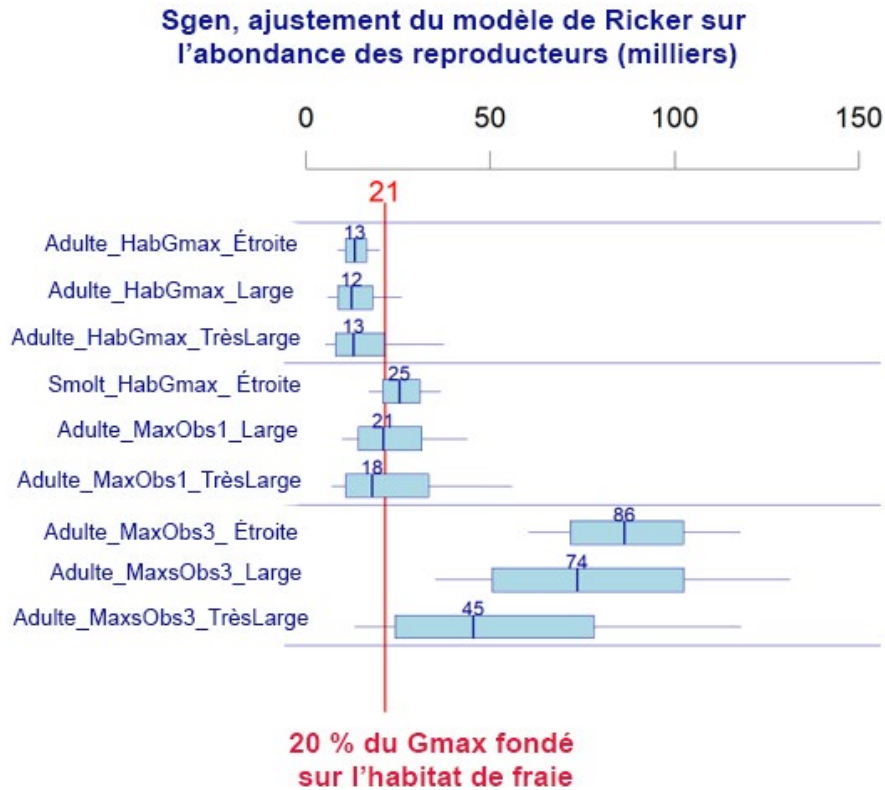


Figure 21. Comparaison des estimations des points de référence inférieurs pour neuf ajustements de Ricker géniteurs-adultes utilisant des a priori de capacité de recharge de l'estimation du point de référence approximatif fondé sur l'habitat. Les ajustements de Ricker concernent les années d'éclosion 2004 à 2018, à l'exclusion des années d'éclosion 2009 et 2010. D'autres a priori de capacité sont décrits dans le tableau 12. Schéma du tracé selon la figure 18.

7.3. DISCUSSION

Les modèles RR pour la population du lac Osoyoos ont dû être ajustés avec une série chronologique relativement courte et les estimations résultantes des points de référence biologiques étaient très sensibles à d'autres hypothèses préalables. Il a également été constaté que les estimations des points de référence différaient considérablement entre les modèles géniteurs-adultes et géniteurs-smolts. Les facteurs contribuant au mauvais ajustement du modèle comprennent la courte série chronologique après le filtrage de qualité, l'incertitude entourant les données, les conditions environnementales extrêmes (par exemple, la mortalité très variable pendant la migration des juvéniles vers l'aval), et le manque d'observations pour des abondances de géniteurs supérieures à la plage observée.

Les principales sources d'incertitude suivantes ont été définies pour les estimations des remontes totales, des géniteurs et des juvéniles de la population de saumons rouges du lac Osoyoos :

- L'estimation du nombre d'adultes en montaison est étayée par les dénombrements aux barrages et les ratios de dénombrements aux barrages le long du fleuve Columbia, avec des ajustements pour la pêche. Les dénombrements aux barrages sont imparfaits et nécessitent souvent des étalonnages (par exemple, passer des dénombrements de 16 heures à des dénombrements de 24 heures). En outre, les dénombrements aux barrages sont soumis à plusieurs ajustements intra et inter-barrages, chacun d'entre eux

intégrant une certaine incertitude (Judson *et al.* 2023; Bailey *et al.* en cours de préparation)**Error! Bookmark not defined.** Par exemple, il existe des cas où les dénombrements de saumons rouges à un barrage étaient légèrement supérieurs à ceux du barrage situé immédiatement en aval, ce qui pourrait être dû à des erreurs de dénombrement, à des égarements et/ou à des retombées à l'un ou aux deux barrages, bien que les retombées ne semblent pas être une source d'incertitude importante (Jeff Fryer, communications personnelles). Étant donné que nombre de ces incertitudes ne sont généralement pas quantifiables, il subsiste une certaine incertitude (éventuellement aggravée) quant à l'abondance nette d'un stock donné de saumons rouges remontant à l'embouchure du fleuve Columbia.

- L'attribution des remontes estimées à l'embouchure du fleuve Columbia à un lac donné du bassin de la rivière Okanagan est une source supplémentaire d'incertitude. Après l'amélioration du passage au barrage entre les lacs Osoyoos et Skaha, il est possible que des géniteurs s'égarent entre les deux systèmes. L'incertitude quant au nombre de poissons errants au cours d'une année donnée peut influencer les résultats des modèles de recrutement des géniteurs. Lorsque les données étaient suffisantes, Bailey *et al.* (en cours de préparation)**Error! Bookmark not defined.** ont estimé les taux d'égarement annuels dans les deux directions sur la base d'un nombre limité d'années de données. Par exemple, ils ont constaté que les géniteurs provenant d'écloseries qui ont grandi dans le lac Skaha étaient détectés dans les frayères du cours inférieur de la rivière Okanagan (c'est-à-dire en aval du barrage de McIntyre en 2018 et 2020), ou inversement, les géniteurs d'origine naturelle qui ne pouvaient avoir grandi que dans lac Osoyoos étaient détectés dans les frayères du cours moyen ou supérieur de la rivière Okanagan (2009 à 2012; Bailey *et al.* en cours de préparation). Le taux moyen pondéré d'égarement d'Osoyoos à Skaha, basé sur ces quelques années, était de 6,0 % (étendue de 2,5 % en 2012 à 7,8 % en 2010). Ces taux d'égarement ont été appliqués toutes les années pour lesquelles il n'était pas possible d'estimer les taux d'égarement annuels, afin d'ajuster la taille des remontes (et donc le nombre de recrues par année d'éclosion) à l'embouchure du fleuve Columbia, en plus de la répartition des populations des lacs Osoyoos et Skaha sur la base de leurs proportions relatives dans les frayères. Il convient de noter que le taux peut être positivement lié à l'abondance totale de saumons rouges reproducteurs de la rivière Okanagan. L'estimation moyenne pondérée de l'égarement au lac Skaha était de 4,1 % (plage de 3,4 à 4,3 %), qui a été appliquée toutes les années au cours desquelles l'errance de Skaha à Osoyoos était possible (c.-à-d. 2012 à 2017, 2019, 2021). D'autres recherches sur le terrain sont nécessaires pour évaluer et quantifier précisément l'ampleur de l'égarement et les sources de variation interannuelle.
- Le chevauchement spatio-temporel de la fraie du saumon rouge et du saumon kokani (en particulier dans le canal de Penticton) pose des problèmes liés au dénombrement de saumons rouges géniteurs, car : i) les saumons rouges qui frayent précocement (les mâles et femelles matures) ressemblent aux saumons kokanis par leur taille et leur couleur dans cette population, et ii) les deux écotypes se reproduisent et produisent une progéniture hybride. Le premier point a été abordé en partie grâce aux informations combinées des mesures de longueur et des analyses des otolithes, qui ont servi à définir les années d'entrée dans l'océan comme moyen de discrimination entre le saumon kokani et le saumon rouge. Cependant, les poissons hybrides F1 ne présentent généralement pas d'anadromie et leur taille se confond avec celle du saumon kokani et du saumon rouge (Chang *et al.* 2022; Veale et Russello 2016). En l'absence de données génétiques, l'identification erronée des géniteurs hybrides comme étant des saumons kokanis ou des saumons rouges peut fausser les estimations de la production de géniteurs-pré-smolts ou les estimations du nombre de géniteurs par adulte, étant donné que la progéniture hybride peut être attribuée à

tort au mauvais écotype parental. De plus amples informations sont nécessaires sur l'ampleur et les tendances de l'hybridation au fil du temps. Dans une étude récente, Chang *et al.* (2022) ont indiqué qu'en 2019, 31 % des géniteurs du lac Skaha étaient des hybrides, sur la base de leur analyse de génotypage en milliers par séquençage (GT-seq).

- Les relevés par chalutage acoustique partent du principe que les poissons échantillonnés (c'est-à-dire capturés) sont représentatifs de ceux qui se trouvent dans le lac. Toutefois, la vitesse relativement lente des chaluts et l'engin conçu pour cibler les poissons juvéniles permettent aux poissons plus grands et plus rapides d'échapper plus facilement à la capture. Les relevés ont donc classé le saumon rouge en classes d'âge en fonction de deux seuils de taille des juvéniles (c.-à-d. longueur à la fourche [LF] < 9 cm = âge 0, et 9 cm < LF < 15 cm = âge 1) (Hyatt *et al.* 2021b), ce qui sous-estime probablement l'abondance des poissons d'âge 1 (Scott Akenhead 2023, Pêches et Océans Canada [retraité], communications personnelles). La composition par âge des pré-smolts dans le lac est essentielle pour attribuer avec précision les abondances de poissons à la bonne remonte, et les erreurs associées peuvent fausser notre compréhension de la production de smolts ou de la survie et de la croissance des juvéniles.

8. CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET AUX OBJECTIFS POTENTIELS DE GESTION

8.1. COMPARAISON DES TROIS MÉTHODES PRÉSENTÉES

Dans ce document, nous avons présenté trois méthodes potentielles permettant de définir des points de référence pour la fraie du saumon rouge dans le bassin de la rivière Okanagan :

1. Les estimations de la capacité de fraie fondées sur les évaluations des cours d'eau qui ont été élaborées pour les trois populations.
2. Les estimations de la capacité productrice fondées sur la bioénergétique et qui ont été élaborées pour les populations des lacs Osoyoos et Skaha.
3. Les modèles géniteurs-recrutement qui ont été ajustés pour la population du lac Osoyoos.

Les estimations de la capacité de fraie reposent sur d'importants travaux sur le terrain qui comprenaient la cartographie de la qualité de l'habitat de fraie sur une grille fine (0,1 par 0,1 mètre), la mesure des niveaux d'eau et la détermination des gradients de segment et de la taille du gravier (O'Sullivan et Alex 2024). Ces relevés ont été mis à jour aussi récemment qu'en 2023 afin de garantir qu'ils contiennent l'estimation la plus récente de la capacité de fraie actuelle, ce qui est particulièrement pertinent dans ce cas d'expansion potentiellement rapide de l'aire de répartition et de la restauration continue de l'habitat. Cette méthode présente l'avantage supplémentaire de pouvoir être appliquée aux trois populations lacustres et n'a pas été touchée par les incertitudes dans les estimations de l'abondance des géniteurs, de l'abondance des juvéniles ou des remontes totales. La population du lac Skaha profite encore de l'apport de poissons d'écloserie et ne présente qu'une courte série chronologique, de sorte que toute modélisation possible du stock-recrutement pourrait ne pas refléter la biologie de la population naturelle autonome qui existera, espérons-le, dans un avenir proche. La population du lac Okanagan est encore plus précoce dans sa recolonisation et sa reconstitution, et nous ne disposons actuellement d'aucune donnée utile sur la population pour estimer à quoi pourrait ressembler une population établie qui se maintiendrait naturellement. La méthode adoptée, fondée sur l'habitat de fraie, ne nécessite pas de données sur la population et peut donc être appliquée uniformément aux trois populations, malgré les grandes différences dans le stade de reconstitution et la quantité de données disponibles pour chacune d'entre elles.

Les estimations de la capacité productrice du lac, basées sur la modélisation des interactions du réseau trophique, présentent certains des mêmes avantages que le modèle de la capacité de fraie, mais nécessitent de nombreuses données sur le zooplancton, ainsi que sur les saumons rouges et kokanis juvéniles et géniteurs, et n'ont donc pas pu être mises en œuvre pour la population du lac Okanagan. Les estimations de la capacité productrice des lacs étaient également fondées sur des aperçus d'un système très dynamique et couvraient une courte période. En outre, les données les plus récentes incluses dans l'analyse datent de 2017. De plus, les estimations de la capacité productrice des lacs ont été déduites sur la base de combinaisons uniques de conditions physiques et biologiques, dont la fréquence de récurrence reste inconnue.

Les modèles RR pour la population du lac Osoyoos ont été ajustés en utilisant une série chronologique relativement courte (seulement 13 années d'éclosion pour le modèle géniteurs-adultes et 9 années d'éclosion pour les modèles géniteurs-smolts). En outre, les estimations des points de référence biologiques basées sur les modèles RR se sont révélées très sensibles aux hypothèses préalables de recharge (c'est-à-dire qu'aucune version des données des modèles RR n'a fourni un signal clair indiquant un déclin du recrutement dépendant de la densité à l'extrémité supérieure des abondances de géniteurs observées). Il a également été constaté que les estimations de référence différaient considérablement selon les modèles géniteurs-adultes et géniteurs-smolts. Les facteurs qui ont contribué à la mauvaise adéquation du modèle comprennent la courte série chronologique après le filtrage de qualité, les incertitudes des estimations (par exemple, l'identification des stocks dans les retours totaux de saumons rouges au barrage Bonneville), les conditions environnementales extrêmes (par exemple, la mortalité très variable pendant la migration des juvéniles vers l'aval) et le manque d'observations pour des abondances de géniteurs plus importantes que la gamme observée. En outre, cette méthode n'a pas pu être appliquée aux trois populations lacustres, car les données étaient insuffisantes pour les populations des lacs Skaha et Okanagan.

Compte tenu de ces difficultés liées aux estimations de la capacité productrice du lac et du faible rendement des ajustements du modèle RR pour la population du lac Osoyoos, nous avons choisi d'utiliser les estimations de la capacité de l'habitat de fraie comme base pour les points de référence biologiques et les points de référence potentiels aux fins de gestion. Toutefois, cela ne signifie pas que les deux autres modèles sont dépourvus d'utilité potentielle. Les résultats du modèle de capacité productrice pour les populations des lacs Okanagan et Skaha ont corroboré l'existence de l'habitat de fraie. Le modèle de capacité productrice du lac semble cadrer avec notre estimation de la capacité de fraie pour la population du lac Skaha (tableau 13). Pour le lac Osoyoos, le modèle lac-alevinage-habitat indique une capacité de fraie plus élevée que l'estimation de la capacité de fraie. Étant donné que le nombre de géniteurs n'a dépassé ces deux estimations de capacité qu'à quelques reprises, cette observation fournit une première indication que nous sommes probablement dans la bonne plage approximative avec les deux valeurs.

Tableau 13. Comparaison des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat en rivière et propres aux populations lacustres.

Lac	Estimation de la capacité de fraie du saumon rouge	Estimation de la capacité de fraie du saumon rouge ajustée au saumon kokani	Estimation de la capacité de fraie du saumon rouge basée sur l'alevinage en lac
Osoyoos	108 977	108 977*	131 619
Skaha	35 998	27 880	30 391
Okanagan	49 569	36 904	S.O.

*On suppose que la capacité de fraie dans le lac Osoyoos n'est pas touchée de manière importante par le saumon kokani.

8.2. BARÈME D'ÉVALUATION

La reconstitution et l'expansion de l'aire de répartition du saumon rouge de l'Okanagan constituent une situation inhabituelle dans le cadre politique évolutif du saumon du Pacifique canadien. Cela crée des défis du point de vue pratique dans la façon dont nous abordons les évaluations de l'état dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage (MPO 2005), les points de référence limites (PRL) dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* modernisée (2019) et les points de référence potentiels pour la gestion (par exemple, les objectifs d'échappée).

Pour illustrer la comparaison des différents niveaux d'agrégation dans la définition des estimations de capacité (et des points de référence potentiels connexes), nous montrons comment l'abondance observée des géniteurs se compare aux estimations de capacité fondées sur l'habitat (et leurs proportions) pour chacune des populations des trois lacs séparément, pour les populations combinées des lacs Osoyoos et Skaha, et pour la somme des trois populations des lacs (et donc pour l'ensemble de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan [OSO]/UGS du saumon rouge de l'Okanagan; tableau 14; figures 22 à 26).

Tableau 14. Points de référence et objectifs potentiels pour trois différents regroupements de saumons rouges dans le bassin versant de la rivière Okanagan. Les estimations du G_{max} fondées sur l'habitat sont présentées sous forme de médianes, avec des limites inférieures et supérieures aux 25^e et 75^e centiles. Le tableau énumère également diverses proportions du G_{max} médian fondé sur l'habitat, qui pourraient être utilisées comme points de référence pour l'état ou points de référence de gestion (par exemple, Med20p correspond à 20 % de la valeur de la colonne médiane). 20 % et 40 % de la valeur médiane du G_{max} peuvent être utilisés comme points de référence inférieurs et supérieurs pour le paramètre de l'abondance relative dans les évaluations de l'état selon la PSS en tant qu'approximations de précaution du G_{gen} et du GRMD à 80 % (Grant et al. 2020, 2011; Grant et Pestal 2013). Par conséquent, une valeur supérieure à 40 % du G_{max} pourrait être utilisée comme objectif de gestion pour se rapprocher d'un objectif de rendement maximal durable lorsque les estimations du GRMD ne sont pas disponibles (par exemple, une fourchette d'objectifs d'échappée couvrant 60 % à 80 % de la médiane de G_{max}).

