

Développement d'une méthodologie d'évaluation de la sensibilité hydrogéomorphologique des rivières à saumon de la Gaspésie et du Bas-St-Laurent.

Mathieu Simoneau, Gabrielle Beaudry et Thomas Buffin-Bélanger



Remis à la Fédération québécoise pour le saumon atlantique
05/07/2021

Résumé

Nous connaissons l'importance de la qualité du milieu abiotique dans le cycle de vie du saumon atlantique et sa sensibilité face à de grands changements hydrologiques et sédimentaires. Cependant, comprendre et prédire les répercussions des exploitations forestières sur la qualité des milieux aquatiques implique une chaîne de processus complexes dont certains ne sont qu'encore partiellement compris (Cosandey 1995). Il est encore difficile d'établir des liens de causalité directs entre opérations forestières et sensibilité de l'habitat du saumon. En revanche, plusieurs outils décisionnels ont été conçus, non pas pour prédire les effets de l'exploitation forestière sur les cours d'eau, mais pour guider les gestionnaires vers un aménagement plus durable. Ce rapport propose une revue de littérature des effets possibles des coupes forestières sur l'habitat du saumon ainsi que d'outils d'aide à la gestion des opérations forestières menant à un aménagement durable. Inspiré par ces outils, ce rapport propose également deux approches de gestion intégrant des notions d'hydrogéomorphologie et d'habitat du saumon : l'approche bivariée et l'approche par habitat limite. Ces approches ont été créées spécifiquement pour intégrer une dimension hydro-géomorphologique à des plans d'aménagement forestiers et ainsi adapter la gestion des coupes aux caractéristiques physiques de l'habitat du saumon dans les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine.

Ce projet a été financé par une subvention de la FQSA.

INTRODUCTION.....	4
REVUE DE LITTÉRATURE	5
IMPACTS HYDROLOGIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON	5
Perte du couvert ligneux.....	5
Perturbations pédologiques	6
IMPACTS GÉOMORPHOLOGIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON	7
Augmentation de la concentration de sédiments fins en suspensions (SS).....	7
Aggradation et linéarisation du lit du chenal	8
IMPACTS ÉCOSYSTÉMIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON	8
Disparition de sites propices à la ponte et à l'élevage	8
Augmentation de la mortalité des œufs et des alevins emportés par les crues	9
Augmentation de la mortalité des alevins causée par la turbidité de l'eau	9
Effets néfastes des concentrations élevées de sédiments en suspension sur le comportement et la physiologie du poisson	10
NORMES GÉNÉRALEMENT ADMISES POUR MINIMISER L'IMPACT DES COUPES FORESTIÈRES	11
Protection des bandes riveraines	11
Réduction des routes forestières et des ornières causées par la machinerie	12
Contrôle des aires équivalentes de coupes (AEC) dans les bassins versants	12
LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES BASSINS VERSANTS.....	12
Évaluation terrain	12
Photographies aériennes et outils géomatiques.....	13
OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION.....	14
Outils d'aide à la décision pour la dynamique du bois en rivière (Boivin et al. 2019)	

Project Screening Matrix (NOAA, 2011)	16
Watershed Assessment Procedure (1999).....	18
River Restoration Analysis Tool (NOAA, 2011).....	18
PROPOSITION D’APPROCHES INTÉGRANT L’HYDROGÉOMORPHOLOGIE	
19	
L’APPROCHE BIVARIÉE	19
Indice de sensibilité Morphologique (ISM)	20
Indice de Qualité de l’Habitat (IQH)	23
Spatialisation de l’approche bivariable	24
L’APPROCHE DE L’HABITAT LIMITE.....	24
Granulométrie médiane (D50):.....	26
Profondeur moyenne (P) et vitesse moyenne (V)	27
Spatialisation de l’Habitat Limite	27
DISCUSSION.....	28
RAPPEL DES OBJECTIFS ET DES LIMITES DES APPROCHES.....	28
AMÉLIORATIONS DES OUTILS.....	29
CONCLUSION	29
ANNEXE 1.....	36
ANNEXE 2.....	37
ANNEXE 3.....	38

INTRODUCTION

Le saumon atlantique est une des espèces endémiques de salmonidés présentes dans de nombreuses rivières du Québec. L'aire de répartition de ce poisson lithophile se situe principalement dans l'Atlantique Nord, regroupant les territoires du nord-est de l'Amérique du Nord, mais aussi certains pays européens, tels l'Irlande, le Royaume-Uni, la France, les pays scandinaves et les pays baltes. Au Québec, les territoires montagneux de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent offrent des caractéristiques hydrogéomorphologiques idéales pour la fraie et la croissance des saumons juvéniles. Or, ces niches écologiques pourraient être menacées par des perturbations causées par des coupes forestières (FOPO, 2017). En effet les coupes forestières, si elles ne sont pas réglementées adéquatement, peuvent être la cause de nombreux déséquilibres hydrologiques, géomorphologiques et indirectement écosystémiques pour ce salmonidé iconique (Eisenbies, 2006 ; Plamondon, 2004, Wemple, 1996 ; Harr et McCorion, 1979 ; Parkinson, 1999).

De ce fait, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a adopté le Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF) en ce qui a trait au respect des normes environnementales dans le cadre d'opérations forestières. Afin de diminuer l'effet des coupes forestières sur le réseau hydrographique et les milieux aquatiques, les politiques du RADF sont orientées sur 3 différents axes : (1) la minimisation de la densité du réseau (2) la conservation de bandes riveraines de 20 mètres de large sur tout affluent continu et (3) la réduction de la compaction du sol forestier par la machinerie. Pour les bassins versants de plus de 100 Km², la superficie d'exploitation est comptabilisée en aires équivalentes de coupe (AÉC) et ne doit pas dépasser 50% de la superficie du bassin versant. Cette mesure a pour objectif d'éviter l'augmentation des débits de pointe sur les réseaux hydrologiques engendrée par l'exploitation forestière et donc d'atténuer les pressions hydrogéomorphologiques de celles-ci sur les milieux aquatiques. Pour les rivières désignées par le ministre comme étant des rivières à saumon, des mesures supplémentaires sont nécessaires, soit l'élargissement des bandes riveraines de 30 à 60 mètres, et l'aménagement particulier de traverses de cours d'eau etc. (Article 55, RADF).