(a) : Estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat (G_{max})

Regroupement	Inférieur	Médiane	Supérieur
Population du lac Osoyoos	97 549	107 080	118 240
Populations des lacs Osoyoos + Skaha	132 820	143 017	155 293
Populations des lacs Osoyoos + Skaha + Okanagan (UC OSO/UGS du saumon rouge de l'Okanagan)	180 754	192 453	205 588

(b) : Points de référence et objectifs potentiels basés sur les proportions du G_{max} médian fondé sur l'habitat

Regroupement	Med20p	Med40p	Med60p	Med80p
Population du lac Osoyoos	21 416	42 832	64 248	85 664
Populations des lacs Osoyoos + Skaha	28 603	57 207	85 810	114 414
Populations des lacs Osoyoos + Skaha + Okanagan (UC OSO/UGS du saumon rouge de l'Okanagan)	38 491	76 981	115 472	153 962

Population du lac Osoyoos

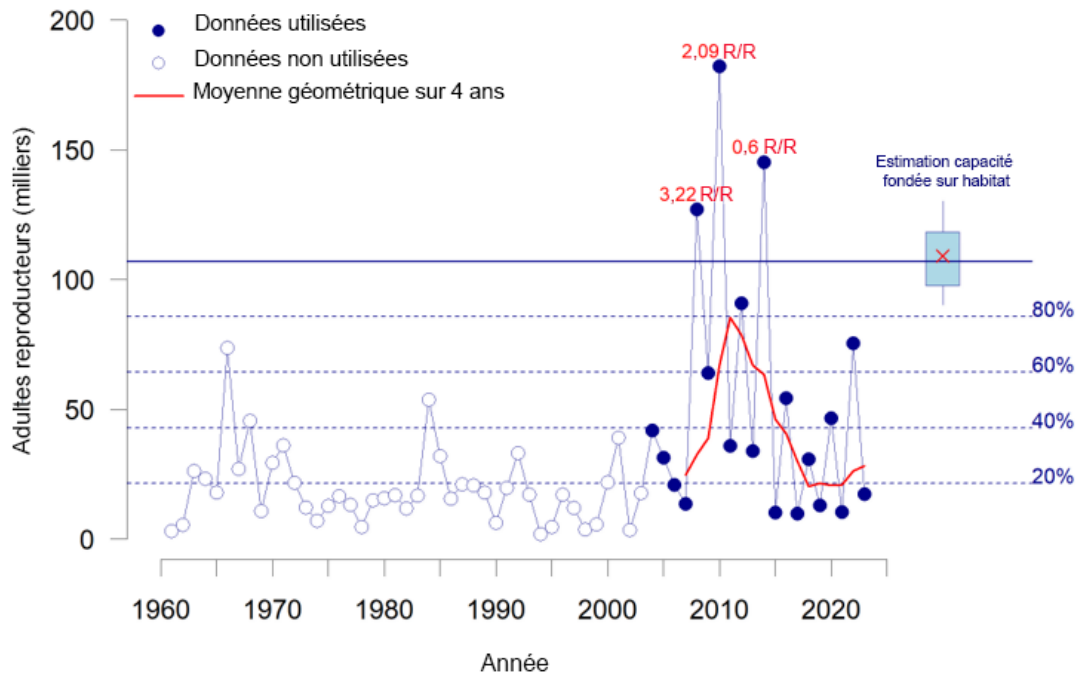


Figure 22. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Osoyoos. La série chronologique montre toutes les estimations de géniteurs disponibles. Seules les estimations commençant par l'année de montaison 2004 (cercles remplis), indiquant la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité d'habitat et ont été utilisées pour la modélisation RR. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.

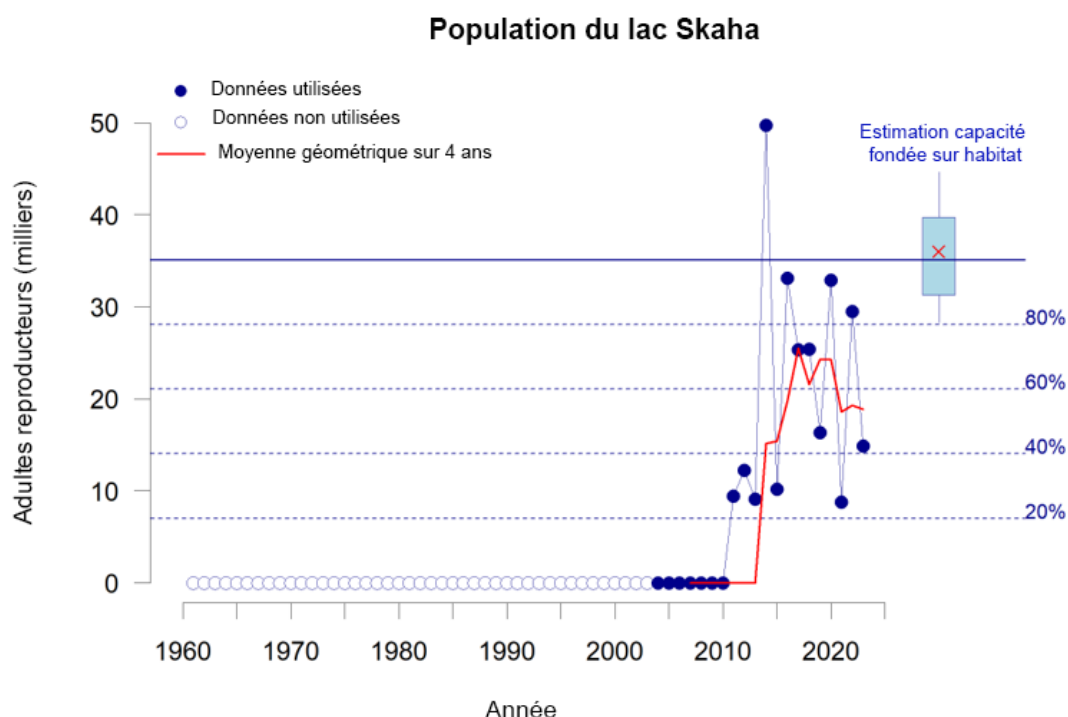


Figure 23. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Skaha. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), qui correspondent à la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 sont des zéros réels, car le lac Skaha et ses affluents n'étaient pas accessibles au saumon rouge. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.

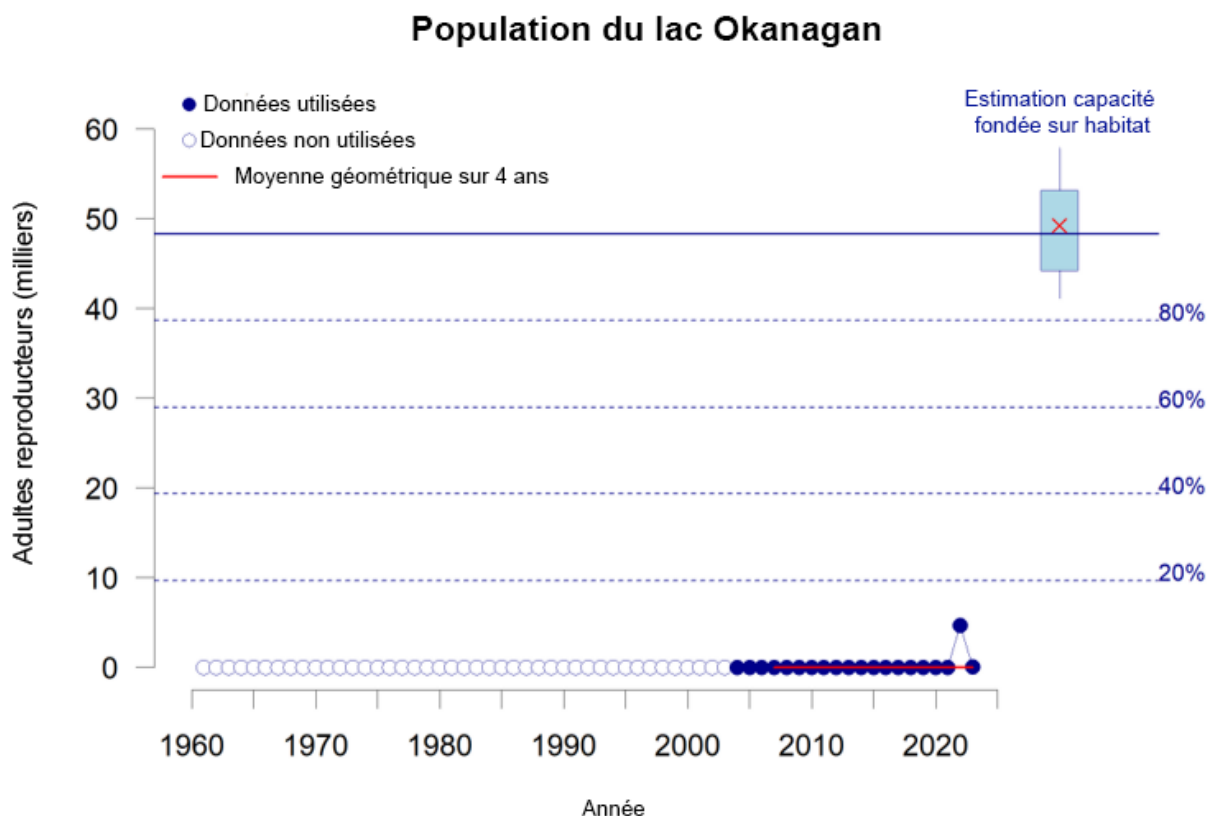


Figure 24. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour la population du lac Okanagan. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles remplis), indiquant la période centrée sur le $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2022 sont des zéros réels, car le lac Okanagan et ses frayères n'étaient pas accessibles au saumon rouge avant cette date. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.

Osoyoos et Skaha combinés

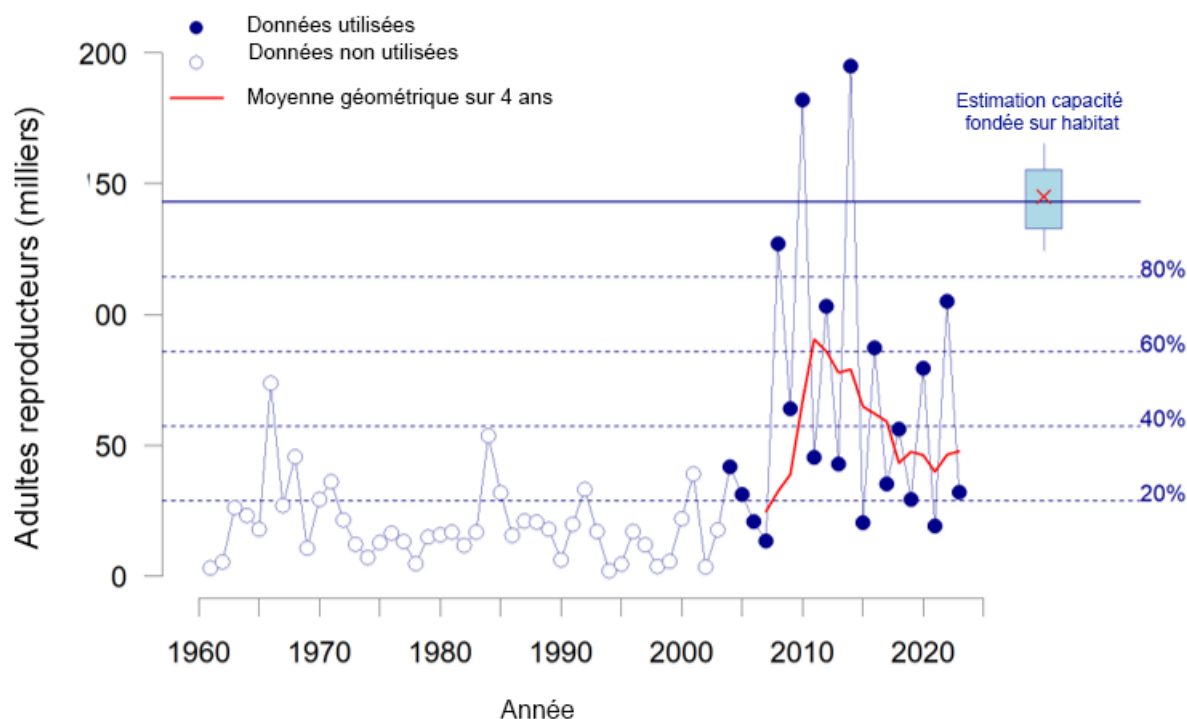


Figure 25. Abondance de géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour l'indicateur combiné des lacs Osoyoos et Skaha. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), c'est-à-dire la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 ne comprennent que les géniteurs de la population du lac Osoyoos, car la population du lac Skaha ne comptait aucun géniteur ces années-là. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales. Il faut également noter qu'avant le libre passage dans le lac Okanagan, les juvéniles issus d'écloseries et relâchés dans les affluents du lac Okanagan devaient retourner en tant que géniteurs adultes principalement dans le canal de Penticton, qui se trouve juste en dessous du lac Okanagan, et qui est également la principale zone de fraie du lac Skaha.

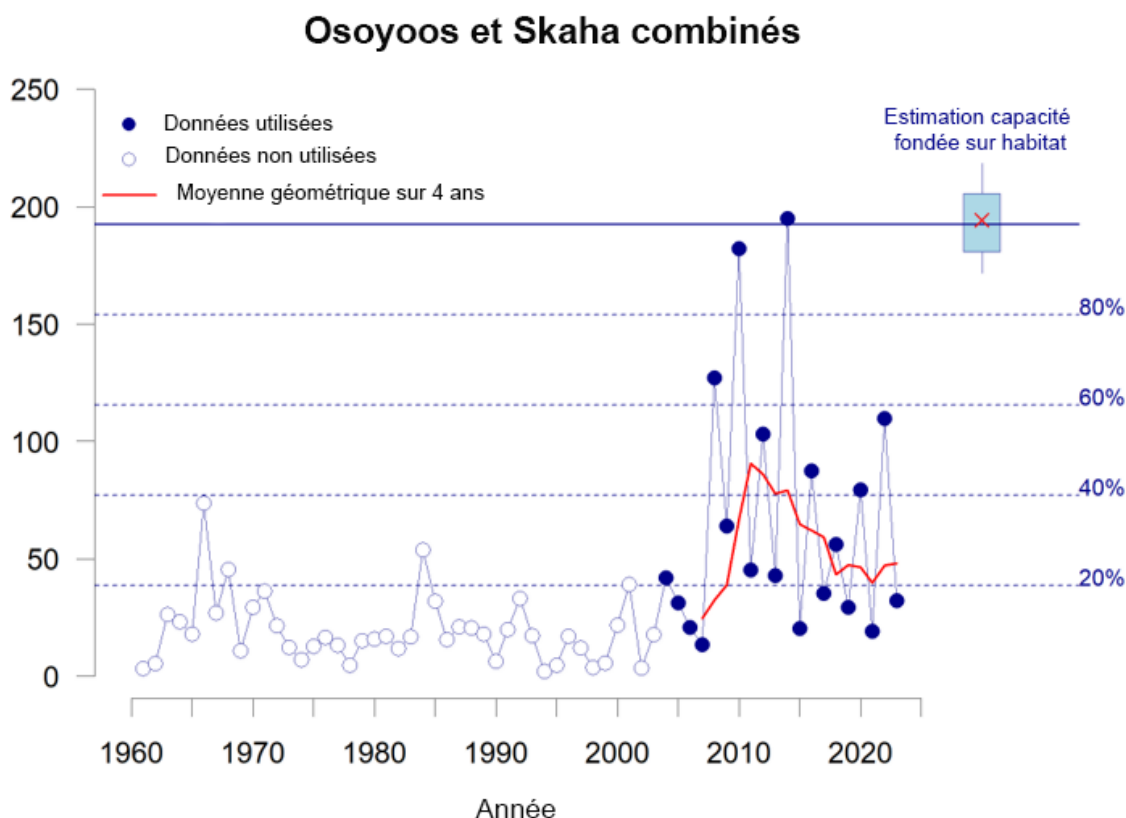


Figure 26. Abondance des géniteurs comparée à l'estimation de la capacité de fraie fondée sur l'habitat pour l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan. La série chronologique présente toutes les estimations disponibles, mais seules les estimations commençant en 2004 (cercles pleins), indiquant la période centrée sur $tmix^w$, sont considérées comme pertinentes pour la comparaison avec les estimations actuelles de la capacité de l'habitat. Les valeurs antérieures à 2011 ne comprennent que les géniteurs de la population du lac Osoyoos. Les valeurs de 2011 à 2021 incluent les géniteurs des populations des lacs Osoyoos et Skaha. Les valeurs à partir de 2022 incluent les géniteurs des populations des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan. La ligne continue rouge représente la moyenne géométrique sur quatre ans. Le diagramme en boîte pour la capacité d'habitat montre la médiane (ligne horizontale), la moyenne (x rouge), les 25^e et 75^e centiles (boîte), et les 10^e et 90^e centiles (moustaches). Les lignes horizontales en pointillé marquent les points de référence et les objectifs potentiels définis en matière de pourcentage de la médiane des estimations de la capacité de fraie fondées sur l'habitat (axe secondaire des y). Le tableau 14 énumère les valeurs propres à chacune des lignes de référence horizontales.

9. ÉTAT EN VERTU DE LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE

9.1. ÉTAT DE L'UGS DE L'UC DU SAUMON ROUGE POUR LES LACS OSOYOOS, SKAHA ET OKANAGAN

Les évaluations de l'état dans le cadre de la PSS sont appliquées au niveau de l'UC et se concentrent généralement sur quatre paramètres normalisés : l'abondance relative, l'abondance absolue, la tendance à long terme et le pourcentage de changement sur trois générations (MPO 2016, 2015; Grant *et al.* 2020, 2011; Grant et Pestal 2013; Holt 2009; Holt *et al.* 2009). Pour le paramètre de l'abondance relative, les estimations du G_{gen} et de 80 % du G_{RMD} propres à l'UC sont utilisés comme points de référence inférieur et supérieur, respectivement, lorsque des

modèles RR de qualité suffisante peuvent être estimés. Il est également possible d'utiliser d'autres méthodes pour obtenir une approximation de ces points de référence. Des points de référence basés sur la superficie du bassin versant sont couramment utilisés pour le saumon chinook, en supposant une relation empirique entre la superficie du bassin versant, le G_{RMD} et le G_{eq} (Parken *et al.* 2006). Par ailleurs, les valeurs correspondant à 20 % et 40 % du G_{max} (Grant *et al.* 2020, 2011; Grant et Pestal 2013) ou des centiles propres à la distribution des abondances de géniteurs observées (Holt *et al.* 2018) ont servi à approximer les points de référence biologiques inférieur et supérieur. Dans les cas où les estimations de l'abondance des géniteurs ne sont pas disponibles pour l'ensemble de l'UC, les évaluations de l'état peuvent être basées sur des systèmes d'indicateurs au sein de l'UC. Par exemple, les récentes évaluations de l'état du saumon chinook de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) ont utilisé un sous-ensemble de sites de fraie (uniquement ceux où l'INP est supérieur à 51 %) et ont utilisé des estimations de référence fondées sur l'habitat pour ces sites comme base pour le paramètre de l'abondance relative (C.A. Holt *et al.* 2023; K.R. Dewing *et al.* 2023)

Pour être cohérent avec les travaux précédents, le choix du niveau d'agrégation à utiliser pour évaluer l'état des UC devrait être guidé par la qualité des données et le niveau d'influence de l'écloserie. Cependant, il n'y a pas de précédent dans les évaluations de l'état de la PSS pour gérer une situation comme les réintroductions très récentes dans les lacs Skaha et Okanagan. Nous avons choisi d'utiliser la série chronologique combinée des lacs Osoyoos et Skaha comme base pour l'évaluation de l'état, parce qu'elle capture presque tous les géniteurs naturels dans l'UC au cours des dernières années. Cette série chronologique combinée présente des estimations cohérentes des géniteurs à partir de 2012, de sorte que 2015 est la première moyenne générationnelle de quatre ans disponible pour l'évaluation de l'état. Une fois qu'une population autonome frayant naturellement sera pleinement établie dans le lac Okanagan, la série chronologique utilisée pour l'évaluation de l'état des stocks devra être reconsidérée.

Un modèle normalisé permettant de résumer les informations sur l'état des UC est en cours d'élaboration par le Programme sur l'état du saumon du MPO (Sue Grant, Pêches et Océans Canada, Direction générale des sciences, région du Pacifique, Vancouver, C.-B., communication personnelle). Les éléments clés du modèle sont inclus dans l'ANNEXE C, mais il convient de noter que la plupart des informations requises pour le modèle ont déjà été couvertes ailleurs dans ce document et ne seront pas répétées ici.

Des points de référence propres à la population sont disponibles pour le paramètre de l'abondance relative, en utilisant 20 % et 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat. Ceci est conforme aux évaluations précédentes de l'état de l'UC du saumon rouge de la rivière Chilliwack-DE, où la série chronologique géniteurs-recrues était trop courte pour permettre l'ajustement des modèles RR, mais une estimation du G_{max} était disponible à partir d'études sur la production en eau douce (Grant *et al.* 2020, p. 160). Le paramètre de l'abondance absolue s'applique dans notre cas, car la série chronologique combinée pour les lacs Osoyoos et Skaha capture presque tous les géniteurs dans l'UC. Les mesures de tendance sont applicables compte tenu de la qualité des estimations, mais la série chronologique des géniteurs, dont la qualité est contrôlée, n'a commencé qu'en 2012, de sorte qu'il n'y a pas encore assez d'années pour calculer la tendance à long terme, et le pourcentage de changement sur trois générations n'était disponible que pour 2023.

Lorsqu'elles sont disponibles, les déterminations de l'état sont généralement basées sur le paramètre de l'abondance relative, en comparant les meilleures séries chronologiques de géniteurs disponibles aux points de référence biologiques inférieur et supérieur. L'abondance moyenne des géniteurs d'une génération à l'autre était légèrement supérieure à 40 % du G_{\max} fondé sur l'habitat plus un tampon de 10 % pour 2015, ce qui a entraîné un état « vert » pour cette année. Elle est ensuite passée sous ce seuil, mais est restée au-dessus de 20 % du G_{\max} , ce qui a entraîné un état « ambre » à partir de 2016. Le statut pour 2023 est « ambre » avec un niveau de confiance élevé.

9.2. PRISES ET ÉTAT

L'augmentation du nombre de saumons rouges remontant le fleuve Columbia (principalement des saumons rouges de la rivière Okanagan) à partir de 2008 (figure 6) a entraîné une augmentation des prises; cependant, les taux de récolte ont été décalés de quelques années (tableau 15), ce qui a donné aux poissons l'occasion de se rétablir partiellement. Néanmoins, les taux de récolte depuis lors ont, en moyenne, continué à être élevés même lorsque l'abondance des saumons rouges de l'UC OSO en montaison a diminué après 2017 (figure 6). En fait, les prises ont été élevées même si l'état de l'ensemble de l'UC OSO est « ambre » depuis 2016 (tableau 15). Les prises au cours de ces années s'élevaient en moyenne à 64 254 (étendue de 4 185 à 175 863), avec un grand nombre d'années récentes où le nombre de prises était supérieur à l'abondance des géniteurs (tableau 15). En outre, même si l'état de l'ensemble de l'UC OSO fondé sur l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs était « ambre » de 2016 à aujourd'hui, certaines de ces années (c'est-à-dire 2015, 2019, 2021 et 2023), l'abondance annuelle des géniteurs était inférieure ou proche du point de référence inférieur pour le paramètre de l'abondance relative (figure C1 dans l'ANNEXE C). Néanmoins, les captures au cours de ces quatre années se sont élevées en moyenne à 24 343 (étendue de 4 185 à 53 022). La figure 27 montre le nombre de géniteurs, les prises, la taille de la remonte, le taux de récolte et le taux de mortalité total pour la population de saumons rouges du lac Osoyoos ainsi que pour l'ensemble de l'UC OSO.

Tableau 15. Comparaison de l'abondance des géniteurs, de l'état et des prises pour l'UC OSO. Il est à noter que les estimations des géniteurs avant 2011 incluent uniquement la population du lac Osoyoos, les estimations de 2011 à 2021 incluent les populations du lac Osoyoos et du lac Skaha, et les estimations depuis 2022 incluent les trois populations lacustres. Les évaluations de l'état ont utilisé l'abondance combinée des géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha et ont commencé en 2012 pour s'assurer que la série chronologique était cohérente, car l'estimation des géniteurs du lac Skaha en 2011 est considérée comme très incertaine. Il convient de noter que les données antérieures à 2004 (période précédant le rétablissement) peuvent ne pas être directement comparables aux données postérieures à 2004 (période centrée sur le t_{mix}^w) en raison de changements dans la structure du stock, la gestion de l'eau et les méthodes d'évaluation du stock.

Année	Géniteurs	Moyenne géométrique sur quatre ans pour les géniteurs	État	Prises
1980	15 807	—	—	443
1981	16 938	—	—	1 330
1982	11 703	—	—	595

Année	Géniteurs	Moyenne géométrique sur quatre ans pour les géniteurs	État	Prises
1983	16 761	15 138	—	1 498
1984	53 721	20 554	—	28 575
1985	31 946	24 087	—	48 531
1986	15 472	25 829	—	6 818
1987	21 090	27 356	—	45 023
1988	20 653	21 541	—	37 950
1989	17 947	18 649	—	937
1990	6 261	14 874	—	714
1991	19 738	14 630	—	1 663
1992	33 184	16 471	—	1 538
1993	17 151	16 286	—	2 460
1994	1 977	12 207	—	217
1995	4 581	8 473	—	329
1996	17 035	7 172	—	1 125
1997	11 996	6 559	—	1 544
1998	3 708	7 676	—	263
1999	5 648	8 088	—	642
2000	21 838	8 606	—	2 502
2001	39 024	11 558	—	6 333
2002	3 560	11 441	—	728
2003	17 753	15 234	—	989
2004	41 791	17 918	—	3 698

Année	Géniteurs	Moyenne géométrique sur quatre ans pour les géniteurs	État	Prises
2005	31 260	16 951	—	2 405
2006	20 819	26 360	—	1 166
2007	13 490	24 611	—	1 313
2008	126 972	32 493	—	9 729
2009	64 024	38 871	—	25 399
2010	182 122	66 851	—	68 857
2011	45 326	90 509	—	21 544
2012	103 098	85 916	—	153 471
2013	42 930	77 746	—	24 026
2014	194 937	79 079	—	119 878
2015	20 415	64 783	Vert	74 407
2016	87 371	62 157	Ambre	101 981
2017	35 257	59 172	Ambre	12 079
2018	56 175	43 354	Ambre	51 613
2019	29 251	47 432	Ambre	4 185
2020	79 399	46 311	Ambre	87 201
2021	19 231	39 799	Ambre	28 086
2022	109 644	47 042	Ambre	175 864
2023	32 144	48 164	Ambre	53 022

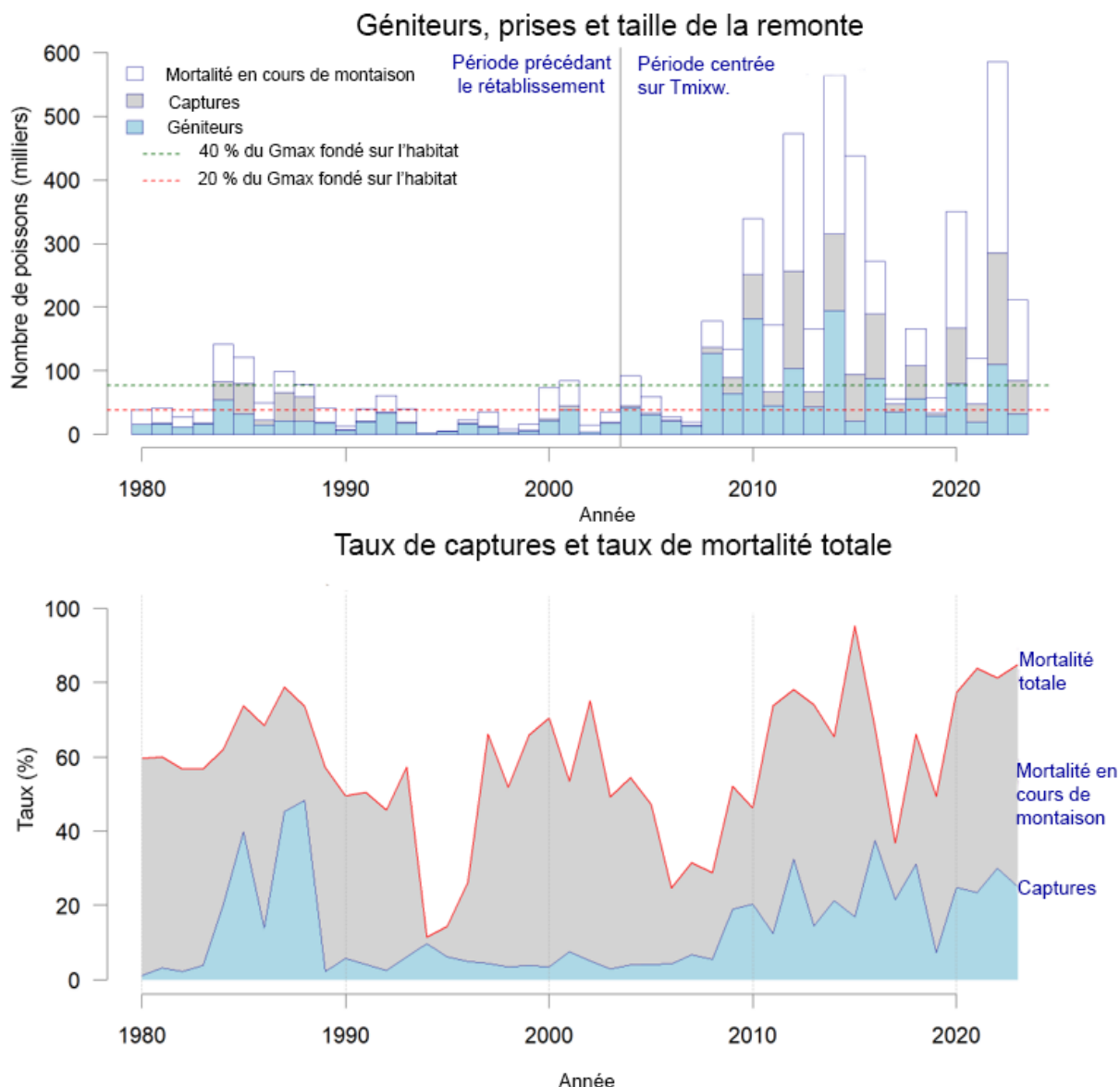


Figure 27. Résumé des géniteurs, des captures, de la taille de la remonte, du taux de capture et du taux de mortalité totale pour l'UC de saumon rouge Osoyoos-Skaha-Okanagan. (A) Les barres empilées montrent la proportion annuelle de la remonte totale qui a atteint les frayères, a été capturée en rivière ou est supposée avoir été perdue au cours de la migration vers l'amont en raison d'autres sources de mortalité. L'abondance annuelle des géniteurs peut être comparée aux points de référence inférieur et supérieur fondés sur l'habitat, mais il convient de noter que les désignations de l'état dans le tableau 15 utilisent des moyennes géométriques sur 4 ans. (B) Les zones ombrées montrent les composantes de la mortalité totale liées au taux de capture annuel et à la mortalité en cours de montaison (ligne rouge).

9.3. POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE POUR L'UGS DU SAUMON ROUGE DE L'OKANAGAN FONDÉ SUR L'ÉTAT DE L'UC

Les points de référence limite prévus par les *dispositions relatives aux stocks de poissons* de la *Loi sur les pêches* modernisée du MPO (2019) sont évalués au niveau des UGS, qui comprennent une ou plusieurs UC, et qui servent à déclencher la mise en œuvre de plans de

rétablissement. La démarche recommandée pour évaluer si une UGS du saumon du Pacifique est tombée en dessous de son PRL repose sur l'état selon la PSS des UC qui la composent. Lorsqu'une UC se trouve dans la zone d'état « rouge », nous recommandons que l'UGS soit considérée comme étant en dessous de son PRL (C.A.). Holt *et al.* 2023; K.R. Dewing *et al.* 2023. Par conséquent, dans des cas comme celui du saumon rouge de l'Okanagan, où l'UGS ne comprend qu'une seule UC, c'est le statut de l'UC qui détermine si l'UGS est au-dessus de son PRL.

Sur la base de ces données, l'UGS n'est pas considérée comme étant en dessous du PRL, étant donné que l'état 2023 était « ambre ». Cependant, de graves menaces futures ont été définies pour l'UC (section 11.1). Nous recommandons donc que l'état de l'UC du saumon rouge de l'OSO (et donc aussi l'état de l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan par rapport à son PRL) soit revu chaque année. Les mises à jour annuelles doivent comprendre une actualisation de la série chronologique des géniteurs, un nouveau calcul des paramètres normalisés et une nouvelle application de l'algorithme d'état. Étant donné que notre point de référence actuel pour l'abondance relative est basé sur le modèle de capacité de fraie, si des changements substantiels interviennent au niveau de l'habitat, il conviendrait également de réexaminer ce modèle. Si cette mise à jour de routine permet de définir un changement radical dans l'un des paramètres ou un changement de l'état, il convient de procéder à une évaluation plus détaillée du statut.

Les changements observés dans l'abondance des géniteurs pour les populations composant l'UC fournissent un contexte important pour l'évaluation de l'état au niveau de l'UC. La forte diminution des géniteurs du lac Osoyoos depuis 2010 est une tendance préoccupante qui doit être suivie de près. D'autre part, la réintroduction d'une population autonome de saumons rouges dans le lac Skaha est une réussite importante et doit être soulignée dans les discussions sur l'état de cette UGS. De même, si une population reproductrice autonome peut être établie dans le lac Okanagan, cela constituerait un élément important du tableau de la situation de l'état de cette UC.

10. POINTS DE RÉFÉRENCE POTENTIELS DE GESTION POUR L' UGS DU SAUMON ROUGE DE L' OKANAGAN

10.1. OBJECTIFS POTENTIELS DE GESTION POUR LES POPULATIONS DE SAUMON ROUGE DE L'OKANAGAN ET L'UGS

La façon dont les points de référence de gestion s'alignent sur les délimitations des UC et des stocks est très variable parmi les saumons du Pacifique au Canada. Récemment, une UGS a été définie comme un groupe d'une ou plusieurs UC et a pour but de faire correspondre plus étroitement la gestion à la structure des UC, qui est déterminée par des considérations biologiques (génétique, cycle de vie, écotype). Par exemple, les règles de pêche fondées sur l'abondance pour le saumon rouge du fleuve Fraser étaient auparavant précisées pour quatre groupes de gestion, principalement délimités en fonction du moment de la montaison, qui ont depuis été définis comme quatre UGS. Cependant, les objectifs d'échappée du saumon keta sont généralement fixés pour des réseaux hydrographiques individuels au sein d'une UC (MPO 2023a), ce qui se traduit par de multiples objectifs de gestion distincts pour les composantes d'une UGS.

Compte tenu de l'expansion continue de l'aire de répartition et de la différence observée dans les tendances des géniteurs pour les populations des lacs Osoyoos et Skaha, nous avons fourni

des points de référence potentiels de gestion pour les trois populations lacustres séparément, ainsi que pour l'ensemble de l'UGS, sur la base de proportions de rechange des estimations de la capacité de l'habitat de fraie (censée être une approximation du G_{\max}).

Une fourchette cible pour guider la définition d'un objectif d'échappée pour chaque population lacustre pourrait être basée sur un objectif de rendement maximal durable (RMD). Avec les informations disponibles, le G_{RMD} pourrait être approximativement égal à 50 % du G_{\max} fondé sur l'habitat, étant donné que la valeur de 40 % du G_{\max} a été utilisée pour approximer 80 % du G_{RMD} (Grant *et al.* 2020, 2011; Grant et Pestal 2013), et la fourchette cible pourrait s'étendre sur 10 % de part et d'autre (c'est-à-dire de 40 % à 60 % du G_{\max} fondé sur l'habitat). Par ailleurs, une fourchette cible pour chaque population lacustre pourrait être fixée entre 90 % et 110 % de l'estimation du G_{\max} fondé sur l'habitat, ce qui correspondrait à un objectif de maximisation de la production totale.

Lors de l'agrégation de points de référence entre populations, il est important de connaître le niveau de covariation des populations qui les composent. Si les populations composantes sont parfaitement corrélées et que la composition actuelle du stock correspond à la taille relative des points de référence propres à la population, la simple addition des points de référence peut suffire à générer un point de référence agrégé. Toutefois, si les populations composantes varient indépendamment les unes des autres, un point de référence agrégé plus élevé est nécessaire pour obtenir une probabilité élevée que toutes les populations composantes atteignent simultanément leurs points de référence individuels. Comme deux des populations sont à des étapes de réintroduction différentes, nous ne sommes pas encore en mesure de déterminer le niveau de covariation entre les populations lacustres. Par conséquent, si des points de référence agrégés pour l'ensemble de l'UGS sont nécessaires à des fins de gestion, les points de référence cibles doivent être plus élevés que la somme des points de référence cibles des lacs individuels. Par conséquent, la fourchette cible du G_{RMD} pour l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan pourrait être fixée entre 50 % et 70 % de l'estimation du G_{\max} fondé sur l'habitat pour l'UGS, ce qui fournirait un tampon de 10 % au-dessus de la somme des valeurs propres aux lacs, afin de tenir compte de la composition variable des stocks. De même, une fourchette cible comprise entre 100 % et 120 % de l'estimation du G_{\max} fondé sur l'habitat pour l'UGS fournirait un tampon de 10 % au-dessus de la somme des valeurs de G_{\max} propres aux lacs.

Le tableau 16 énumère les valeurs numériques pour chacune de ces fourchettes cibles potentielles. Il convient de noter que si la population bien établie du lac Osoyoos et la population en croissance rapide du lac Skaha ont atteint ou dépassé les valeurs estimées de la capacité au cours des dernières années, la composante du lac Okanagan n'en est qu'au début de son rétablissement et il est donc peu probable qu'elle atteigne l'un de ces points de référence potentiels de gestion dans un avenir proche.