Bien que ces normes représentent un pas dans la bonne direction, elles demeurent lacunaires. En effet, les normes actuelles prennent peu en considération les réalités géomorphologiques des bassins versants, telles que le passé glaciaire, les styles fluviaux et le dynamisme hydrosédimentaire, qui influencent considérablement l'habitat physique du saumon atlantique. De plus, ces normes ne prennent pas en compte les différences hydrogéomorphologiques au sein d'une même rivière, l'effet cumulatif amont/aval des coupes forestières ainsi que les aires de répartition des différents habitats du saumon dépendamment de son stade d'évolution (fraie, alevin, smolt, etc.). Finalement, ces politiques s'appliquent uniquement aux bassins versants d'une superficie supérieure à 100 km². Or, il est reconnu que le saumon atlantique utilise aussi les cours d'eau de bassins

versants de plus petites superficies (40 et 50 km²). Pourtant, dans ces petits bassins versants, aucune réglementation n'est appliquée pour la protection de ce salmonidé.

Dans ce contexte, ce rapport vise à proposer des outils décisionnels pour les gestionnaires du milieu forestier spécialement conçus pour la préservation des habitats physiques du saumon dans les rivières du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie. Ces outils pourront servir de complément au RADF afin de lutter pour la préservation de l'habitat du saumon. Pour ce faire une revue de la littérature fut effectuée sur (1) les impacts hydrogéomorphologiques et écosystémiques liés à la récolte forestière (Figure 1), (2) les normes généralement admises pour minimiser les impacts négatifs de la récolte sur la faune aquatique et (3) les méthodes d'évaluation des bassins versants et grilles d'analyse des risques écologiques liés à la récolte forestière. Inspirés de cette revue de la littérature, deux modèles théoriques d'outils d'aide à la décision ainsi que leur méthodologie sont ensuite présentés : l'approche bivariée et l'approche de l'habitat limite.

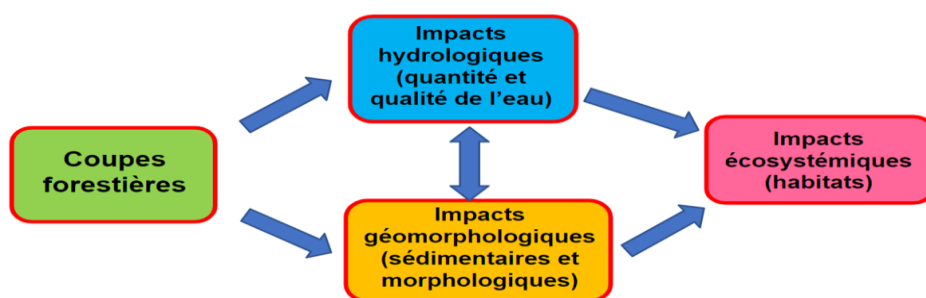


Figure 1 : Modèle conceptuel des impacts des coupes forestières sur les composantes hydrologiques, hydrogéomorphologiques et écosystémiques d'un bassin versant

REVUE DE LITTÉRATURE

IMPACTS HYDROLOGIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON

Perte du couvert ligneux

L'effet de la végétation sur le bilan hydrologique d'un bassin versant est indéniable, et ce pour deux raisons. D'abord parce qu'elle contribue à une meilleure utilisation des réserves d'eau présentes dans le sol, permettant une plus grande évaporation d'eau en fonction des conditions climatiques et de la pédologie du versant. Deuxièmement, elle contribue à intercepter une partie des précipitations incidentes, ce qui augmente l'évaporation (Cosandey, 1995).

Selon Guillemette (2005), l'augmentation d'une aire de coupe s'accompagnerait d'une augmentation des débits de pointes (DP). Ces augmentations de débits culminent lorsque

le déboisement atteint entre 30 et 65% en moyenne. Dans cette étude, Guillemette remarque une augmentation significative des DP dès que 10% du territoire est déboisé. Les plus hauts débits de crues sont survenus lorsque 63% du bassin versant est déboisé et auraient augmenté de près de 61%. Son hypothèse affirmant que les débits maximaux augmentent de pair avec l'aire de coupe est appuyée par la littérature, qui elle, estime qu'entre 30 et 70% d'aire équivalente de coupe impactera les crues annuelles. Il conclut que les bassins versants ne devraient jamais être déboisés à plus de 50% si l'on souhaite garder l'intégrité hydrologique et géomorphologique de ces derniers.

Perturbations pédologiques

Le retrait de la végétation ligneuse et arbustive n'est pas la seule cause de perturbation hydrologique des bassins versants. La compaction des couches supérieures des sols causée par la machinerie ainsi que l'aménagement des routes forestières affecteraient principalement les DP et les événements extrêmes (Eisenbies, 2006).

À travers la littérature, la compaction des sols due à la machinerie forestière est souvent recensée comme un facteur causant une hausse des DP. Elle diminue notamment la capacité de percolation de l'eau à travers les couches de surfaces et ainsi concentre les écoulements de surface en petit réservoir de surface (Eisenbies, 2006 ; Wemple, 1996 ; Harr et McCorion, 1979).

Les routes forestières influencent le réseau hydrographique en augmentant la densité de drainage. Les routes souvent longées par des fossés concentrent et orientent les écoulements en de petits ruisseaux à travers les ponceaux. Ces ruisseaux ainsi concentrés à la sortie des ponceaux incisent les versants lors de grands coups d'eau et forme des ravins. Ces nouveaux couloirs d'écoulement ont pour conséquence de diminuer la répartition temporelle des coups d'eau et donc d'accélérer de la réponse hydrologique (Wemple, 1996).

IMPACTS GÉOMORPHOLOGIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON

Les régimes hydrologiques et sédimentaires sont étroitement liés. Une augmentation du débit liquide, qu'elle soit soudaine ou constante, aura des répercussions directes sur l'équilibre sédimentaire d'un cours d'eau. Lane (1955) conceptualise cet équilibre à travers l'interdépendance entre le débit liquide et le débit solide (Figure 2).

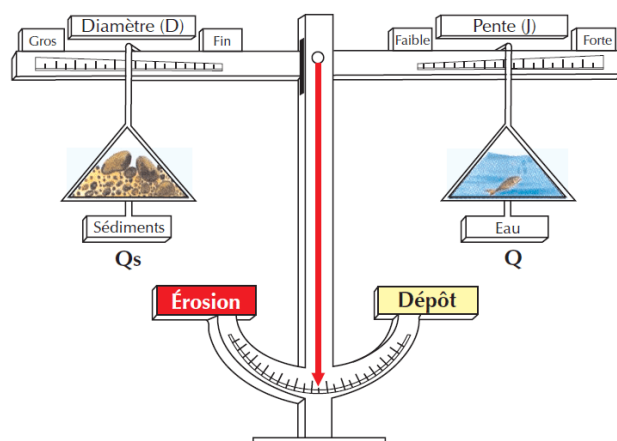


Figure 2 : Balance de Lane (1955)

Augmentation de la concentration de sédiments fins en suspensions (SS)

L'une des premières conséquences hydrologiques dans un bassin est l'augmentation des concentrations en sédiments fins dans les tronçons situés en aval des perturbations. Un réseau routier dense ainsi que des traverses de cours d'eau mal aménagées peuvent être la source de SS. Ces routes souvent dénuées de toute végétation favorisent la formation de rivières et de rigoles qui canalisent l'écoulement de surface, mobilisent les sédiments et la distribuent dans le réseau hydrographique déjà existant (Kreutweizer, 2001 ; Safari, 2015).

Dans une étude de Plamondon (1982), une augmentation de près de 80% de SS suivant les coupes sans conservation de bandes riveraines dans 3 bassins versants du sud de la Beauce (Québec) est observée. Les taux de concentration seraient revenus à la normale seulement l'année suivante, avec le retour de la végétation. Toujours selon Plamondon (1982), l'effet de l'exploitation forestière est considérablement réduit dans les secteurs ayant des bandes riveraines de 15 mètres et plus. De plus, les cours d'eau ayant connu des perturbations naturelles auprès de leurs populations ligneuses, comme des feux de forêt et/ou des infestations d'insectes ravageurs, sont sujets à une augmentation de leurs concentrations

de SS. Le feu et les insectes n'épargnant pas les zones riveraines, réduisant leur cohésion et accélérant le processus d'érosion (Sillins, 2009).

Aggradation et linéarisation du lit du chenal

Les débits de pointes sont souvent des causes ponctuelles de changements morphologiques du lit d'une rivière. Ces changements morphologiques dépendent principalement de la capacité de transport du cours d'eau et des sédiments disponibles. Lors de crues extrêmes il n'est pas rare d'observer une forte aggradation du lit, l'élargissement du chenal, une aggradation des fosses et même la formation de bancs accumulation dans des tronçons ayant une pente plus faible (Montgomery et Buffington, 1998).

Lisle (1982) s'est penché sur la réponse sédimentaire de nombreuses rivières californiennes à la suite des crues extrêmes de décembre 1964. Il constate que plusieurs rivières ont connu des aggradations de près de 4 mètres dans leurs plaines alluviales et ont vu leurs chenaux s'élargir de 100%. Les profils longitudinaux ont montré une aggradation des fosses de sédiments plus fins, une diminution des bancs d'accumulation ainsi qu'un abaissement des seuils, ce qui résulte en une linéarisation du lit des rivières. Cet aplanissement atténue la rugosité du lit de la rivière et augmente donc sa capacité de transport. L'efficacité des débits faibles et moyens à façonner le chenal principal ainsi qu'à transporter des sédiments est donc augmentée. Ce changement de dynamique est principalement dû à la diminution granulométrique du lit.

IMPACTS ÉCOSYSTÉMIQUES DES COUPES FORESTIÈRES SUR L'HABITAT DU SAUMON

Disparition de sites propices à la ponte et à l'élevage

Le lit de la rivière est d'une importance capitale pour le saumon tout au long de son cycle de vie. Il représente un lieu de reproduction, d'alimentation et de protection contre les prédateurs. Le saumon atlantique, comme plusieurs autres poissons fouisseurs, exige des conditions hydrogéomorphologiques bien particulières pour la période de fraie et pour leur croissance, de l'alevin jusqu'au smolt, qui peut durer de 2 à 3 ans. Ces conditions hydrogéomorphologiques sont nombreuses et complexes. Cependant certaines variables abiotiques demeurent récurrentes dans la littérature pour identifier les secteurs propices au saumon : la granulométrie du lit, la vitesse et la profondeur moyenne (Armstrong, 2003 ; Hedger, 2005 ; Hendry et Craig-Hine, 2003). Ces composantes varient en fonction du cycle de vie du saumon et sont de bons indicateurs abiotiques de la répartition spatiale de l'espèce au sein d'un bassin versant.

Or, des changements dans le régime hydrologique d'un bassin versant peuvent avoir des effets considérables sur ces variables hydrogéomorphologiques (Lisle, 1982; Montgomery et Buffington, 1998). L'aggradation du lit ainsi que toutes les conséquences qui en découlent (remplissage des fosses, linéarisation du lit, changement granulométrique, etc.) peuvent réorganiser spatialement la distribution du saumon ou tout simplement provoquer la disparition de son habitat.