Tableau 16. Exemples de points de référence potentiels de gestion pour le saumon rouge de l'Okanagan dans le bassin versant de la rivière Okanagan. Les fourchettes cibles utilisent des proportions de recharge de l'estimation médiane du G_{max} fondé sur l'habitat, arrondies au millier le plus proche. Pour les lacs individuels, l'objectif approximatif du G_{RMD} est fixé de 40 % à 60 % de l'estimation du G_{max} fondé sur l'habitat, et l'objectif du G_{max} est fixé de 90 % à 110 % du G_{max} fondé sur l'habitat. Pour l'UGS globale, des pourcentages plus élevés sont utilisés pour tenir compte de la composition variable du stock (50 à 70 % pour le G_{RMD} , 100 à 120 % pour le G_{max}). Remarque : le rendement de ces exemples d'objectifs potentiels n'a pas été testé dans le cadre d'une simulation avancée.

Regroupement	Objectif approximatif du G_{RMD}	Objectif G_{max}
Lac Osoyoos	43 000 à 64 000	96 000 à 118 000
Lac Skaha	14 000 à 21 000	32 000 à 39 000
Lac Okanagan	19 000 à 29 000	43 000 à 53 000
UGS du saumon rouge de l'Okanagan	96 000 à 135 000	192 000 à 231 000

10.2. UNE AUTRE VISION DES POINTS DE RÉFÉRENCE

L'ONA croit fermement que nous devons apprendre des saumons et les respecter (Shayla Lawrence, biologiste des pêches, Okanagan Nation Alliance, Westbank, C.-B., communications personnelles 2024). « Connaissez la façon de faire de ceux qui prennent soin de vous, afin que vous puissiez prendre soin d'eux. Soyez responsable en tant que personne qui vient demander la vie. Demandez la permission avant de prendre. Respectez la réponse. Ne prenez jamais le premier. Ne prenez jamais le dernier. Ne prenez que ce dont vous avez besoin. Ne prenez que ce qui vous est donné. Pêchez de manière à minimiser les dommages. Utilisez vos prises de manière respectueuse. Partagez. Remerciez pour ce que vous avez reçu. Soutenez ceux qui vous soutiennent et la terre durera éternellement » [traduction] (Kimmerer 2015).

L'ONA comprend que le saumon rouge savait que les objectifs actuels d'échappée (35 500) étaient inexacts. Les saumons de ces 15 dernières années nous l'ont montré avec des remontes beaucoup plus importantes. Nous devons apprendre d'eux. Le saumon rouge est un parent, et comme nos parents, nous voulons qu'il vive une vie pleine et entière. Le saumon n'existe pas seulement pour les humains; il nourrit aussi la terre, les plantes, l'eau, les ours et les oiseaux. L'histoire des quatre chefs raconte à l'ONA que le chef *nitytix*, ainsi que tous les chefs, ont sacrifié leur vie pour que le peuple soit. Le saumon nourrit non seulement la population, mais aussi l'ensemble de l'écosystème, et ce depuis des temps immémoriaux. Ainsi, une limite inférieure appropriée du nombre de saumons rouges dans le bassin de l'Okanagan devrait d'abord prendre en compte le nombre de saumons rouges nécessaires pour nourrir l'ensemble des *tmx^wulax^w* (terres) et des *tmix^w* (tous les êtres vivants) dans le bassin versant de l'Okanagan.

Le chef héréditaire de la bande indienne d'Osoyoos, le chef Baptiste Cheanut (cianut Batiste George), a écrit à la Commission royale des affaires indiennes en 1914 : « Nous vous avons parlé de nos problèmes lorsque votre commission était ici le 9 octobre... Les Indiens ont besoin de poisson tous les jours, peu de temps après que nous ayons pris la terre (interprété comme le système de réserve), quelqu'un nous enlève la rivière (interprété comme l'expropriation de la réserve de Haynes) ». Le chef cianut nous rappelle que les Syilx de l'Okanagan n'ont jamais accepté d'être séparés de la rivière, et ses paroles soulignent l'importance du poisson pour la communauté des Syilx. La Nation Okanagan a choisi d'être en phase de rétablissement jusqu'à ce que le saumon rouge de l'Okanagan soit autorisé à rentrer chez lui (sur son territoire traditionnel) en nombre suffisant pour permettre aux membres de la Nation d'avoir accès à leur

nourriture traditionnelle. La Nation Okanagan se comporte différemment des gouvernements, car nous voulons que le saumon soit là pour de nombreuses générations à venir.

11. CONSIDÉRATIONS POUR L' Avenir

11.1. CLIMAT FUTUR

11.1.1. Répercussions sur la migration et la survie des adultes

Les changements climatiques à venir constituent une importante menace pour la migration des saumons rouges adultes de l'Okanagan et le succès de la fraie qui s'ensuit. Le long du couloir de migration du saumon rouge de l'Okanagan, trois vulnérabilités majeures liées aux changements climatiques sont susceptibles d'avoir des effets disproportionnés sur la migration des saumons rouges adultes. Il s'agit notamment : 1) des tronçons les plus chauds du cours principal du fleuve Columbia, associés aux réservoirs situés derrière les barrages Bonneville, The Dalles, John Day et McNary dans le cours inférieur du fleuve Columbia; 2) de la température du lac Pateros (également appelé bassin Wells), qui forme le bassin d'admission du barrage de Wells, où les saumons rouges adultes se tiennent souvent avant d'entrer dans le bassin versant de la rivière Okanogan en raison d'une barrière thermique située dans ce dernier (Hyatt *et al.* 2003; 2020); et 3) la rivière Okanogan (WA), longue de 115 km, dans laquelle les températures de l'eau en été sont généralement supérieures de 3 à 5 °C à celles du lac Pateros et constituent une barrière thermique à la migration (Hyatt *et al.* 2020; Stiff *et al.* en cours de préparation)¹³. Le lac Osoyoos est un autre endroit qui peut être touché négativement par les augmentations de température, étant donné sa faible profondeur et sa tendance à la stratification et au développement d'un hypolimnion hypoxique profond (Cohen et Kulkarni 2001; Hyatt *et al.* 2003; Hyatt et Rankin, 1999; Nelitz *et al.* 2007).

Le passage des saumons rouges adultes dans le cours inférieur du fleuve Columbia se concentre principalement entre juin et juillet. En juin, les températures moyennes journalières de l'eau dépassent rarement 18 °C dans le réservoir Bonneville, mais atteignent une moyenne de 20 °C en juillet en raison du réchauffement saisonnier (CBR-DART). Une analyse des données historiques montre que les températures de l'eau en juillet dans le cours inférieur du fleuve Columbia ont augmenté de 2,6 °C depuis 1949 (USEPA 2018). On sait que l'augmentation de la fréquence des journées avec des conditions thermiques élevées de cette ampleur a des répercussions négatives sur la vitesse et la période de migration, la condition physique, la répartition spatiale et les profils de maladie du saumon rouge en migration (Martins *et al.* 2012; Miller *et al.* 2014; Quinn *et al.* 1997). Ces répercussions liées à la température ont très probablement touché négativement les saumons rouges adultes dans le bras principal du fleuve Columbia en 2015, lorsque les températures de Bonneville en juin étaient supérieures de 3,4 °C à la moyenne décennale. Cette année-là, 61 % de la remonte totale a été exposée à des températures supérieures à 20 °C. Lors des années fraîches et humides, le pourcentage de saumons rouges exposés à des températures de 20 °C à Bonneville est en moyenne de 0,1 % de la remonte (par exemple, 1993, 1999, 2011 et 2012). Elle augmente généralement de 10 à 20 % lors des années de fort El Niño (1987, 1992, 1998) (CBR-DART). En 2015, la mortalité

¹³ Stiff, H.W., Hyatt, K.D., Stockwell, M.M. et Ogden, A.D. En preparation. Trends in Water Temperature Exposure Indices for Adult Salmon Migration and Spawning in the Okanagan Watershed, 2010-2099. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.

des saumons rouges entre les barrages Bonneville et McNary était environ deux fois plus élevée que la moyenne pluriannuelle enregistrée entre 2006 et 2014 (Fryer *et al.* 2017), avec des mortalités massives de saumons enregistrées en plusieurs endroits du bassin (NOAA 2016). Une estimation finale du pourcentage de saumons rouges de l'Okanagan ayant atteint les frayères à partir de l'embouchure du fleuve Columbia était inférieure à 5 % cette année-là (Fryer *et al.* 2017; Hyatt *et al.* 2020).

Les projections du modèle climatique mondial (MCM) à échelle réduite¹⁵ (Abatzoglou et Brown 2012) de la température moyenne journalière de l'air sur des sites clés le long du couloir de migration de la rivière Okanogan (Hyatt *et al.* 2020) suggèrent que d'ici 2040-2069, l'augmentation potentielle de la température en juillet et août dans le cours inférieur de la rivière Okanogan (près de Malott, Washington) sera de 3 à 5 °C par rapport à la période de référence 1971-2000, quel que soit le scénario d'émissions (c.-à-d. trajectoire de concentration représentative 4,5 ou 8,5) (Stiff *et al.* en cours de préparation)¹³. En outre, les augmentations prévues des températures de l'eau entraîneront également une augmentation du nombre de jours et de la durée des périodes où la rivière Okanogan dépassera les seuils de température de l'eau qui causent un stress (c'est-à-dire 18 °C) ou la mortalité (24 °C) chez le saumon (Cooke *et al.* 2004; Hinch *et al.* 2012; Hinch et Martins 2011). En ce qui concerne la migration vers l'amont, les prévisions ont montré qu'au cours de la période 2040-2069, le nombre médian de dates entre juin et août où les températures de la rivière Okanogan dépasseront le seuil de 22 °C, qui bloque la migration vers l'amont, devrait atteindre 43 à 51 jours par rapport à < 20 jours au cours de la période de référence (1971-2000). En outre, les projections indiquent que la durée médiane de ces événements de « barrière thermique » pourrait passer de 10 jours par événement (au cours de la période de référence) à environ 20 jours (étendue : 12 à 42 jours) pour la période 2040-2069. On s'attend donc à ce que la migration naturelle soit entravée pendant de nombreuses années en raison des températures estivales élevées de l'eau dans la rivière Okanogan (Alexander *et al.* 1998; Chapman *et al.* 1995).

L'affluent de la rivière Similkameen, qui fournit 75 à 80 % du débit de la rivière Okanogan pendant le pic de crue en mai-juin depuis la chaîne enneigée des Cascades à l'ouest, exerce une influence déterminante sur la température dans le bassin versant de la rivière Okanogan. Cet afflux exerce un fort effet de refroidissement sur le cours inférieur de la rivière Okanogan¹⁶ en juin (et à nouveau en automne), maintenant généralement des températures inférieures de 3 à 4 °C à celles du cours supérieur de la rivière Okanogan (c.-à-d. en amont du confluent avec la

¹⁴ Les estimations de la « survie » des saumons rouges adultes entre les barrages (c'est-à-dire les taux de conversion des dénombrements) entre les barrages Bonneville et Wells étaient en moyenne de 60 % entre 2006 et 2017, mais ont chuté à 29 % en 2015 (Fryer *et al.* 2018).

¹⁵ Fondé sur des séries chronologiques de températures de l'air du MCM (1^{er} janvier 1950 au 31 décembre 2099) provenant d'un ensemble de 20 MCM CMIP5 obtenus à partir du portail de données du laboratoire de climatologie de l'Université de Californie, en utilisant une méthode modifiée d'analogues construits adaptatifs multivariés (MACA v2) pour la réduction d'échelle et la correction des biais des données du MCM (Abatzoglou et Brown 2012). Les données de température de l'air du MCM corrigées pour tenir compte des biais et mises à l'échelle ont été statistiquement converties en température de l'eau au moyen d'un modèle de régression non linéaire (Hyatt *et al.* 2015, 2020; Stiff *et al.* non publié).

¹⁶ Rivière Okanogan à Malott, WA (USGS 12447200) – Températures moyennes de l'eau en juin : 16,2 ± 3,2 °C (2008-2021).

rivière Similkameen)¹⁷ jusqu'à ce que les débits de crue diminuent, généralement à la mi-juillet (Stiff et al. en cours de préparation)¹³. Les saumons rouges adultes peuvent se réfugier dans le cours inférieur de la rivière Similkameen lorsque les conditions de température dans les cinq à dix derniers kilomètres de la rivière Okanogan interdisent le déplacement en amont vers le lac Osoyoos (Fryer et al. 2017). Cependant, les années où les précipitations hivernales sont faibles et/ou le printemps chaud, les niveaux d'accumulation de neige sont réduits et/ou la crue printanière se termine tôt (p. ex. 2015, 2016, 2019, 2021), ce qui limite l'effet de refroidissement des débits de la rivière Similkameen à la fin du printemps et au début de l'été sur les températures de l'eau de la rivière Okanogan (Fryer et al. 2017). Les prévisions climatiques ont montré que les températures de l'eau de juillet à août qui sont actuellement tolérables dans la rivière Similkameen (médiane < 18-19 °C) dépasseront probablement 20 °C d'ici les années 2050 (Stiff et al. en cours de préparation)¹³. Il est probable qu'avec le réchauffement climatique, le milieu de la montaison des adultes ne persistera pas.

Enfin, il faut également tenir compte des répercussions à venir que les changements climatiques pourraient avoir sur la survie en mer du saumon rouge de l'Okanagan. Bien qu'il n'y ait pas d'études précises qui quantifient ces répercussions, nous savons que la survie en mer est un facteur clé qui a touché le rétablissement du saumon rouge dans le bassin de la rivière Okanogan (Murauskas et al. 2021). D'après les conclusions de Hinch & Martins (2011), la majorité des stocks de saumons rouges du Pacifique évalués devraient connaître une diminution possible de la survie des individus immatures dans l'océan et une diminution très probable de la survie des adultes qui remontent.

11.1.2. Répercussions sur la fraie, l'incubation et l'émigration des smolts

Les stades de vie du saumon considérés comme les plus vulnérables aux changements climatiques sont le stade de l'adulte en montaison et le stade de l'œuf (McDaniels et al. (2010). Les adultes migrateurs soumis à un stress thermique qui parviennent à franchir la rivière Okanogan devront faire face à une température et à des niveaux d'oxygène dissous sous-optimaux dans les bassins sud et central du lac Osoyoos. On s'attend à ce que les changements climatiques aient également une incidence sur le succès de la reproduction du saumon rouge en augmentant les températures de l'eau dans les frayères de la rivière Okanogan à la fin du mois de septembre et en octobre. La température optimale de l'eau pour la fraie du saumon rouge se situe entre 10 et 13 °C (Oliver et Fidler 2001). Les prévisions pour la période 2040-2069 font état d'un réchauffement de 2 à 3 °C par rapport à la période de référence (1971-2000) (Stiff et al. en cours de préparation)¹³. Cette augmentation sera associée à une augmentation de la fréquence des jours avec des températures > 15 °C entre la dernière semaine de septembre et la fin du mois d'octobre. La fréquence des dépassements devrait passer d'une moyenne de 8 ou 9 jours à 11 à 14 jours dans les années 2050, pour atteindre 13 à 20 jours dans les années 2080, en fonction des scénarios d'émissions (c'est-à-dire la trajectoire de concentration représentative). L'évolution prévue des températures de fraie pourrait retarder de plus en plus l'activité de fraie, repousser le moment du pic de fraie et/ou restreindre la zone d'habitat de fraie approprié, ce qui aurait probablement des répercussions négatives sur le succès reproductif du saumon rouge.

Peu de recherches ont été consacrées jusqu'à présent aux effets potentiels du climat sur les stades juvéniles du saumon rouge de l'Okanagan. Toutefois, le rapport *Climate Projections for the Okanagan Region* (RDO 2020) prévoit une augmentation des précipitations tout au long de

¹⁷ Rivière Okanogan à Oroville, WA (USGS 12439500) – Températures moyennes de l'eau en juin : 20,0 ± 2,2 °C (2008-2021).

l'année dans la région de l'Okanagan, à l'exception d'une diminution des précipitations en été, les augmentations les plus importantes étant attendues au cours des mois du printemps et de l'automne. En moyenne, la région peut s'attendre à une augmentation de 10 à 20 % des précipitations pendant ces saisons d'ici les années 2080. Combinées à des températures plus élevées, les chutes de neige seront de plus en plus remplacées par des événements pluvieux, et les niveaux du manteau neigeux seront réduits, ce qui aura des effets sur l'hydrogramme annuel. La fonte printanière interviendra un mois plus tôt, ce qui fera passer les débits de pointe de la crue nivale d'avril à mars. Ces changements hydrographiques entraîneraient probablement un plus grand nombre d'inondations et d'affouillements en hiver et au printemps, ce qui pourrait avoir des conséquences négatives sur l'incubation des œufs de saumons rouges, mais pourrait également faire diminuer le nombre d'épisodes d'assèchement et de gel des œufs en cours d'incubation.

Les températures hivernales de l'air devraient également augmenter dans la région (RDO 2020), mais aucune modélisation de la manière dont ces plages de températures modifieront les températures de l'eau n'a encore été réalisée. Toutefois, on peut s'attendre à ce que ces augmentations de la température de l'air fassent augmenter la température des rivières. Les températures optimales de l'eau pour l'incubation des œufs se situent entre 4 et 13 °C (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique 2001). Alors que les températures moyennes mensuelles maximales de l'eau en hiver dans la rivière Okanagan au cours des dernières décennies (2003-2021) se situaient entre 3 et 9 °C en mars (station ECCC 08NM085¹⁸), les augmentations régionales prévues de la température de l'air de 2 à 4 °C d'ici les années 2050 et de 4 à 6 °C d'ici les années 2080 (RDO 2020) augmenteront les degrés-jours d'incubation des œufs, influençant ainsi le moment de la maturation des œufs et de l'émergence des alevins. L'augmentation de la température de l'eau pendant l'incubation devrait se traduire par des alevins plus petits, une émergence plus précoce et une survie plus faible en général (Healey 2011). Une émergence plus précoce, combinée aux augmentations attendues des débits de la fin de l'hiver au printemps, aura des effets synergiques inconnus qui pourraient être mieux compris si de nouveaux modèles étaient établis pour estimer l'influence des températures et des débits projetés sur l'incubation, l'émergence et la survie.

L'émigration des smolts de l'UC OSO a lieu entre avril et juin, avec un pic de migration vers la mi-mai. Les projections relatives aux changements climatiques indiquent que la fréquence moyenne des jours pendant lesquels les températures moyennes quotidiennes de l'eau dépassent 15 °C pendant l'émigration pourrait passer de 25 à 35 jours (actuellement) à 41 à 45 jours d'ici les années 2050, principalement en mai et juin (Stiff *et al.* en cours de préparation)¹³.

11.1.3. « Compression » de la température et de l'oxygène dans le lac Osoyoos

Parmi les trois lacs d'alevinage, le lac Osoyoos est le plus vulnérable à une « compression » de la température et de l'oxygène. La compression température-oxygène se produit lorsque les concentrations estivales d'oxygène hypolimnique (au fond de l'eau) tombent en dessous de 4 ppm et que les températures épilimniques (près de la surface de l'eau) dépassent 17 °C. Les saumons rouges juvéniles et les saumons rouges adultes en migration sont alors comprimés dans une petite zone appropriée de la colonne d'eau (Brett *et al.* 1969; Brett et Blackburn, 1981). Pendant cette compression, les eaux profondes du lac ne se mélangent plus aux eaux de surface en raison de la stratification thermique, et les niveaux d'oxygène dissous dans les

¹⁸ Graphique des données hydrométriques en temps réel pour la RIVIÈRE OKANAGAN PRÈS D'OLIVER (08NM085) [C.-B.] – Niveau et débit de l'eau – Environnement Canada (ec.gc.ca)

eaux profondes commencent à diminuer en raison de la décomposition des matières organiques et de la respiration cellulaire des algues. On suppose que si les régions où les températures de surface sont élevées se superposent aux eaux profondes hypoxiques, la croissance et la survie des saumons rouges juvéniles peuvent être compromises, ce qui pourrait contribuer à la diminution de la remonte totale (Hyatt et Stockwell 2010). Il convient de noter que les trois bassins (sud, central et nord) du lac Osoyoos subissent le phénomène de compression de la température et de l'oxygène à des degrés divers, les bassins sud et central présentant des compressions presque constantes (colonne d'eau entière $> 17^{\circ}\text{C}$ et < 4 ppm d'oxygène dissous) pendant l'été (Hyatt *et al.* 2017b; Stockwell *et al.* 2001). Les relevés acoustiques et au chalut réalisés dans le passé ont montré que pendant les périodes chaudes de l'été, les densités d'alevins de saumons rouges juvéniles des bassins sud et central étaient fortement réduites en raison des températures élevées et des très faibles concentrations d'oxygène dissous dans la colonne d'eau. La majorité de la population d'alevins semblait grandir dans le bassin nord (plus profond et plus frais). Par exemple, les densités automnales du saumon rouge dans les bassins sud et central en 1997 et 1998 n'étaient en moyenne que de 110 ha^{-1} et 99 ha^{-1} , respectivement, par rapport à $1\,005\text{ ha}^{-1}$ et $4\,036\text{ ha}^{-1}$ dans le bassin nord (Hyatt & Rankin, 1999; Rensel, 1988, 1996; résumé dans Stockwell *et al.* 2001). On suppose que les bassins sud et central du lac Osoyoos ne sont plus des habitats d'alevinage utilisables pour les saumons rouges juvéniles.

Bien que les saumons rouges juvéniles soient capables de migrer verticalement vers des strates d'eau présentant des conditions adéquates, la compression peut réduire de manière importante le nombre d'habitats adéquats. En 2003, la zone d'habitat approprié dans le bassin nord était inférieure à $30 \times 10^6\text{ m}^3$. L'incertitude demeure quant à savoir si les changements interannuels des conditions de compression pourraient compromettre la croissance et la survie des saumons rouges juvéniles et contribuer à la diminution de la remonte totale. Les projections donnent à penser que les réductions des débits entrant des cours d'eau par les changements climatiques et l'augmentation de la charge en nutriments dans le lac Osoyoos due au développement humain devraient entraîner des répercussions importantes et négatives sur la montaison du saumon rouge au cours des prochaines décennies (Hyatt *et al.* 2003; Merritt *et al.* 2006; Daniel Selbie, Chef, Programme de recherche lacustre, MPO, communications personnelles).

Bien qu'elles soient actuellement étudiées dans le cadre d'un programme de surveillance à long terme du lac, les données recueillies jusqu'à présent semblent indiquer que la profondeur de l'isoplethe à 17°C peut être associée à la vitesse du vent et à la température de l'eau de l'épilimnion. La vitesse du vent et la température de l'eau échappent au contrôle des gestionnaires des pêches, mais les effets potentiels du réchauffement climatique peuvent être préoccupants. Les données historiques montrent également que les facteurs qui régulent la profondeur de la couche pauvre en oxygène peuvent être associés aux débits des rivières. Ces facteurs sont également connus pour avoir une incidence sur la clarté de l'eau, la productivité et le réseau trophique du lac (McQueen *et al.*, en cours de préparation)¹⁰.

11.2. TRAVAUX À VENIR

La trajectoire future du saumon rouge de l'Okanagan reste incertaine compte tenu des changements en cours dans le bassin de l'Okanagan et dans l'ensemble du bassin versant du fleuve Columbia. L'expansion continue de l'aire de répartition et le succès du programme d'écloserie dans l'établissement d'une population robuste de saumons rouges dans le lac Skaha permettent d'être optimiste quant au rétablissement du saumon rouge dans le lac Okanagan. Néanmoins, il est essentiel de continuer à suivre la vitesse à laquelle la population de saumons rouges du lac Okanagan se rétablit.

La concurrence avec le saumon kokani qui réside sur les zones de fraie doit être surveillée, en particulier dans les tronçons de rivière et les ruisseaux où les frayères sont constituées de gravier fin. La concurrence pour l'habitat de fraie entre les saumons kokanis et les saumons rouges géniteurs est probable dans certains de ces lits. Dans cette étude, nous avons fourni une première estimation des besoins en fraie des populations de saumons kokanis des lacs Skaha et Okanagan, dont la moyenne a été calculée sur dix ans. Davantage de données de terrain sont nécessaires pour mieux comprendre le niveau de concurrence qui peut se produire sur les frayères entre les deux écotypes. Jusqu'à présent, les observations sur le terrain n'ont pas montré de signes de concurrence pour les zones de fraie dans les lits et les frayères du lac Skaha (Karilyn Alex, biologiste des pêches et géomorphologue fluvial, Okanagan Nation Alliance, Westbank, C.-B., communications personnelles). Toutefois, cela est dû en grande partie aux importantes remontes de saumons rouges les années paires et aux fortes fraies de saumons kokanis les années impaires (Karilyn Alex, communications personnelles). Il n'est pas certain que cette tendance se maintienne à l'avenir. Les futures activités de surveillance devraient également continuer à contrôler l'abondance des saumons kokanis frayant dans les lacs Skaha et Okanagan. Les cas de fraie de saumon rouge sur les rives du lac et/ou de chevauchements de nids de fraie doivent également être documentés s'ils se produisent.

Les estimations de la capacité de fraie utilisées dans le présent document pour déterminer l'état et les points de référence potentiels de gestion représentent un aperçu dans le temps d'un système qui connaît une expansion de l'aire de répartition assistée par un programme d'écloserie. En outre, les plans de l'ONA visant à tirer parti des succès de l'Initiative de restauration de la rivière Okanagan pourraient avoir une incidence sur les futures évaluations de l'état de conservation et nécessiter une révision des points de référence potentiels de gestion. La vision de l'ONA de « ramener les rivières et les poissons » dans leur territoire traditionnel (*suxq^{wa}?q^{wa}?lulax^w*; selon les gardiens des connaissances écologiques traditionnelles Syilx) prévoit de continuer à améliorer le passage et l'efficacité des poissons pour tous les stades de vie de tous les salmonidés anadromes à tous les barrages du bassin de la rivière Okanagan, tout en prenant en compte les répercussions des changements climatiques dans les futurs plans d'étude. Cette vision inclut également l'intention d'augmenter l'accès des poissons en amont de la vallée au-delà du lac Okanagan, ouvrant ainsi plus de possibilités d'habitat de fraie et d'alevinage (Karilyn Alex, communications personnelles).

Les efforts passés visant à quantifier les taux de production (par le phytoplancton et le zooplancton) et de consommation (par les saumons kokanis, les saumons rouges et les mysidés) des lacs devraient se poursuivre à l'avenir, étant donné la variabilité interannuelle enregistrée de la capacité productrice estimée. Même dans les courtes séries chronologiques pour les lacs Osoyoos et Skaha, des éléments probants indiquent que les deux lacs peuvent avoir atteint leurs capacités productrices au cours d'années précises, mais différentes. Dans les deux lacs, les débits élevés de la rivière sont soupçonnés d'avoir provoqué une baisse de l'abondance du zooplancton. Par conséquent, les travaux futurs devraient évaluer la fréquence des débits extrêmes et la manière dont ils influent sur la productivité des lacs afin de déterminer les capacités productrices propres aux lacs qui sont basées sur des probabilités acceptables de dépassement de la capacité au cours de certaines années. De plus, les répercussions des changements climatiques futurs sur la compression température-oxygène dans le lac Osoyoos devraient être mieux quantifiées et faire l'objet d'une surveillance continue. Des réductions importantes de l'habitat approprié disponible dans le lac Osoyoos peuvent s'avérer plus limitatives que la disponibilité des proies certaines années. L'état des nutriments et les limnologies associées des lacs de l'Okanagan sont en train de changer et pourraient fournir un habitat d'alevinage plus pauvre à l'avenir, en particulier dans le cadre des changements climatiques prévus (Daniel Selbie, communications personnelles). Lorsque davantage de données seront disponibles, couvrant un plus large éventail de conditions au cours de

différentes années, une analyse de sensibilité formelle sur les résultats du modèle bioénergétique devrait également être mise en œuvre.

Des données supplémentaires sur les géniteurs, les smolts et les recrues sont nécessaires pour mettre à jour le modèle RR actuel pour la population du lac Osoyoos. En outre, un modèle RR devrait être élaboré pour les populations de saumons rouges des lacs Skaha et Okanagan une fois que les données pertinentes seront disponibles. L'une des principales incertitudes du modèle RR actuel était le manque de données précises et à long terme nécessaires pour quantifier le taux d'égarment des géniteurs entre les trois populations. En l'absence de telles données, il est possible que les estimations des géniteurs propres aux lacs soient surestimées ou sous-estimées, ce qui perturbe notre évaluation de l'état et de la productivité de chaque population individuelle. Enfin, il est nécessaire de continuer à surveiller l'incidence des récentes augmentations des captures de saumons rouges dans la rivière Okanagan, en particulier pour les années où la « barrière thermique » oblige les géniteurs à rester dans le bassin Wells, ce qui retarde leur entrée dans la rivière Okanagan et augmente les taux de capture du côté américain de la frontière. Certaines années, au cours de la dernière décennie, les captures ont dépassé le nombre d'adultes atteignant les frayères. Globalement, notre connaissance de ce système serait améliorée si l'on élaborait un modèle quantitatif permettant d'estimer l'incidence des facteurs environnementaux et des captures sur la survie, la productivité et la durabilité à long terme du saumon rouge dans le bassin de l'Okanagan.

11.3. RECOMMANDATIONS EN MATIÈRE DE GESTION

Bien que le l'état actuel de la PSS soit « ambre » pour cette UC, les gestionnaires doivent être conscients que pour les années de retour 2015, 2019, 2021 et 2023, l'abondance annuelle des géniteurs était égale ou inférieure au point de référence inférieur pour l'abondance relative et, compte tenu de la variabilité au sein du système, le statut de l'UC risque de devenir « rouge » dans un avenir proche.

Comme nous l'avons montré, cette UC/UGS subit actuellement des changements substantiels dus à l'expansion de l'aire de répartition, à l'amélioration de l'habitat de fraie, aux lâchers de poissons issus d'écloseries et aux fluctuations liées aux variations constantes du climat local, notamment en ce qui concerne l'augmentation des températures, la diminution des accumulations de neige et d'autres changements dans la chronologie des apports d'eau au système. Toutes ces influences exigent que les scientifiques et les gestionnaires des pêches surveillent très attentivement les échappées et les prises chaque année. En outre, ces instabilités font qu'il est difficile de donner un avis sur le nombre précis d'années après lequel la prochaine révision des objectifs d'échappée devrait avoir lieu. Nous recommandons plutôt d'accorder une attention annuelle particulière à l'UGS elle-même afin de déterminer quand il convient de procéder à la prochaine révision des objectifs d'échappée et quand il faut soumettre cette question à la table du Canadian Okanagan Basin Technical Working Group (COBTWG) (groupe de travail technique canadien du bassin de l'Okanagan).

Étant donné que les projections climatiques semblent indiquer que le milieu de la remonte de saumon rouge de l'Okanagan est particulièrement menacé par les températures élevées à long terme, et que les barrières thermiques pourraient devenir plus courantes dans l'ensemble du bassin versant du fleuve Columbia, avec un calendrier imprévisible, il sera important de protéger la diversité phénotypique dans le calendrier de montaison. Assurer la survie et la reproduction du saumon rouge en variant les périodes de montaison peut augmenter les chances de réussite de la migration à l'avenir, au fur et à mesure que les périodes thermiques propices changent. Il est également essentiel de tenir compte des sections stressantes sur le plan thermique du cours inférieur du fleuve Columbia (par exemple, le barrage Bonneville) et de la barrière thermique qui se produit dans le cours inférieur du fleuve Okanagan en amont du

barrage de Wells pendant la migration vers l'amont presque chaque année, et qui se produira probablement plus tôt et durera plus longtemps à l'avenir en raison des changements climatiques. Par exemple, lorsque les remontes s'arrêtent à l'embouchure de la rivière Okanagan ou dans le réservoir du barrage Wells en raison de la barrière thermique en amont, elles font l'objet d'une récolte opportuniste. En outre, lorsque les températures sont élevées pendant la migration vers l'amont, la mortalité accessoire liée à la pêche (MALP) dans ces lieux d'attente doit être prise en compte, car la remise à l'eau peut être une condamnation à mort : « L'ampleur de l'effet de la température sur la MALP peut être telle qu'une mortalité de 100 % se produit, en particulier si des températures élevées (par exemple, > 19 °C pour le saumon rouge) sont maintenues pendant plusieurs jours (Gale *et al.* 2014; Robinson *et al.* 2013) » [traduction] (Patterson *et al.* 2017). En général, l'ouverture d'une pêche lorsque le couloir de migration est supérieur à 16 °C entraînera des pertes associées à la MALP qui ne seront pas prises en compte dans les rapports de capture habituels.

En raison des températures plus basses prévues dans les lacs Skaha et Okanagan par rapport au lac Osoyoos et plus en aval (Stiff *et al.* en cours de préparation)¹³, ces deux lacs pourraient être l'avenir de l'UC. Par conséquent, les zones de fraie qui leur sont associées devraient être autorisées à avoir des échappées importantes et régulières afin de permettre une diversification génétique dans les stratégies de fraie et le calendrier de migration, ce qui pourrait améliorer la probabilité de maintien de l'UC à long terme.

Nous recommandons l'adoption de règles de gestion des prises qui tiennent explicitement compte de la mortalité prévue. Par exemple, les règles de pêche du saumon rouge pour le fleuve Fraser prescrivent un total autorisé des mortalités qui évolue en fonction de l'abondance et qui est évalué avant la saison et pendant celle-ci, tout en établissant des estimations de la mortalité en cours de montaison. Plus précisément, le Programme de Surveillance de l'Environnement (PSE)¹⁹ du MPO fournit aux gestionnaires des avis scientifiques sur la pêche au saumon du Pacifique dans le fleuve Fraser, en tenant compte des facteurs environnementaux qui interviennent au cours de la migration des géniteurs qui remontent le fleuve. L'UC OSO profiterait d'une initiative similaire.

11.4. CONCLUSIONS

Les objectifs de ce processus de SCAS étaient

1. d'évaluer l'état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan du saumon rouge,
2. de déterminer l'état par rapport aux points de référence limites pour l'UGS du saumon rouge de l'Okanagan,
3. de déterminer les objectifs potentiels d'échappée de géniteurs pour l'ensemble du bassin, et
4. d'examiner et de définir les incertitudes dans les données et les méthodes qui nous ont permis d'obtenir ces résultats.

Nous avons utilisé trois méthodes différentes pour évaluer la capacité de charge et proposer des points de référence potentiels de gestion. Les capacités de l'habitat de fraie ont été quantifiées pour les trois populations lacustres qui composent l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan du saumon rouge. Pour les populations des lacs Osoyoos et Skaha, les capacités des habitats d'alevinage des lacs ont également été déterminées. Seule la population de saumons rouges du lac Osoyoos disposait de suffisamment de données pour ajuster les modèles RR. Les

¹⁹ [Le programme des observations environnementales du fleuve Fraser | Région du Pacifique | Pêches et Océans Canada](#)

modèles RR se sont révélés très sensibles aux hypothèses préalables concernant le paramètre de capacité du modèle de Ricker.

L'état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan en vertu de la PPS est constamment « ambre » depuis 2016, parce que l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs est tombée entre les points de référence d'abondance inférieure et supérieure, fixés à 20 % et 40 % de l'estimation du G_{\max} fondé sur l'habitat. Toutefois, en raison des menaces importantes liées au climat, il existe un risque élevé que l'état de l'UC passe au « rouge » dans un avenir proche. Il sera donc extrêmement important de suivre son état chaque année et de détecter rapidement tout changement.

Les fourchettes d'objectifs potentiels fondées sur l'habitat présentées ici reflètent les conditions contemporaines et récentes dans le bassin de la rivière Okanagan et pourraient être modifiées ultérieurement si des changements surviennent dans l'abondance et la qualité de l'habitat disponible. En particulier, les projets de restauration de l'habitat devraient améliorer à la fois le passage des salmonidés et l'habitat de fraie, ce qui augmentera sans aucun doute la capacité du système pour le saumon rouge. La mesure dans laquelle ces objectifs de restauration toucheront la capacité de fraie dans le bassin de la rivière Okanagan n'est toutefois pas quantifiable à l'heure actuelle et nécessitera probablement des analyses de suivi une fois que les zones sélectionnées auront été restaurées. De même, les fourchettes cibles potentielles présentées ici ne tiennent pas compte des effets des changements climatiques futurs sur le saumon rouge de l'Okanagan. Les projections climatiques donnent à penser que les rivières Okanagan et Similkameen évolueront vers des conditions fréquemment stressantes et potentiellement mortelles pour le saumon rouge en l'espace de trois décennies seulement. Des observations récentes (p. ex. 2015) de mortalité extrême liée à la température dans les rivières soulignent clairement ce problème. Bien que l'abondance des poissons remontant à l'embouchure du fleuve Columbia sous-tende de nombreux modèles étudiés ici, nous pouvons nous attendre à une discordance croissante entre les estimations des remontes d'adultes et l'échappée d'adultes dans les frayères à mesure que les habitats migratoires deviennent de moins en moins hospitaliers. En outre, les changements des conditions océaniques liés au climat sont également susceptibles d'influencer les schémas de survie marine. L'ensemble de ces considérations souligne que les changements climatiques forment, inéluctablement, le contexte dans lequel l'UGS de l'Okanagan doit être gérée. En outre, il convient de souligner que tout objectif de gestion adopté en fonction de ce rapport doit être considéré comme représentant les conditions actuelles et récentes dans le bassin.