Augmentation de la mortalité des œufs et des alevins emportés par les crues

Le saumon atlantique est un poisson fouisseur : lors de la fraie, la femelle creuse de manière superficielle le lit de la rivière (entre 5 et 20 cm) pour y pondre ses œufs. Les œufs, une fois fécondés, seront recouverts de gravier pour ainsi être protégés des prédateurs et des intempéries de la rivière. Or, ces lieux de pontes peuvent être soumis à des stress particulièrement élevés lors de périodes de crue (Jensen et Johnsen, 1999). Les crues annuelles, sur une base générale, agissent comme régulatrices de la qualité abiotique du lit des rivières à fond caillouteux en remaniant les sédiments grossiers et en nettoyant les frayères des sédiments plus fins. (Parkinson, 1999) Cependant, ces changements hydrologiques opérés sur le lit exacerbent la charge de fond qui représentent souvent une cause de la mortalité des œufs, particulièrement pour les moins bien enfouis. Ces taux de perte peuvent aller de 40% à 90% pour les œufs situés entre 5 et 15 centimètres de profondeur du lit (Crisp, 1989). Ces derniers peuvent être écrasés par la charge de fond ou être simplement déplacés dans des milieux impropres à leurs survies. Ces situations touchent particulièrement les saumons de plus petite taille qui ont peine à creuser profondément dans le substrat graveleux. Or, les populations de saumons matures ayant passées plusieurs hivers en mer sont en déclin. Ce sont donc les saumons madeleineaux, souvent de plus petite taille, qui assurent la pérennité de l'espèce, ce qui est d'autant plus inquiétant car ce sont ces derniers dont les œufs sont les moins bien enfouis. (Henry and Cragg-Hine, 2003).

Augmentation de la mortalité des alevins causée par la turbidité de l'eau

La survie des œufs durant le premier hiver constitue le premier goulot d'étranglement démographique et est très influencé par la qualité du milieu qui les abrite. Le fait que la femelle creuse le lit de la frayère libère le lieu de ponte de sédiment fin qui seront transportés en aval. Cet exercice a pour conséquence de créer une plus grande perméabilité interstitielle, indispensable pour l'apport d'oxygène aux embryons. Pour les poissons fouisseurs, l'accumulation de sédiments dans les frayères diminue fortement l'apport en oxygène dissous aux embryons, limitant leurs chances de croissance et même de survie (Parkinson, 1999).

Toutefois, si une mobilisation massive de sédiments en suspension venait à se déposer dû à une déstabilisation des berges durant la période d'incubation des embryons, ce qui aurait

pour effet d'imperméabiliser le substrat ; de forts taux de mortalité seraient à prévoir. Il s'agit de la conclusion de 2 études réalisées dans les années 80. La première étude réalisée par Turnpenny et Williams (1980) a constaté des taux de mortalité allant de 98% à 100% dans des cours d'eau saturés d'eau de lavage de mine. Scrivener et Brownlee (1989), eux, ont noté des pertes de 10 à 13 % d'embryons dans une rivière impactée par des coupes forestières. L'impact des dépôts de sédiments est donc considérable en ce qui a trait à survie des œufs fécondés.

Effets néfastes des concentrations élevées de sédiments en suspension sur le comportement et la physiologie du poisson

Les fortes concentrations de sédiments en suspension dans les rivières ont non-seulement des conséquences sur les frayères, mais elles peuvent également avoir des suites négatives sur les saumons ayant atteint la maturité sexuelle. Dans un rapport publié en 1996 par le ministère de Pêches et Océans Canada, une trop forte turbidité de l'eau peut résulter en des troubles comportementaux et physiologiques.

La première réaction des poissons en présence de sédiments en suspension est d'abord de les éviter en se déplaçant dans les secteurs où l'eau est plus claire. C'est le cas pour le saumon coho, dont le comportement commence à se modifier avec des taux de sédiments aussi bas que 88 MP/L (Bisson et Bilby 1982). Dans les cas où des hauts taux de sédiments en suspension sont généralisés à l'échelle d'un bassin versant, une baisse de la territorialité et un arrêt des mouvements migratoires ont été observés. Ceci peut varier fortement, dépendamment de la quantité de la nourriture disponible et des taux de concentration de sédiments fins au sein du bassin versant (Berg et Northcote, 1985).

Si les salmonidés sont exposés à de fortes concentrations de SS sur une plus longue période de temps, on note une baisse dans leur consommation de nourriture. Ceci s'explique par une diminution de la visibilité, rendant la prédation plus difficile. Noggle (1978) note même un arrêt complet de la prédation des saumons cohos soumis à des concentrations supérieures à 300 mg/L.

Les changements physiologiques sont souvent causés par une exposition prolongée et/ ou par de fortes concentrations de sédiments en suspension. Le stress physiologique que subissent les saumons augmente avec le temps d'exposition à de fortes concentrations de sédiments en suspension. Plusieurs réponses physiologiques sont observables, comme un taux de croissance altérés, un changement chimique du sang, des lésions au niveau des branchies et une diminution du système immunitaire (Anderson et al. 1996)

NORMES GÉNÉRALEMENT ADMISES POUR MINIMISER L'IMPACT DES COUPES FORESTIÈRES

Le MFFP reconnaît, par le biais du Règlement sur l'Aménagement Durable des Forêts (RADF), l'effet certain de l'exploitation forestière sur l'hydrologie des bassins versant et sur les milieux aquatiques. De ce fait, trois grands alignements sont mis en application : la protection des bandes riveraines, la réduction des routes forestières et des ornières causées par la machinerie et le contrôle des aires équivalentes de coupes (AEC) dans les bassins versants.

Protection des bandes riveraines

L'une des premières mesures de protection pour préserver l'intégrité des cours d'eau est l'aménagement de bandes riveraines le long des tronçons à l'écoulement dit « constant ». Leur largeur varient en fonction des types d'habitats aquatiques présents. Les bandes riveraines ont une multitude de rôles morphologiques et biotiques sur les affluents. Elles servent particulièrement à la cohésion des berges, à la régulation de la température, à la rétention des SS, à la filtration des polluants, à l'atténuation des débits de crue et représentent un apport de débris ligneux. (Kauffman et Krueger, 1984 ; Naiman et al., 2002) Les normes québécoises obligent des bandes riveraines d'un minimum de 20 mètres sur les cours d'eau permanents des bassins versants de plus de 100 km carrés. Les activités de récoltes et la circulation de machinerie forestière sont interdites dans cette zone. Les rivières considérées « à saumon » bénéficient d'un traitement supplémentaire. Leurs bandes riveraines sont élargies à 60 mètres afin de protéger au maximum l'intégrité des rives.