12. REMERCIEMENTS

Ce travail a été soutenu par plusieurs sources de financement, dont le comté de Douglas, les services publics des comtés de Grant et de Chelan de l'État de Washington, ainsi que Pêches et Océans Canada. L'équipement, l'expertise et la formation du personnel aux techniques de relevés sur le terrain ont été fournis par Pêches et Océans Canada et Donald J. McQueen (au début et au milieu des années 2000). De même, l'expertise et la formation du personnel en matière de science autochtone ont été assurées par les Aînés et les gardiens du savoir Syilx, Richard Armstrong, Jeanette Armstrong, Joe Pierre, Irene Bryson, Eric Mitchel, Modesta Betteron et Lauren Terbasket. Nous remercions les gestionnaires du programme de pêche de l'ONA (Dawn Machin, Deana Machin et Howie Wright), le personnel des services publics de Douglas (Tom Kahler), Grant (Dave Duvall) et Chelan (Alene Underwood), le secteur intérieur de la Colombie-Britannique du MPO (Dean Allan et Dale Michi), le bureau de Penticton du ministère des Forêts de la Colombie-Britannique (Tara White et Eric Hegerat) et ESSA Technologies (Clint Alexander) pour leur soutien. Au total, l'Okanagan Nation Alliance, la Bande indienne d'Okanagan, la Bande indienne d'Osoyoos, la Bande indienne de Penticton et la

Première Nation de Westbank, le MPO, Zotech Services et Summit Environmental ont fourni un grand nombre de membres du personnel de terrain et de laboratoire qui ont participé aux différentes phases des travaux au cours des 20 dernières années, notamment : H. Alex, N. Audy, R. Bussanich, R. Benson, B. Bissel, C. Cooper, B. Hanslit, R. Ferguson, S. Folks, L. George, S. Hooley, E. Johnson, T. Johnston, B.T. Kozlova, S. Lawrence, C. Louie, K. Louis, C. Mathieu, J. Paul, T. Peterson, B. Phillips, T. Shardlow, P. Snow, J. Squakin, S. Squakin, M. Stockwell, C. Tonasket, D. Tom, L. G. Traxler, L. Weins et S. Wolski. Nous souhaitons également remercier Ann-Marie Huang pour ses commentaires constructifs sur le travail initial portant sur le recrutement des stocks, et Don J McQueen pour son aide dans l'interprétation des résultats du modèle bioénergétique. Nous tenons également à remercier le comité éditorial (Sue Grant, Scott Decker, Jeffrey Reader et Mike Hawkshaw) pour ses commentaires judicieux, ainsi que les présidents de la réunion du SCAS, Cameron Freshwater et Dawn Machin, pour leur excellent travail et leurs commentaires. Dans le cadre de ce travail, nous avons la chance de pouvoir nous tenir sur les épaules de ces géants, dont aucun n'est peut-être aussi grand que le regretté Dr Kim Hyatt.

13. RÉFÉRENCES CITÉES

- Abatzoglou, J.T., and Brown, T.J. 2012. [A comparison of statistical downscaling methods suited for wildfire applications](#). International Journal of Climatology. 32: 772–780.
- Alex, K.I., and Lukey, N. 2023. Okanagan River Restoration Initiative (ORRI) s̓qawsitk^w Restoration and Conservation – Refreshing the Vision (Year 2). Prepared by the Okanagan Nation Alliance for the Okanagan River Restoration (ORRI) Initiative Steering Committee, Westbank, BC.
- Alex, K.I., Williams, K., and Davis, S. 2020. Okanagan Lake tributaries: prioritization for fish restoration. Prepared for the Colville Confederated Tribes, Okanogan Sub-basin Habitat Improvement Program. Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, B.C.
- Alex, K.I., Mathieu, C., and O'Sullivan, A.M. 2024. Okanagan Lake tributary Sockeye Spawning Habitat Assessment. Okanagan Nation Alliance Fisheries Department. Prepared for Federal Fisheries and Oceans CSAS process & Upper Columbia Habitat Improvement Program (UCHIP), Westbank, BC.
- Alexander, C.A.D., Alameddine, I., Machin, D., and Alex, K. (*In press*). A weight-of-evidence approach for understanding the recovery of Okanagan Sockeye salmon. Environmental Management.
- Alexander, C.A.D., and Hyatt, K.D. 2013. The Okanagan Fish-and-Water Management Tool (Ok-FWMT) record of design (v. 2.4.000). Canadian Okanagan Basin Technical Working Group (COBTWG) and Douglas County Public Utility District No. 1 (DCPUD), Kamloops, BC.
- Alexander, C.A.D., Webb, and T.W., Marmorek, D.R. 1998. The Fish Forestry Interaction Project Management Model (FFIP – MM) Preliminary Model Description and an Application to Carnation Creek, British Columbia. Vancouver, BC.
- Andrusak, H., Andrusak, S., Matthews, S., Wilson, A., White, T., Askey, P., Sebastain, D., Scholten, G., Woodruff, P., Webster, J., Vidmanic, L., and Stockner, J. 2008. Okanagan Lake Action Plan Years 11 (2006) and 12 (2007) Report (Fisheries Project Report No. 123). Ecosystems Branch, Ministry of Environment, Province of British Columbia.

-
- Armstrong, J. 2020. Living from the land: Food security and food sovereignty today and into the future. In Turner, N.J. (Ed.), *Plants, People and Places: The Roles of Ethnobotany and Ethnoecology in Indigenous Peoples' Land Rights in Canada and Beyond* (pp. 36–50), McGill-Queen's Press.
- Atlas, W.I., Ban, N.C., Moore, J.W., Tuohy, A.M., Greening, S., Reid, A.J., Morven, N., White, E., Housty, W.G., Housty, J.A., Service, C.N., Greba, L., Harrison, S., Sharpe, C., Butts, K.I.R., Shepert, W.M., Sweeney-Bergen, E., Macintyre, D., Sloat, M.R., and Connors, K. 2021. Indigenous Systems of Management for Culturally and Ecologically Resilient Pacific Salmon (*Oncorhynchus spp.*) Fisheries. *BioScience*. 71: 186–204.
- Bailey, C.J., Stiff, H.W., Thompson, P.L., Judson, B., and Ogden, A.D. 2025. [Osoyoos Lake Sockeye Salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) return abundance \(1977-2023\), adult age composition \(1985-2023\), and marine survival \(1998-2021\)](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3282: vi + 49 p.
- Batal, M., and Decelles, S. 2019. A scoping review of obesity among Indigenous peoples in Canada. *Journal of Obesity*. 9741090.
- Beauchamp, D.A., Stewart, D.J., and Thomas, G. 1989. Corroboration of a bioenergetics model for sockeye salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 118: 597–607.
- Berkes, F., Colding, J., and Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*. 10: 1251–1262.
- Blanchet, R., Batal, M., Johnson-Down, L., and Johnson, S. Okanagan Nation Salmon Reintroduction Initiatives, Willows, N. 2021. An Indigenous food sovereignty initiative is positively associated with well-being and cultural connectedness in a survey of Syilx Okanagan adults in British Columbia, Canada. *BMC Public Health*. 21: 1–12.
- Bocking, R.C., Link, M.R., Baxter, B., Nass, B.L., and Jantz, L. 2002. [Objectif biologique d'échappée et étude de la possibilité d'augmenter la production du stock de saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) dans le lac Meziadin](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2002/124. 55 p.
- Borgmann, U., Shear, H., and Moore, J. 1984. Zooplankton and potential fish production in Lake Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 41: 1303–1309.
- Brett, J.R., Blackburn, J.M. 1981. Oxygen Requirements for Growth of Young Coho (*Oncorhynchus kisutch*) and Sockeye (*O. nerka*) Salmon at 15 °C. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 38: 399–404.
- Brett, J.R., Shelbourn, J.E., and Shoop, C.T. 1969. Growth rate and body composition of fingerling sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and ration size. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 26: 2363–2394.
- British Columbia Ministry of Environment. 2001. British Columbia Water Quality Guidelines For Temperature. Water Protection and Sustainability Branch Environmental Sustainability and Strategic Policy Division. Ministry of Environment Overview Report. 12 pp.
- Bull, C.J. 1999. Fisheries habitat in the Okanagan River phase 2: Investigation of selected options. Public Utility District of Douglas County, WA, East Wenatchee, WA.
- Bull, C.J. 2000. Okanagan River Habitat Restoration Feasibility. Prepared for Public Utility District No. 1 of Douglas County, Washington and Ministry of Environment, Lands and Parks, Kamloops, BC.

-
- Chang, S.L., Ward, H.G.M., Elliott, L.D., and Russello, M.A. 2022. Genotyping-in-Thousands by sequencing panel development and application for high-resolution monitoring of introgressive hybridization within sockeye salmon. *Scientific Reports*. 12: 3441.
- Chapman, D.W., Peven, C., Giogi, A., Hillman, T., Utter, F., Stevenson, J., and Miller, M. 1995. Status of sockeye salmon in the mid-Columbia region. Don Chapman Consultants Inc, Boise, ID.
- Regional Districts of the Okanagan (RDO). 2020. Climate Projections for the Okanagan Region. Regional Districts of North Okanagan (RDNO), Central Okanagan (RDCO), and Okanagan Similkameen (RDOS). February 2020.
- Clemens, W., 1939. The fishes of Okanagan Lake and nearby waters. A biological survey of Okanagan Lake, British Columbia. *Fish. Res. Board Can. Bull.* 56: 27–38.
- Cohen, S., Kulkarni, T., 2001. Water management and climate change in the Okanagan basin. Environment Canada and University of British Columbia.
- Connors, B.M., Bradley, C.A., Cunningham, C., Hamazaki, T., et Liller, Z.W. 2023. [Estimations des points de référence biologiques pour le complexe de stocks de saumon chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/031. iv + 113 p. (Erratum : mars 2025)
- Cooke, S.J., Hinch, S.G., Farrell, A.P., Lapointe, M.F., Jones, S.R., Macdonald, J.S., Patterson, D.A., Healey, M.C., and Van Der Kraak, G. 2004. Abnormal migration timing and high en route mortality of sockeye salmon in the Fraser River, British Columbia. *Fisheries*. 29: 22–33.
- Cooley, J., Moore, J., and Geiling, W. 1986. Population dynamics, biomass, and production of the macrozooplankton in the Bay of Quinte during changes in phosphorus loadings. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 166–176 p.
- Correia, M.D., Alexis, S., and Dulic, A. 2024. Bringing the Salmon Home: Case Study of Cross-Cultural Collaboration in the Syilx Okanagan Territory of British Columbia. *Ecology and Society Journal* 29, 15. Bringing the salmon home: a study of cross-cultural collaboration in the Syilx Okanagan Territory of British Columbia.
- Cox-Rogers, S., Hume, J., Shortreed, K., and Spilsted, B. 2010. A risk assessment model for Skeena River sockeye salmon. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2920: viii + 60 p.
- Cusson, M., Plante, J., and Genest, C. 2006. Effect of different sampling designs and methods on the estimation of secondary production: A simulation. *Limnology and Oceanography: Methods*. 4: 38–48.
- Deslauriers, D., Chipps, S.R., Breck, J.E., Rice, J.A., and Madenjian, C.P., 2017. Fish bioenergetics 4.0: an R-based modeling application. *Fisheries*. 42: 586–596.
- Enzenhofer, H.J., and Hume, J.M. 1989. Simple closing midwater trawl for small boats. *North American Journal of Fisheries Management*. 9: 372–377.
- Ernst, A. 1999. Okanagan Nation Fisheries Commission Dam Research: Final Draft. Okanagan Nation Fisheries Commission, Westbank, BC.
- Ernst, A. 2000. Aboriginal fisheries information within the Okanagan basin. Okanagan Nation Fisheries Commission by the Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Fenton, L. 1960. The sum of log-normal probability distributions in scatter transmission systems. *IRE Transactions on communications systems*. 8: 57–67.
-

-
- Ferguson, R. 1949. The interrelations among the fish populations of Skaha Lake, British Columbia and their significance in the production of Kamloops trout (*Salmo gairdnerii* kamloops Jordan). Department of Zoology. University of British Columbia, Vancouver.
- Freshwater, C., Holt, K.R., Huang, A.-M., and Holt, C.A. 2020. Benefits and limitations of increasing the stock-selectivity of Pacific salmon fisheries. *Fisheries Research*. 226: 105509
- Fryer, J.K. 1995. Columbia Basin sockeye salmon: Causes of their past decline, factors contributing to their present low abundance, and future outlook. University of Washington, Seattle, WA.
- Fryer, J.K., Kelsey, D., Wright, H., Folks, S., Bussanich, R., Hyatt, K.D., Selbie, D.T., and Stockwell, M.M. 2017. Studies into factors limiting the abundance of Okanagan and Wenatchee Sockeye Salmon in 2015 (No. 17– 06), Columbia River Inter-Tribal Fish Commission Technical Report. Columbia River Intertribal Fish Commission (CRITFC), Portland, OR.
- Gale, M.K., Hinch, S.G., Cooke, S.J., Donaldson, M.R., Eliason, E.J., Jeffries, K.M., Martins, E.G., and Patterson, D.A. 2014. Observable impairments predict mortality of captured and released sockeye salmon at various temperatures. *Conservation Physiology*. 2(1), PMC4806721.
- Grant, S.C.H. & G. Pestal. 2013. [Integrated Biological Status Assessments Under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Fraser River Sockeye Salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) Case Studies](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/106. v + 132 p.
- Grant, S.C.H., Holt, C.A., Pestal, G., Davis, B.M. et MacDonald, B.L. 2020. [Réévaluation de 2017 de l'état biologique intégré du saumon rouge du fleuve Fraser \(*Oncorhynchus nerka*\) selon la Politique concernant le saumon sauvage, au moyen de paramètres normalisés et d'avis d'experts](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/038. ix + 232 p.
- Grant, S.C.H., MacDonald, B.L., Cone, T.E., Holt, C.A., Cass, A., Porszt, E.J., Hume, J.M.B., Pon, L.B. 2011. [Evaluation of Uncertainty in Fraser Sockeye \(*Oncorhynchus nerka*\) Wild Salmon Policy Status using Abundance and Trends in Abundance Metrics](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/087. viii + 183 p.
- Hamazaki, T. 2023. Pacific salmon escapement goal analyses. Shiny App.
- Hanson, P.C., Johnson, T.B., Schindler, D.E., Kitchell, J. 1997. Fish Bioenergetics 3.0 for Windows.
- Hartman, K.J., and Kitchell, J.F. 2008. Bioenergetics modeling: progress since the 1992 symposium. *Transactions of the American Fisheries Society*. 137: 216–223.
- Hawkshaw, M.A. 2018. Evaluating the impacts of current and alternative harvest strategies on salmon populations and fishing fleets using the Skeena river as a case study. University of British Columbia.
- Healey, M. 2011. The cumulative impacts of climate change on Fraser River sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) and implications for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68: 718–737.
- Hewes, G.W., 1998. Fishing, in: Handbook of North American Indians. Smithsonian Institution, Washington, D.C., pp. 620–640.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Springer US, Boston, MA.
-

-
- Hilborn, R., Bue, B.G., and Sharr, S., 1999. Estimating spawning escapements from periodic counts: a comparison of methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56: 888–896.
- Hinch, S.G., and Martins, E.G. 2011. A review of potential climate change effects on survival of Fraser River sockeye salmon and an analysis of interannual trends in en route loss and pre-spawn mortality (No. Cohen Commission Tech. Rept. 9). Vancouver, B.C.
- Hinch, S., Cooke, S., Farrell, A., Miller, K., Lapointe, M., and Patterson, D. 2012. Dead fish swimming: a review of research on the early migration and high premature mortality in adult Fraser River sockeye salmon *Oncorhynchus nerka*. *Journal of Fish Biology*. 81: 576–599.
- Holt, C. A. 2009. [Evaluation of benchmarks for conservation units in Canada's Wild Salmon Policy: Technical Documentation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/059. x + 50 p.
- Holt, C., Cass, A., Holtby, B., and Riddell, B. 2009. [Indicators of status and benchmarks for conservation units in Canada's Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/058. viii + 74 p.
- Holt, C.A., and Ogden, A. 2013. Software for assessing status of Conservation Units under Canada's Wild Salmon Policy: Instructional manual. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3058: v + 43 p.
- Major, R., and Mighell, J. 1967. Influence of Rocky Reach Dam and the temperature of the Okanogan River on the upstream migration of sockeye salmon: *Fish Bulletin*. v. 66.
- Martins, E.G., Hinch, S.G., Cooke, S.J., and Patterson, D.A. 2012. [Climate effects on growth, phenology, and survival of sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\): a synthesis of the current state of knowledge and future research directions](#). *Rev Fish Biol Fisheries*. 22: 887–914.
- Mathieu, C., Machin, D., Ogden, A., King, K., Reimer, S., Louie, C., and Alex, K.I. 2023. Okanagan Fish and Water Management Tools (FWMT) year 2022-2023, Prepared for the FWMT Steering Committee and Douglas County PUD. Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, B.C.
- McDaniels, T., Wilmut, S., Healey, M., and Hinch, S. 2010. Vulnerability of Fraser River sockeye salmon to climate change: A life cycle perspective using expert judgments. *Journal of Environmental Management*. 91(12): 2771-2780.
- McQueen, D.J., and Yan, N.D. 1993. Metering filtration efficiency of freshwater zooplankton hauls: reminders from the past. *Journal of Plankton Research*. 15: 57–65.
- Merritt, W.S., Alila, Y., Barton, M., Taylor, B., Cohen, S., and Neilsen, D. 2006. [Hydrologic response to scenarios of climate change in sub watersheds of the Okanagan basin, British Columbia](#). *Journal of Hydrology*. 326: 79–108.
- Miller, K.M., Teffer, A., Tucker, S., Li, S., Schulze, A.D., Trudel, M., Juanes, F., Tabata, A., Kaukinen, K.H., and Ginther, N.G. 2014. Infectious disease, shifting climates, and opportunistic predators: cumulative factors potentially impacting wild salmon declines. *Evolutionary Applications* 7: 812–855.
- Miller, S.E., G. Pestal, J. A. Bednarski, J. Mackenzie-Grieve, T. Wallace, K. Carlick, C. Frocklage, K. Courtney, A. W. Piston, E. L. Jones III, and B. Waugh. 2024. Estimates of a Biologically-Based Spawning Goal and Management Benchmarks for the Canadian-Origin Stikine River Sockeye Salmon Stocks. *Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. No. 55*: 45 p.
- MPO. 2005. La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique.

-
- MPO. 2015. [Politique concernant le saumon sauvage – évaluations de l'état biologique pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/022.
- MPO. 2016. [État biologique intégré du saumon quinnat \(*oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique en vertu de la politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/042.
- MPO. 2024. [Approximations rapides de l'état du saumon du Pacifique dérivées d'évaluations d'experts intégrées dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage de Pêches et Océans Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/004.
- MPO. 2023a. Southern Salmon Integrated Fisheries Management Plan 2023/2024. 23–2280: 639p.
- MPO. 2023b. [Points de référence biologiques et éléments de base pour l'établissement des objectifs de gestion pour les regroupements de saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) des rivières Skeena et Nass](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2023/008.
- Murauskas, J., Hyatt, K.D., Fryer, J., Koontz, E., Folks, S., Bussanich, R., and- Shelby, K. 2021. Migration and survival of Okanagan River Sockeye Salmon *Oncorhynchus nerka*, 2012–2019. *Animal Biotelemetry*. 9: 1–16.
- Myers, R.A. 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES Journal of Marine Science*. 58: 937–951.
- National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), 2022. Rebuilding Interior Columbia Basin Salmon and Steelhead (No. Supplemental Information Report 3).
- NOAA, 2016. 2015 Adult Sockeye Salmon passage report (No. Report prepared by NOAA Fisheries in Collaboration with the U.S. Army Corps of Engineers and Idaho Department of Fish and Game). NOAA Fisheries.
- Nehlsen, W., Williams, J.E., and Lichatowich, J.A. 1991. Pacific Salmon at the Crossroads: Stocks at Risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. *Fisheries*. 16: 4–21.
- Nelitz, M., Alexander, C.A.D. and, Wieckowski, K. 2007. Helping Pacific salmon survive the impacts of climate change on freshwater habitats: Case study perspectives from the Okanagan, Quesnel, Nicola, Cowichan, Nass, and Englishman River watersheds. Pacific Fisheries Resource Conservation Council, Vancouver, B.C.
- NOAA, 2016. 2015 Adult Sockeye Salmon passage report (No. Report prepared by NOAA Fisheries in Collaboration with the U.S. Army Corps of Engineers and Idaho Department of Fish and Game). NOAA Fisheries.
- Northcote, T.G., Halsey, T.G., and Macdonald, S.J. 1972. Fish as Indicators of Water Quality in the Okanagan Basin Lakes, British Columbia (No. Rep. No. 22.). Okanagan Basin Study Comm.
- Northwest Power and Conservation Council (NPCC). 2004. The Okanogan Subbasin Management Plan. Prepared for the Northwest Power and Conservation Council. 124 p.
- Okanagan Nation Alliance. 2001. Evaluation of an experimental reintroduction of Sockeye Salmon into Skaha Lake, year 1 of 3. Prepared for the Okanagan Nation Fisheries Commission, Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.

-
- Okanagan Nation Alliance. 2002. Evaluation of an experimental reintroduction of Sockeye Salmon into Skaha Lake, year 2 of 3. Prepared for the Okanagan Nation Fisheries Commission, Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Okanagan Nation Alliance. 2003. Evaluation of an experimental reintroduction of Sockeye Salmon into Skaha Lake, year 3 of 3. Prepared for the Okanagan Nation Fisheries Commission, Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Okanagan Nation Alliance. 2018. Okanagan Nation Alliance. (accessed 3.20.24).
- Okanagan Nation Alliance. 2023. Our Projects – Okanagan Nation Alliance. (accessed 10.24.23).
- Okanagan Nation Alliance. 2023. i? smymayət tə scwin (Our Salmon Story): Honouring Syilx Responsibilities and Relationships to Salmon. Prepared for the Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Oliver, G.G., and Fidler, L.E. 2001. British Columbia water quality guidelines for temperature. Ministry of the Environment, Lands and Parks, Victoria, BC.
- O’Sullivan, A.M., and Alex, K.I. 2024. [Establishing present day Sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka* scwin\) spawning capacity in the highly impacted sqawsitk^w|Okanagan River to guide population conservation and restoration](#). River Research and Applications. 1-10.
- Paloheimo, J.E. 1974. Calculation of instantaneous birth rate. Limnology and Oceanography. 19: 692–694.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. [Méthode axée sur l’habitat pour estimer les objectifs d’échappée pour les stocks de saumon quinnat de la Colombie-Britannique pour lesquels les données sont rares, 2004](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2006/083. vii + 67 p.
- Patterson, D.A., Robinson, K.A., Raby, G.D., Bass, A.L., Houtman, R., Hinch, S.G., and Cooke, S.J. 2017. [Guidance to Derive and Update Fishing-Related Incidental Mortality Rates for Pacific Salmon](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/011. vii + 56 p.
- Perrin, C.J., and Irvine, J.R., 1990. A review of survey life estimates as they apply to the area-under-the-curve method for estimating the spawning escapement of Pacific salmon. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1733: 49 p.
- Pestal, G., MacDonald, B.L., Grant, S.C.H., and Holt, C.A. 2023. State of the Salmon: rapid status assessment approach for Pacific salmon under Canada’s Wild Salmon Policy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3570: xiv + 200 p.
- Peterman, R.M., Pyper, B.J., Grout, J.A. 2000. Comparison of parameter estimation methods for detecting climate-induced changes in productivity of Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 181–191.
- Peterman, R.M., Pyper, B.J., and MacGregor, B.W. 2003. Use of the Kalman filter to reconstruct historical trends in productivity of Bristol Bay sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 809–824.
- Peters, C.N., Bernard, D.P., and Marmorek, D. 1998. Should sockeye be re-introduced to Okanagan Lake? An exploration of potential benefits, impacts and uncertainties. ESSA Technologies Ltd., Vancouver B.C.
- Phare, M.-A.S. 2009. Denying the source: The crisis of First Nations water rights. Rocky Mountain Books Ltd.
-

-
- Pinsent, M., and Stockner, J. 1974. The Limnology of the Major Okanagan Basin Lakes (No. Tech Suppl. 5). Office of the Study Director, Penticton, BC.
- Quinn, T.P. 2018. The Behavior and Ecology of Pacific Salmon and Trout, 2nd ed. University of Washington Press.
- Quinn, T.P., Hodgson, S., and Peven, C. 1997. Temperature, flow, and the migration of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 1349–1360.
- Regina c. Sparrow. 1990. 1990 CanLII 104 (SCC) | R. v. Sparrow | CanLII
- Regional Districts of the Okanagan (RDO). 2020. Climate Projections for the Okanagan Region. Regional Districts of North Okanagan (RDNO), Central Okanagan (RDCO), and Okanagan Similkameen (RDOS). February 2020.
- Rae, R. 2005. The State of Fish and Fish Habitat in the Okanagan and Similkameen Basins. Canadian Okanagan Basin Technical Working Group, Westbank, B.C.
- Rae, R. Andrusak, H., 2006. Ten year summary of the Okanagan Lake Action Plan 1996-2005. Ministry of Environment, Penticton, B.C.
- Rensel, J. 1988. Water quality of Lake Osoyoos during 1997, fourth annual report. Rensel Associates, Arlington, WA.
- Rensel, J. 1996. Second Annual Report: Water quality and sockeye salmon enhancement in Lake Osoyoos during 1995. Rensel Associates, Arlington, WA.
- Riebe, C.S., and Sklar, L.S., Overstreet, B.T., and Wooster, J.K. 2014. Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. *Water Resources Research*. 50: 898–918.
- Rivard-Sirois, C. 2021. Year 2: Planning of the Okanagan River Restoration Initiative (ORRI) VDS Section in Okanagan Falls. Okanagan River Restoration Initiative (ORRI) VDS Section in Okanagan Falls. Prepared by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, BC.
- Robinson, K.A., Hinch, S.G., Gale, M.K., Clark, T.D., Wilson, S.M., Donaldson, M.R., Farrell, A.P., Cooke, S.J., and Patterson, D.A. 2013. Effects of post-capture ventilation assistance and elevated water temperature on sockeye salmon in a simulated capture-and-release experiment. *Conservation Physiology*. 1(1): cot015.
- Scheuerell, M.D. 2016. An explicit solution for calculating optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment model. *PeerJ*. 4: e1623. An explicit solution for calculating optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment model [PeerJ]
- Shepherd, B.G. 1999. A case history: the Kokanee stocks of Okanagan Lake, in: *Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk*. Presented at the Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, BC, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops, B.C., Kamloops, B.C., pp. 609–616.
- Slaney, T.L., Hyatt, K.D., Northcote, T.G., Fielden, and R.J. 1996. [Status of Anadromous Salmon and Trout in British Columbia and Yukon](#). *Fisheries*. 21: 20–35.
- Stan Development Team. 2024. Stan Modeling Language Users Guide and Reference Manual, v2.34.1.
-

-
- Stockner, J., Northcote, T. 1974. Recent limnological studies of Okanagan Basin lakes and their contribution to comprehensive water resource planning. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 31: 955–976.
- Stockwell, M.M. and Hyatt, K.D. 2003. A summary of Okanagan sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) escapement surveys by date and river segment from 1947 to 2001. *Can. Data. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1106: 34 p. plus data CD-ROM.
- Stockwell, M. M., Hyatt, K. D., and D. P. Rankin. 2001. A compendium of historic physical variable observations including air temperature, water temperature, river discharge, and dissolved oxygen conditions in selected portions of the Okanagan Basin in Canada and the United States. *Can. Data. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1078: 8 p. + CD-ROM.
- Stockwell, M.M., Hyatt, K.D., Alex, K., Louie, C., and Machin, D. 2020. Methods and Summary Observations of Okanagan Sockeye Salmon Spawn Timing, Fry Emergence, and Associated Water Temperatures (Brood Years 2002-2018). *Can. Data. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1300: vii + 61 p.
- Tannant, D.D., and Skermer, N. 2013. Mud and debris flows and associated earth dam failures in the Okanagan region of British Columbia. *Canadian Geotechnical Journal*. 50: 820–833.
- Turner, N.J., Ignace, M.B., and Ignace, R. 2000. Traditional ecological knowledge and wisdom of aboriginal peoples in British Columbia. *Ecological applications*. 10: 1275–1287.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2018. Assessment of Climate Change Impacts on Temperature of the Columbia and Snake Rivers. EPA Region 10, Seattle, WA.
- Veale, A.J. and, Russello, M.A. 2016. Sockeye salmon repatriation leads to population re-establishment and rapid introgression with native kokanee. *Evolutionary Applications*. 9: 1301–1311.
- Vernon, R.V. 2015. A Native perspective: Food is more than consumption. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*. 5: 137–142.
- Walters, C.J., Hilborn, R., and Christensen, V. 2008. [Surplus production dynamics in declining and recovering fish populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 2536–2551.
- Webster, J. 2007. Kokanee stream spawner enumeration of the Okanagan basins main lakes. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C.
- Withler, R.E., Bradford, M.J., Willis, D.M., and Holt, C. 2018. [Genetically Based Targets for Enhanced Contributions to Canadian Pacific Chinook Salmon Populations](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/019. xii + 88 p. (Erratum: October 2023)
- Wolman, M.G., 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Transactions American Geophysical Union - Wiley Online*. 35: 951-956.
- Wor, C., Greenberg, S.A., and Pestal, G. 2024. samEst: Salmon Stock Recruitment Estimation Models. R package.
- Wright, H., and Smith, H. 2004. Management Plan for Experimental Reintroduction of Sockeye into Skaha Lake; Proposed Implementation, Monitoring, and Evaluation, 2004 Technical Report. Bonneville Power Administration, Portland, OR.

14. ANNEXES

14.1. ANNEXE A

Sources de données, organismes de financement et dépôts de données associées

Tableau A1. Sources de données, organismes de financement et répertoires de données connexes. Abréviations (en ordre alphabétique) : ministère des Forêts de la Colombie-Britannique (BC MoF), Chelan County Public Utility District (CCPUD), Columbia River Intertribal Fish Commission (CRITFC), Colville Confederated Tribes (CCT), Douglas County Public Utility District (DCPUD), Grant County Public Utility District (GCPUD), Pêches et Océans Canada (MPO). Voir les notes de bas de page pour les données disponibles en ligne. Des données supplémentaires seront disponibles en ligne dans la bibliothèque du MPO en 2025.

Unité du lac	Type de données	Paramètre	Années	Bailleur de fonds du projet	Zone d'étude
Population du lac Osoyoos	Acoustique dans le lac ¹	Estimations de la population de saumons rouges/kokanis juvéniles	2005 à 2023	DCPUD, MPO (Initiative de la Stratégie relative au saumon du Pacifique)	Lac Osoyoos
Population du lac Osoyoos	Chalut dans le lac ¹	Saumons rouges/kokanis juvéniles – longueur, poids, croissance, survie, contenus stomacaux	2005 à 2023	DCPUD, MPO (Initiative de la Stratégie relative au saumon du Pacifique)	Lac Osoyoos
Population du lac Osoyoos	Dynamique du réseau trophique dans le lac ¹	Température de l'eau, oxygène dissous; rejet; nutriments	2005 à 2023	DCPUD	Lac Osoyoos
Population du lac Osoyoos	Dénombrement des frayères du saumon rouge	Estimations de la population de saumons rouges/kokanis géniteurs adultes	2000 à aujourd'hui	DCPUD, MPO	Rivière Okanagan (Oliver-Osoyoos)

Unité du lac	Type de données	Paramètre	Années	Bailleur de fonds du projet	Zone d'étude
Population du lac Osoyoos	Analyse des nids de fraie du saumon rouge	Répartition de la fraie, quantités et paramètres de l'habitat	2000 à 2004 et 2008	DCPUD	Rivière Okanagan (Oliver-Osoyoos)
Population du lac Osoyoos	Carcasses de saumons rouges et échantillonnage biologique	Saumons rouges/kokanis adultes – âge, longueur et fécondité (avant 2013)	2000 à aujourd'hui	DCPUD	Rivière Okanagan (Oliver-Osoyoos)
Population du lac Osoyoos	Évaluations de la fraie du saumon rouge	Dénombrement des frayères	2002	BPA	Rivière Okanagan (Oliver-Osoyoos)
Population du lac Osoyoos	Échantillonnage biologique des juvéniles – longueur, poids, contenus stomacaux ¹	Saumons rouges/kokanis juvéniles – longueur, poids, contenus stomacaux	2005 à 2024	CRITFC, GCPUD, CCPUD	Lac Osoyoos
Population du lac Osoyoos	Mysidacés et zooplancton ¹	Densité et biomasse; contenus stomacaux de mysidacés (2005 à 2017)	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Lac Osoyoos
Population du lac Skaha	Mysidacés et zooplancton ²	Densité et biomasse; contenus stomacaux de mysidacés (2005 à 2017)	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Lac Skaha
Population du lac Skaha	Acoustique dans le lac ²	Estimations de la population de saumons rouges/kokanis juvéniles	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Lac Skaha
Population du lac Skaha	Chalut dans le lac ²	Saumons rouges/kokanis juvéniles – longueur, poids, croissance, survie	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Lac Skaha

Unité du lac	Type de données	Paramètre	Années	Bailleur de fonds du projet	Zone d'étude
Population du lac Skaha	Dénombrement des frayères de saumons rouges/kokanis	Estimations de la population de saumons rouges/kokanis géniteurs adultes	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Chenal de Penticton
Population du lac Skaha	Carcasses et échantillonnage biologique	Saumons rouges/kokanis adultes – longueur, poids, otolithes pour la proportion de poissons d'écloserie/archives génétiques	2005 à 2023	GCPUD, CCPUD, MPO	Chenal de Penticton
Population du lac Skaha	Échantillonnage biologique des juvéniles – longueur, poids, contenus stomacaux ²	Saumons rouges/kokanis juvéniles – longueur, poids, contenus stomacaux	2005 à 2025	CRITFC, GCPUD, CCPUD	Lac Skaha
Populations des lacs Osoyoos et Skaha	Évaluations des nids de fraie, mesure du gravier à l'aide de relevés sur le terrain et par drone	Gravier de tailles D ₅₀ et D ₈₄	2019 à 2024	DCPUD	Rivière Okanagan
Population de l'Okanagan	Évaluations des nids de fraie, mesure de la taille des particules à l'aide de relevés sur le terrain	Gravier de taille D ₅₀ et D ₈₄	2023	CCT – Okanagan Subbasin Habitat Improvement Program/Upper Columbia Habitat Improvement Program; MPO	Affluents du lac Okanagan
Population de l'Okanagan	Dénombrement des saumons kokanis qui fraient dans les rivières et échantillonnage biologique	Saumon kokani adulte – population et répartition	2000 à aujourd'hui	BCMof	Affluents du lac Okanagan

14.2. ANNEXE B

Code STAN pour le modèle de base de Ricker

Cette version a été modifiée à partir de la version de janvier 2024 du progiciel *samEst* (Wor et al. 2024), disponible à l'adresse <https://github.com/Pacific-salmon-assess/samEst>. Cette spécification de modèle concerne un modèle de Ricker statique sans paramètres variables dans le temps ni autocorrélation des termes d'erreur, dans le cadre de la fonction *sr_mod()* du progiciel.

```
m="data{
  int<lower=1> N;//nombre d'échantillons annuels (longueur de la série chronologique)
  vector[N] R_S; //log(recrues par géniteur)
  vector[N] S; //géniteurs dans le temps T
  real log_b_mean; //moyenne de la distribution normale de l'a priori log_b
  real log_b_sd; //sd pour la distribution normale de l'a priori log_b
  real log_b_lb; //limite inférieure de l'a priori log_b
  real log_b_ub; //limite supérieure de l'a priori log_b
}
parameters {
  //suivi préalable selon https : //stackoverflow.com/a/57718910
  //à priori d'échantillon
  real p_log_a;
  real p_log_b;
  real p_sigma;
  // a priori réel
  real log_a;//productivité initiale (sur une échelle logarithmique)
  real <lower = log_b_lb, upper = log_b_ub> log_b; //capacité de débit
  real<lower = 0> sigma; //composantes de la variance
}
transformed parameters {
  réel b;
  b = exp(log_b); //empêche b (dépendance de la densité) d'être négatif (c'est-à-dire positif)
}
model {
  //a priori à suivre
  p_log_a ~ normal(1.5,2.5); //productivité intrinsèque – a priori large
  p_log_b ~ normal(log_b_mean, log_b_sd); //Paramètre de capacité par tête – a priori personnalisé
  p_sigma ~ normal(0,1); /demi normale sur la variance (limite inférieure de zéro)
  //a priori
  log_a ~ normal(1.5,2.5); //productivité intrinsèque – a priori large
  log_b ~ normal(log_b_mean, log_b_sd); //paramètre de capacité par tête – a priori personnalisé
  //termes de variance
  sigma ~ normal(0,1); /demi normale sur la variance (limite inférieure de zéro)
  R_S ~ normal(log_a - S*b, sigma);
}
generated quantities {
  vector [N] log_lik;
  real S_max;
  real U_msy;
  real S_msy;
  for (n in 1:N) log_lik [n] = normal_lpdf (R_S [n]|log_a - S [n]*b, sigma);
  S_max = 1/b;
  U_msy = 1-lambert_w0(exp[1-log_a]);
  S_msy = (1-lambert_w0[exp[1-log_a]])/b;
```

14.3. ANNEXE C

Évaluation de l'état de l'UC du saumon rouge Osoyoos-Skaha-Okanagan dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage

Introduction

L'algorithme pour les approximations rapides de l'état du saumon selon la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) a été élaboré pour se rapprocher du processus de décision utilisé pour les désignations d'états consensuelles dans une série d'ateliers d'experts (MPO 2024). L'algorithme génère un état qualitatif de l'UC (*rouge*, *ambre*, *vert*) en répondant à une série de questions par « oui » ou « non » concernant les données disponibles sur les géniteurs et un ensemble de paramètres et de points de référence normalisés.