Le gouvernement est bien conscient des conséquences des traverses et d'un réseau forestier sur l'apport de sédiments fins en suspension dans le réseau hydrographique. L'article 26 du RADF interdit tout passage de machinerie dans un cours d'eau. Pour ce faire, le ministère a élaboré une série de protocoles d'aménagement de calvettes et de ponceaux aux traverses de ruisseaux et de rivières. Ces traverses sont contraintes à de nombreux standards afin de réduire leurs impacts sur le cours d'eau. En effet, leur aménagement doit prendre en considération les débits de pointe et la stabilité des berges. On doit notamment y inclure, lors de leur aménagement, « une zone de travail asséchée » ainsi qu'« un rideau de confinement » pour atténuer l'érosion des berges et la contamination des sols par des fluides hydrauliques. Dans le cas plus spécifique d'une rivière à saumon, il est d'autant plus interdit de le construire au-dessus d'une fosse et/ou à moins de 100 mètres en amont de celle-ci (RADF, article 89).

Pour les secteurs requérant des fossés de drainage sylvicoles, des bassins de décantation sont obligatoires avant le retour de ces eaux dans le chenal principal. Ceux-ci doivent se situer à l'extérieur des bandes riveraines et être vidés de leurs sédiments lorsqu'ils sont

pleins à plus de 50%. Ces bassins ont pour but de réduire la quantité de SS rejetée dans le cours d'eau principal en offrant un milieu de sédimentation pour les fossés de drainage sylvicoles.

Réduction des routes forestières et des ornières causées par la machinerie

Selon le Ministère des forêts, de la Faune et des Parcs, une ornière se définit comme « une trace creusée dans le sol par les roues ou chenilles d'un engin forestier (...) et qui mesure au moins 4 mètres de long » (RADF, article 45). La formation d'ornières peut être la cause d'un réseau hydrographique artificiel et peut être à l'origine de l'apport de sédiments en suspension dans les cours d'eau (Safari, 2015 ; Wemple, 1996). En sol organique, une ornière est un déchirement du tapis végétal dont les traces ont une profondeur minimale de 200 millimètres. Celles-ci ne doivent pas dépasser 25 % de la longueur totale des sentiers par « aire de coupe totale ». Le but de cette mesure est d'éviter toute connexion entre les roulières aux réseaux hydrographiques déjà existants.

Contrôle des aires équivalentes de coupes (AEC) dans les bassins versants

Finalement, le MFFP a décidé d'instaurer une limitation quant aux surfaces coupées dans les bassins versants de plus de 100 km² basée sur les recommandations du rapport de Plamondon (2004). Le but de cette politique est de minimiser l'incidence de la perte de matière ligneuse sur les débits de pointe propices à des changements morphologiques majeurs de la rivière. Elle consiste à restreindre les coupes normales avec protection de la régénération au sol (CPRS) à 50% de l'aire totale du bassin versant, en tenant compte de l'effet des coupes antérieures. Avec ces mesures, Plamondon conclut que les risques d'augmentation significative des débits de pointe pouvant modifier les structures morphologiques du réseau hydrographique sont de « faible » à « modéré ».

LES MÉTHODES D'ÉVALUATION DES BASSINS VERSANTS

Le dynamisme hydrogéomorphologique d'un bassin versant est complexe et singulier. Afin de le comprendre et d'en brosser un portrait le plus fidèle possible, il est important d'utiliser les méthodes d'évaluation les plus efficaces possible. Néanmoins, certaines évaluations ont des contraintes budgétaires, de temps et/ou simplement de ressources disponibles. Il est donc important de connaître ces contraintes et d'adapter la méthodologie en fonction de celles-ci.

Évaluation terrain

L'évaluation terrain est la méthode la plus directe et permet de diminuer l'incertitude en comparant des données estimées et réelles. Bien que les données terrain sont, pour la

majorité des cas, prises de manière ponctuelle, tant temporellement que spatialement, celles-ci offrent les mesures les plus proches de la réalité. Elles sont donc indispensables à la validation de certaines approches théoriques.

L'évaluation terrain consiste, dans un premier temps, à effectuer au moins un inventaire ichtyologique par tronçon aux caractéristiques hydrogéomorphologiques homogènes. Cet inventaire devra, en plus de quantifier le nombre d'individus, déterminer leur sexe, leur taille ainsi que leur stade de croissance. Cet inventaire sert à déterminer les aires de répartition de l'espèce ainsi qu'à brosser un portrait physiologique des individus. Pour ce faire, différentes méthodes sont disponibles pour la capture des saumons juvéniles. Par exemple, Sinave et Taillefer (2018) ont utilisé une senne pour leur inventaire. La senne est un très grand filet que l'on installe perpendiculairement au courant de la rivière et dont son centre est souvent muni d'une cavité pour recueillir les saumons. D'autres utilisent la pêche électrique pour leurs inventaires.

Dans un deuxième temps, une caractérisation du bassin versant, ou du moins d'une partie, est nécessaire afin d'identifier les tronçons hydromorphologiquement homogènes et de spatialiser d'éventuels sites propices aux saumons. D'abord visuelle, la caractérisation permet d'identifier les différents faciès d'écoulement ainsi que les processus fluviaux. Une caractérisation quantitative est nécessaire pour les observations terrain. Des relevés topographiques du lit de la rivière ainsi que des mesures de débit et granulométriques sont nécessaires pour corrélérer les estimations calculées par nos modèles. Les profils topographiques se font généralement à l'aide d'un système de positionnement global différentiel (DGPS) ayant des marges d'erreur de quelques millimètres. Pour calculer le débit dans les rivières peu profondes, un courantomètre peut être utilisé. Pour des rivières à plus fort débit certains échosondeurs montés sur de petits radeaux peuvent calculer les vitesses d'écoulement dans la colonne d'eau.

Photographies aériennes et outils géomatiques

L'évaluation terrain, bien que souvent essentielle dans l'étude des phénomènes fluviaux, est souvent onéreuse en termes de ressources, tant financières, logistiques qu'humaines. De ce fait, il existe d'autres outils d'évaluation, souvent moins dispendieuses qui complètent, voire remplacent, partiellement une évaluation terrain. Ces outils alternatifs deviennent particulièrement intéressants lorsque les sites d'études sont très vastes et/ou nombreux et que l'on possède des ressources limitées. Des outils comme des photographies aériennes et les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont utilisés.

Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) utilise, depuis des années 80, les photographies aériennes pour localiser et estimer les populations de saumons dans les rivières du Québec. Ces analyses photographiques aident à estimer la granulométrie du substrat ainsi qu'à déterminer les faciès d'écoulement, les fosses, les seuils, les rapides et

tous les obstacles à la migration (Côté et al. 1987 ; Caron et al. 1985). En géomorphologie fluviale, les photographies aériennes sont devenues essentielles à la compréhension du dynamisme des rivières. Prises depuis plus d'un siècle, ces photographies informent, sur les anciens tracés parcourus par le cours d'eau et permettent donc d'identifier les progressions latérales du lit, les styles fluviaux, les zones d'érosions et d'aggradations et l'évolution de l'anthropisation de ses berges.

Aujourd'hui les SIG offrent aux géomorphologues et biologistes de puissants outils de calcul permettant de quantifier des phénomènes autrefois soumis à des évaluations uniquement qualitatives. La démocratisation des données matricielles et vectorielles offre des informations variées. Les données d'élévation de plus en plus précises, allant d'une résolution de 10 à 30 mètres pour les modèles numériques d'élévation (DEM) à une résolution de quelques millimètres pour les données LIDAR (*laser detection and ranging*), sont utilisées pour des calculs d'indicateurs hydrologiques et morphologiques comme la pente, la puissance spécifique, le confinement, l'aire de drainage, etc.

Ces outils géomatiques, combinés avec des photographies aériennes, permettent de quantifier l'évolution des bassins versants à travers les années et ainsi prévoir leurs comportements dans le futur. C'est avec ces mesures que l'on peut notamment déterminer l'espace de liberté d'un cours d'eau (Biron et al. 2013).

L'utilisation d'outils géomatiques et de photographies aériennes semblent être avantageuse, en raison de son faible coût et de sa grande couverture spatiale, et donc a privilégier pour le développement d'outils à l'échelle du territoire. Il est évident toutefois qu'une évaluation terrain demeure nécessaire pour valider les résultats obtenus par voie géomatique.

OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

Pour accompagner un gestionnaire dans la prise d'une décision éclairée sur un sujet aussi complexe que le dynamisme fluvial, plusieurs auteurs ont élaboré des outils décisionnels basés sur une méthodologie éprouvée. Ces outils sont souvent schématisés de façon à simplifier leur compréhension et donc faciliter leur application. Cette section propose plusieurs outils de décision schématisés appliqués à différents projets de gestion liés à la dynamique des milieux fluviaux.

Outils d'aide à la décision pour la dynamique du bois en rivière (Boivin et al. 2019)

Élaboré en 2019, le premier outil a été créé dans le cadre du Guide dynamique du bois de rivière par l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC) et l'Université du Québec à Rimouski (UQAR). Ce guide fut supervisé par le Dr Maxime Boivin de l'UQAC. Cet instrument décisionnel fut conçu pour aider des gestionnaires de cours d'eau aux prises

avec la problématique d'embâcles de bois. Ces remparts naturels souvent chargés de sédiments peuvent être la cause de nombreuses avulsions et débordements du lit qui portent préjudice aux biens et à la sécurité des riverains. Néanmoins, ces mêmes embâcles sont des éléments essentiels dans la dynamique d'un cours d'eau et de son milieu aquatique. Ces structures ligneuses sont à l'origine de nombreuses fosses et offrent refuge aux poissons lithophiles comme le saumon. Le retrait de ces embâcles n'est donc pas toujours profitable pour les écosystèmes fluviaux (Abbe et Montgomery 1996 ; Bair et al. 2019). Devant cette dualité, l'outil de Boivin et al. (2019) propose une évaluation subjective à partir d'une série de questions à choix de réponses basées sur des observations qualitatives dont les scores (entre 0 et 5) permettent d'évaluer la pertinence de démanteler un ou des embâcles problématiques (voir Annexe 1).

Cette série de questions se base sur deux croisements entre quatre thématiques bien distinctes : dynamisme fluvial, dynamisme du bois, indice relatif aux enjeux et indice d'habitat. Le premier croisement, entre le score du dynamisme fluvial et celui du dynamisme du bois mort, détermine l'impact de l'embâcle sur le cours d'eau. Le second, entre l'indice relatif aux enjeux et l'indice d'habitat, évalue les impacts écosystémiques et humains de l'embâcle. Les scores obtenus sont alors disposés dans une matrice graphique (Figure 3). Si l'indice du dynamisme du bois en rivière et du dynamisme fluvial se montrent élevés, il est possible de déduire le rôle important du bois dans le dynamisme du cours d'eau. En revanche, si l'indice du dynamisme du bois est élevé et que celui du dynamisme fluvial est faible, l'impact de l'embâcle sur la morphologie du cours d'eau reste, lui aussi, faible. Si un embâcle se situe dans un secteur peu sensible aux perturbations et n'est pas à l'origine d'enjeux importants, mais offre un habitat de qualité pour le milieu aquatique, son démantèlement pourrait être jugé comme inutile, voire déconseillé, sauvant ainsi des coûts et des refuges aquatiques.