L'évaluation rapide de l'état comprend les étapes suivantes : 1) examen des données, 2) calcul de quatre paramètres normalisés (abondance relative, abondance absolue, tendance à long terme, pourcentage de changement sur trois générations), 3) application de l'algorithme pour évaluer le statut d'après les paramètres disponibles, 4) examen du statut résultant et élaboration d'un texte qui reprend les informations supplémentaires importantes. Cet examen par les experts de l'UC (c'est-à-dire les responsables de l'évaluation des stocks du MPO, les groupes autochtones et les experts locaux) est une étape obligatoire avant la finalisation de l'évaluation de l'état. Lorsqu'une UC est évaluée pour la première fois, le processus d'évaluation rapide de l'état de la PSS suit généralement ces étapes de manière itérative pendant plusieurs cycles avant de finaliser la détermination de l'état. Les mises à jour annuelles ultérieures peuvent être générées facilement et rapidement avec les mêmes paramètres, et un examen plus détaillé de l'état est déclenché si l'un des indicateurs ou la situation globale signale un changement radical, ou si un autre changement fondamental se produit (par exemple, un événement extrême comme le glissement de terrain de Big Bar).

Données, paramètres et points de référence

Des paramètres normalisés de l'état et des critères de référence peuvent être calculés et évalués pour l'ensemble de l'UC ou pour des sites indicateurs au sein de l'UC. L'unité de gestion des stocks de saumon rouge de l'Okanagan (UGS) consiste en une seule unité de conservation (UC) avec trois lacs d'alevinage. Chaque lac constitue, pour l'essentiel, une population géographiquement distincte avec un historique de reconstitution unique, un apport différent de géniteurs issus d'écloseries et une disponibilité de données différente (tableau C1 et section 4). Il est à noter que Holtby et Ciruna (2007) ont initialement défini l'UC comme étant uniquement constituée du lac Osoyoos, parce qu'il s'agissait à l'époque du seul lac abritant des géniteurs naturels. Compte tenu des réintroductions dans les lacs Skaha et Osoyoos depuis lors, la définition de l'UC a été officiellement révisée pour inclure les trois lacs et l'UC a été rebaptisée *saumon rouge Osoyoos-Skaha-Okanagan*.

Au cours de la période utilisée pour l'évaluation de l'état (2004 à 2023), il a été noté que la contribution des géniteurs issus d'écloseries est faible pour la population du lac Osoyoos (INP 2004 à 2023 entre 0,79 et 1,00), plus importante pour le lac Skaha pendant la phase de réintroduction, avec un INP variant entre 0,54 et 1,00, et élevée pour la population du lac Okanagan, avec un INP de 0,50 en 2022 (section 4.4). Dans les évaluations d'état des UC de saumon chinook de la côte ouest de l'île de Vancouver, les populations dont l'INP était inférieur à 51 % ont été exclues de la série d'indicateurs de l'abondance des géniteurs. Pour les autres unités de conservation du saumon chinook, tous les sites présentant une contribution substantielle de l'écloserie ont été exclus. Compte tenu de ces précédents, la population du lac

Skaha pourrait être incluse ou exclue, mais celle du lac Okanagan est exclue. Nous avons choisi d'utiliser la série chronologique combinée des lacs Osoyoos et Skaha comme base pour l'évaluation de l'état, parce qu'elle capture presque tous les géniteurs naturels dans l'UC au cours des dernières années. Une fois qu'une population de fraie naturelle autonome sera pleinement établie dans le lac Okanagan, la série chronologique utilisée pour l'évaluation de l'état des stocks devra être reconsidérée. Le tableau C2 résume la manière dont les quatre paramètres de l'état normalisés ont été calculées pour la série chronologique combinée des géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha.

Tableau C1. Unités de conservation incluses dans l'unité de gestion des stocks du saumon rouge de l'Okanagan.

N° de l'UC	Nom de l'UC	Populations et données disponibles
SEL-01-01	Saumon rouge Osoyoos-Skaha-Okanagan	<p>L'UC est formée de trois populations :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pour le lac Osoyoos, il existe des estimations continues de l'abondance des géniteurs à partir de 1961, mais en raison des améliorations apportées à la gestion de l'eau et à l'évaluation des stocks, seules les estimations à partir de 2004 ont été utilisées pour l'ajustement du modèle RR et l'évaluation de l'état dans le présent document. • Le lac Skaha a été inaccessible pendant longtemps et 2011 est la première année où des géniteurs ont été réintroduits. • Le lac Okanagan a été inaccessible pendant longtemps et 2022 est la première année où des géniteurs ont été réintroduits.

Tableau C2. Spécifications pour le calcul des quatre paramètres normalisés de l'état de la PSS. Tous les paramètres utilisent une moyenne générationnelle de l'abondance des géniteurs, calculée comme la moyenne géométrique sur quatre ans.

Paramètre	Détails
Série	La somme des estimations de géniteurs pour les lacs Osoyoos et Skaha à partir de 2012 est utilisée. Les années 2010 et antérieures ont été exclues, car la composante du lac Skaha de la série n'avait pas encore de géniteurs. L'année 2011 a été exclue, car l'estimation du nombre de géniteurs pour le lac Skaha cette année-là est considérée comme très incertaine. Une série chronologique cohérente pour la somme de géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha est disponible pour 2012 à 2023.
Abondance relative	Utilisation de 20 % et 40 % du G_{\max} fondé sur l'habitat pour les lacs Osoyoos et Skaha combinés, avec un point de référence inférieur de 28 603 et un point de référence supérieur de 57 207.
Abondance absolue	Les points de référence sont les mêmes pour toutes les UC, fixés à 1 000 et 10 000 géniteurs. Ces valeurs sont tirées des critères du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et ont été élaborées selon des considérations largement applicables en matière de biologie des populations.
Tendance à long terme	Les points de référence normalisés sont 50 % et 75 % de la moyenne à long terme. Ce paramètre s'applique à cette UC, mais la série chronologique utilisée pour l'évaluation de l'état est trop courte pour le calculer à l'heure actuelle, car la mesure nécessite au moins 15 ans de données.
Pourcentage de changement sur trois générations	Les points de référence normalisés sont une baisse de 25 % et de 15 % sur trois générations, calculée pour des séries chronologiques logarithmiques. Ce paramètre s'applique à cette UC, mais ne peut être calculé que pour la dernière année

Paramètre	Détails
	disponible (2023) à l'heure actuelle, car elle nécessite 12 années d'estimations des géniteurs (3* âge dominant, qui est de 4 ans pour cette UC).

Processus d'examen par des experts

Les estimations de géniteurs et les estimations du G_{\max} fondé sur l'habitat pour les trois lacs d'alevinage ont été élaborées en étroite collaboration avec l'ONA et examinées par des pairs dans le cadre du processus du SCAS pour ce document de recherche. Les données rapides sur l'état (choix de la série chronologique, année incluse, paramètres), les tableaux de bord de l'état et les descriptions de l'état qui en résultent ont été examinés avec les experts en évaluation des stocks du MPO et les représentants techniques de l'ONA.

Résumé de l'évaluation rapide de l'état

L'évaluation rapide de l'état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan pour 2023 a défini l'état comme « ambre », en utilisant l'abondance combinée des géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha. Le tableau C3 ci-dessous présente un exposé des faits réalisé par des experts, qui fournit le contexte de la détermination de l'état.

Tableau C3. Évaluation rapide de l'état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan pour 2023. L'évaluation de l'état de la PSS est décrite en détail dans MPO (2024) et Pestal et al. (2023).

Évaluation rapide de l'état de la PSS (2023)	Nœud de l'évaluation rapide de l'état de la PSS
AMBRE, CONFIANCE ÉLEVÉE	<p>L'évaluation rapide de l'état de la PSS pour l'année en cours est « ambre » avec un niveau de confiance <i>élevé</i>. L'échappée moyenne générationnelle récente se situe entre la mesure d'abondance relative la plus basse (20 % du G_{\max} fondé sur l'habitat : 28 603) et le seuil supérieur (40 % du G_{\max} fondé sur l'habitat : 57 207) (nœud 37) (figures C2 et C3; tableau C4). Le paramètre de l'abondance absolue est applicable, car la série chronologique capture la plupart des géniteurs sauvages actuels dans l'UC. La moyenne actuelle des échappées générationnelles est supérieure au seuil supérieur (10 000) pour le paramètre de l'abondance absolue. Lorsque le paramètre de l'abondance relative est applicable, la mesure de la tendance n'est pas utilisée dans l'algorithme rapide de l'état de la PSS (figure C3; tableau C4). L'évaluation rapide de l'état de la PSS n'était « vert » que pour la première année de la série chronologique disponible des moyennes générationnelles (2015). Toutes les années suivantes, l'état a été constamment « ambre », avec un niveau de confiance <i>élevé</i> (2016 à 2023). Le pourcentage de changement (tendances à court terme) n'a pu être évalué que pour 2023; il est en baisse et se situe dans la zone d'état « rouge » pour ce paramètre.</p> <p>Même si l'état est actuellement « ambre », il existe un risque élevé que l'UC passe au « rouge » dans un avenir proche. Les principales pressions qui pourraient faire passer l'UC au statut « rouge » dans un avenir proche sont l'augmentation de la température de l'eau pendant la migration des adultes vers l'amont, la température élevée du lac Osoyoos, ainsi que les captures et les mortalités liées aux captures.</p> <p>Pour ces raisons, il est important que les experts (ONA et MPO) examinent chaque année l'évaluation rapide de l'état de la PSS, qui sera disponible dans le Scanner, et collaborent à des mises à jour régulières.</p>

Évaluation rapide de l'état de la PSS (2023)	Nœud de l'évaluation rapide de l'état de la PSS
	Les évaluations rapides de l'état de la PSS sont un processus scientifique occidental qui ne prend pas en compte les pratiques et les objectifs de gestion plus raffinés de la nation Okanagan.

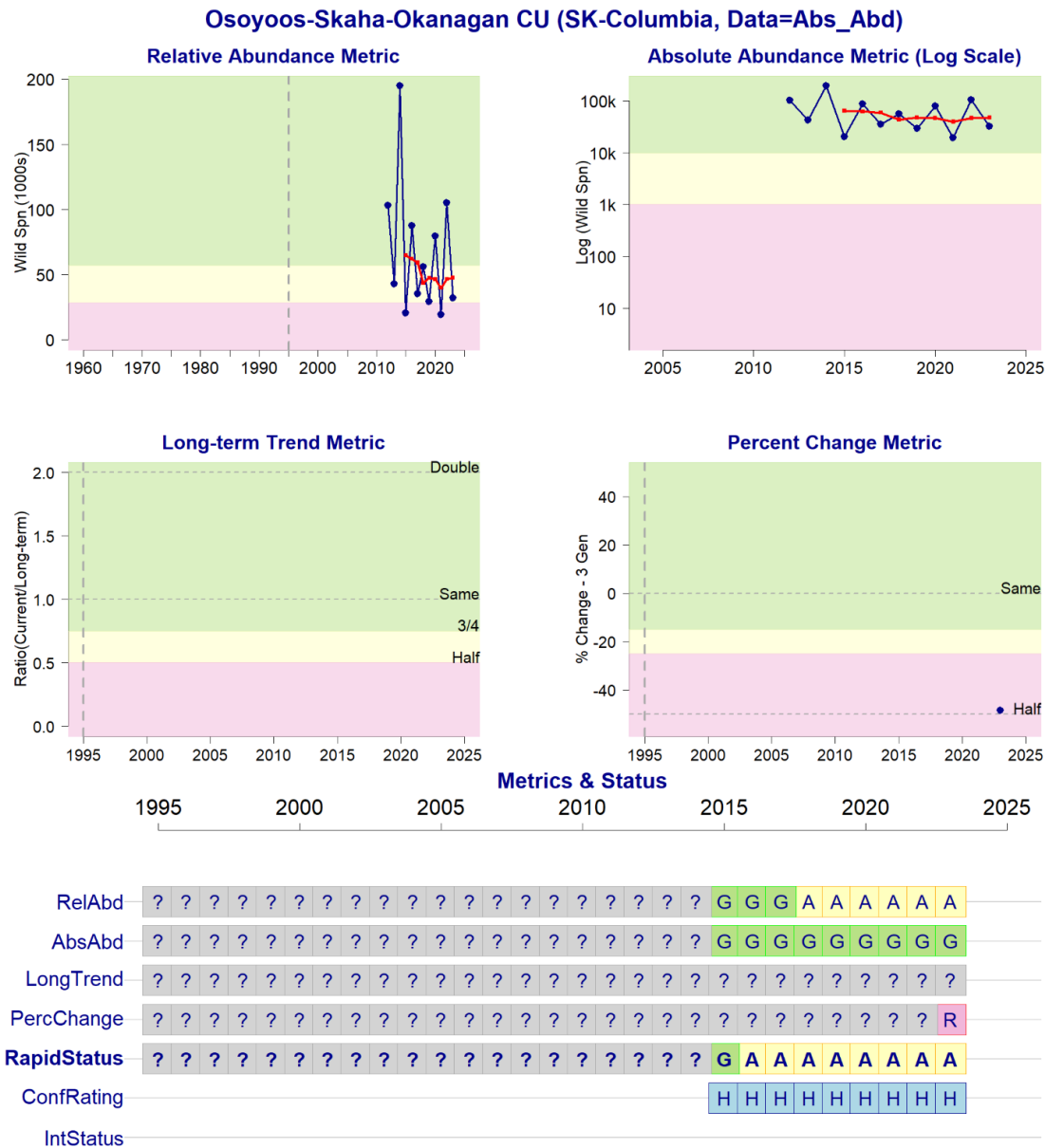


Figure C1. Paramètres et état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan (SEL-01-01) établi en utilisant la somme des géniteurs des lacs Osoyoos et Skaha comme indicateur d'état. Les panneaux supérieurs montrent les quatre paramètres normalisés de la PSS, calculés à partir des séries chronologiques disponibles sur l'abondance des géniteurs. Le panneau du bas résume l'état pour chaque paramètre individuel et montre l'évaluation rapide de l'état de l'UC qui en résulte, avec un indice de confiance. Cette UC n'a pas été évaluée précédemment dans le cadre d'un atelier intégré d'évaluation de l'état de la PSS, de sorte que la ligne État intégré est vide.

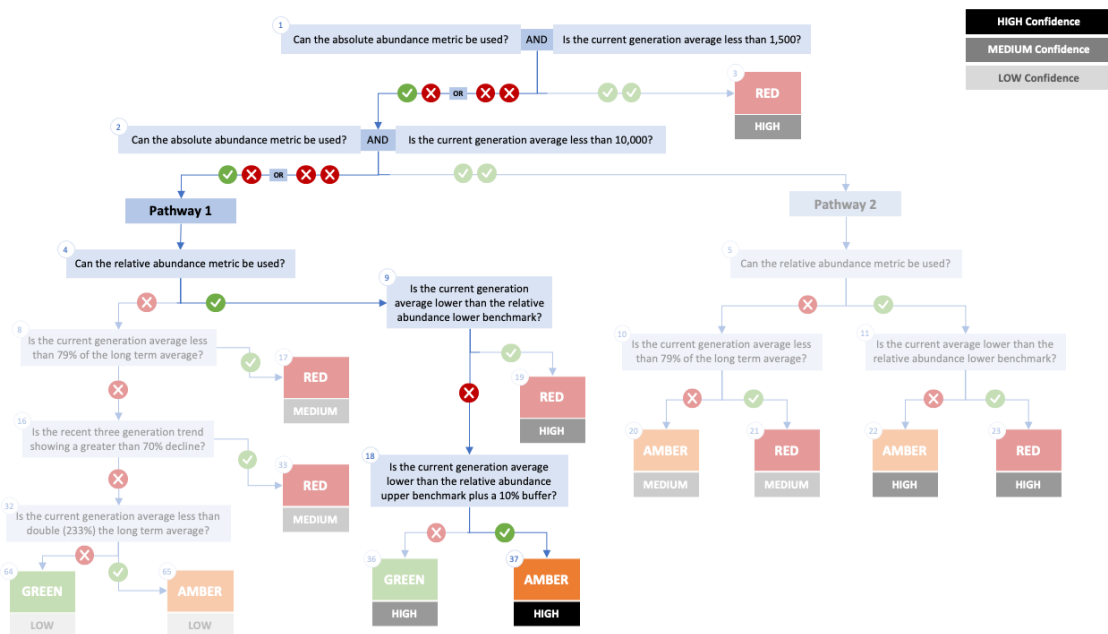


Figure C2. Algorithme utilisé pour évaluer l'état de l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan (SEL-01-01) en 2023. Le paramètre d'abondance absolue est bien supérieur au point de référence supérieur de 10 000 (nœuds 1 et 2), le paramètre d'abondance relative s'applique ici (nœud 4), et l'abondance moyenne de la génération actuelle se situe entre les points de référence inférieur et supérieur pour le paramètre d'abondance relative (nœuds 9 et 18), fixés à 20 % et 40 % du G_{max} fondé sur l'habitat. L'état de cette UC est donc désigné comme « ambre » avec un niveau de confiance élevé au nœud 37.

Tableau C4. Chemin de l'arbre de décision à partir des données et des valeurs métriques pour l'UC Osoyoos-Skaha-Okanagan (SEL-01-01) en 2023; cela correspond à la figure C4 ci-dessus. Pour chaque nœud, la décision de l'algorithme est prise en comparant la valeur actuelle du paramètre de l'UC au seuil métrique et en répondant par Oui ou Non, en parcourant les nœuds et les décisions séquentielles jusqu'à ce que l'évaluation rapide de l'état de la PSS pour cette UC et cette année soit obtenue.

Nœud	Paramètre	Valeur actuelle des UC	Seuil métrique	Décision sur l'algorithme
1	abondance absolue	MoyGen = 47 636	Moins de 1 500	NON
2	abondance absolue	MoyGen = 47 636	Moins de 10 000	NON
4	abondance relative	applicable	Le paramètre de l'abondance relative est-il applicable?	OUI
9	abondance relative	MoyGen = 47 636	Moins de 28 603	NON
18	abondance relative	MoyGen = 47 636	Moins de 57 207	OUI
37	NŒUD DE L'ÉTAT FINAL			AMBRE