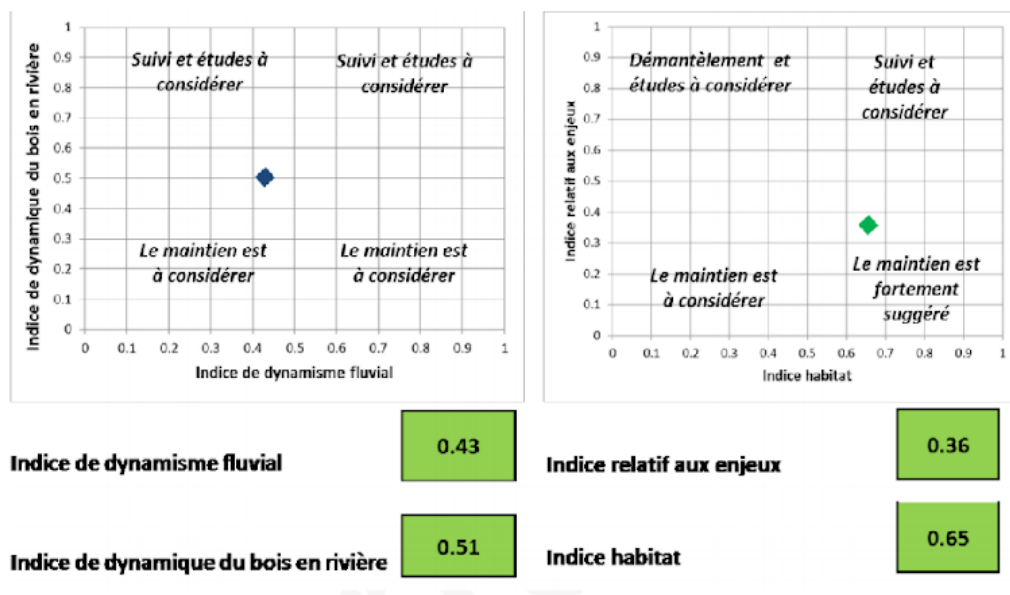


Figure 3 : Matrice graphique de l'outil d'aide à la décision pour la dynamique du bois en rivière (Boivin et al. 2019)

Cette grille d'analyse est intéressante par sa simplicité et par sa double variabilité. Sa simplicité d'exécution rend l'outil très attrayant pour des gestionnaires car elle permet une analyse rapide et ne nécessite que peu de ressources. Sa double variabilité accorde un portrait pluridisciplinaire de l'enjeu de démanteler un embâcle.

Project Screening Matrix (NOAA, 2011)

En 2011, le National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) publiait un rapport intitulé « Science Base and Tools for Evaluating Stream Engineering Management and Restorations Proposals ». Ce rapport, comme son nom l'indique, propose des outils basés sur les sciences de la terre (hydrologie, biologie et géomorphologie fluviale) pour évaluer le bien-fondé d'un projet d'aménagement d'un cours d'eau, d'un point de vue scientifique.

L'un des outils offerts est une grille d'analyse appelée le « *Screening Project Matrix* ». Cette matrice permet « l'identification du potentiel d'impact du projet et du potentiel de réponse du cours d'eau » et donc d'aider les examinateurs à caractériser le risque relatif pour les ressources naturelles et d'identifier les impacts potentiels du projet en fonction de sa durée et de son intensité.

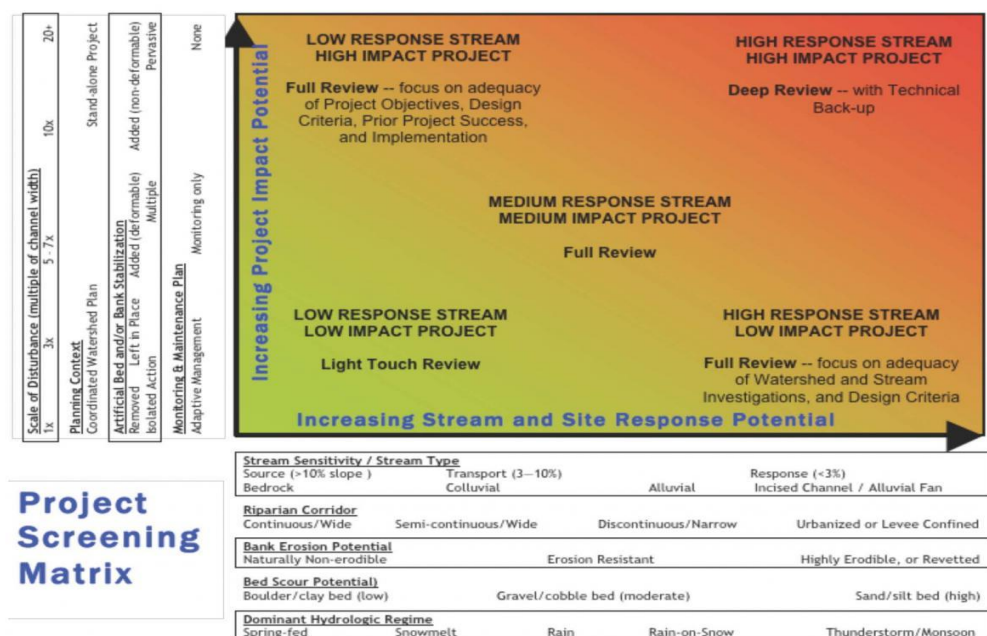


Figure 4 : Matrice décisionnelle du « Project Screening Matrix » (NOAA, 2011)

La transition de la matrice du vert pâle au rouge foncé indique le niveau d'engagement nécessaire de l'évaluation du projet allant d'un examen de surface (vert pâle) à un examen en profondeur (rouge foncé). Sur l'axe des abscisses, on retrouve un gradient qui correspond aux potentiels inhérents du cours d'eau à répondre rapidement à une perturbation naturelle (torrents, sécheresses, etc.) ou humaine (stabilisations des berges, dragages, etc.). Pour cela, NOAA se base sur cinq indicateurs : le style fluvial, la pente, le confinement, le potentiel de surcreusement et le régime hydrologique dominant. L'axe des ordonnées estime l'impact potentiel du projet. Souvent inévitable, chaque perturbation d'un milieu naturel enclenche des répercussions dont la gravité est variable. Pour estimer les impacts potentiels, on utilise cinq indicateurs : l'échelle des perturbations, le contexte du projet, la modification du lit et/ou la stabilisation des berges et finalement la rigueur du plan de surveillance et d'entretien du projet.

Une fois que chaque indicateur des deux axes est évalué individuellement, il existe trois façons pour comptabiliser et interpréter les résultats :

- 1) Si l'on considère que tous les indicateurs sont égaux les uns aux autres dans la gestion du projet, le risque global devra être défini par les indicateurs les plus élevés de chacun des axes.
- 2) Dans le cas où l'on ne considère qu'aucun indicateur n'est individuellement critique pour la ressource, une moyenne des résultats des abscisses et des ordonnées sera prise en considération pour la prise de décision
- 3) Si l'on considère qu'un facteur est plus important que les autres, une pondération devra être faite en fonction des indicateurs privilégiés dans chacun des deux axes.

Watershed Assessment Procedure (1999)

Dans l'ouest canadien, plus particulièrement en Colombie-Britannique, le gouvernement provincial a mis en place de nombreuses mesures législatives pour diminuer l'impact de la déforestation sur l'intégrité hydrologique de leurs Bassins versants. Le *Forest practices code of British Columbia Act* a permis l'élaboration d'outils d'aide à la gestion des aménagements forestiers de bassins versants. L'un de ceux-là, le *Watershed Assessment procédure* (1999) (WAP) propose une évaluation des implications hydrologiques et géomorphologiques de coupes forestières dans un bassin versant. Le WAP se base notamment sur l'estimation des débits de pointe, l'étude des sources de sédiments, l'évaluation de la stabilité des chenaux secondaires et l'évaluation de la qualité des bandes riveraines par un hydrologiste, afin de produire un rapport d'état du bassin versant ainsi qu'un rapport de recommandations sur les pratiques forestières à adopter.

L'objectif principal de cette procédure analytique vise à aider les gestionnaires des forêts à comprendre le type et l'ampleur des problèmes actuels liés à l'eau qui peuvent survenir dans un bassin versant. Il vise aussi à reconnaître les implications hydrologiques possibles des développements ou la restauration des forêts dans ce bassin versant. Le gestionnaire est donc mieux outillé pour appliquer des mesures de protection appropriées pour la préservation des milieux aquatiques.

River Restoration Analysis Tool (NOAA, 2011)

Le deuxième outil utilisé dans le rapport du NOAA (2011) est un arbre décisionnel (RiverRAT) qui a été conçu pour « évaluer si une proposition de projet comprend toute l'information nécessaire pour permettre une évaluation critique et approfondie du projet » (NOAA, 2011). Celui-ci est composé d'une série de questions fermées divisées en sections et sous-sections : la planification (identification du problème, contexte du projet, buts et objectifs, évaluations des alternatives), la conception du projet, la mise en œuvre/surveillance. Si la réponse est négative à l'une de ces questions, alors une réévaluation de la section/sous-section devra être faite.

Cet outil a été conçu afin de répondre à la question suivante : quels sont les impacts et les risques potentiels pour la ressource ? Cet arbre décisionnel oriente donc les gestionnaires dans l'évaluation d'un futur projet. Ce guide englobe toutes les étapes de création et d'application du projet en identifiant les problèmes, les buts, les objectifs du projet, la conception, la mise en œuvre et finalement le suivi. Le RiverRAT est aussi conçu pour évaluer l'intégrité du projet dans la reconstruction des écosystèmes et a aussi la capacité d'être utilisé pour une pré-consultation dans le cadre d'une évaluation d'impact biologique d'un projet d'aménagement. Finalement il peut être utilisé dans l'élaboration d'un protocole méthodologique afin d'intégrer à toutes les étapes de réalisation du projet un contenu plus informatif et mieux adapté au personnel de service qui doit examiner la

proposition. Si de l'information venait à manquer, l'examineur ou le gestionnaire pourrait se rediriger vers d'autres outils élaborés par NOAA. Cet arbre décisionnel permet donc de remettre en question le projet sur ses différentes facettes.

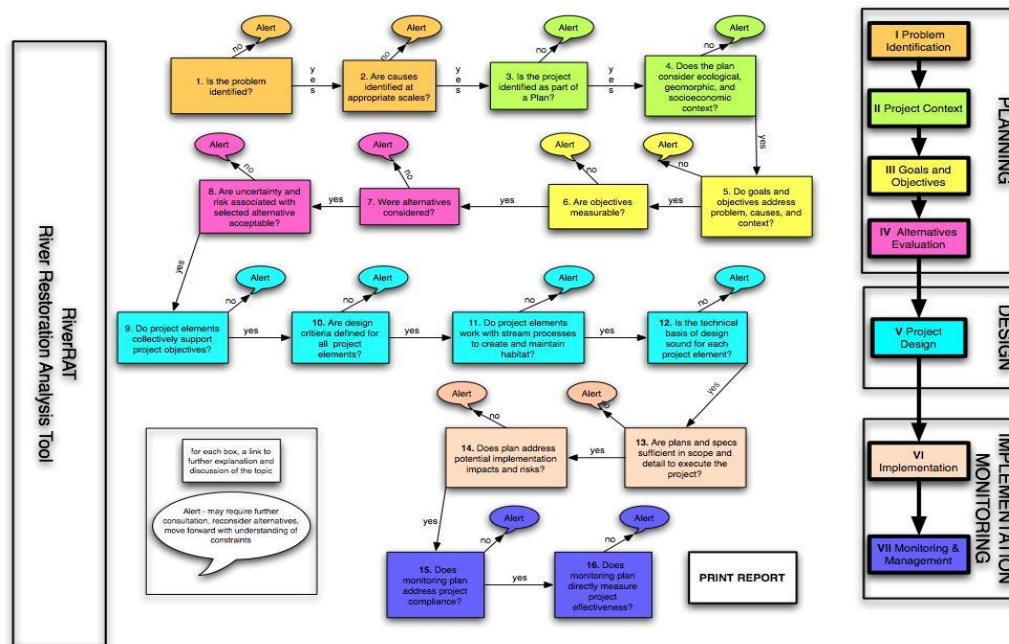


Figure 5 : Arbre décisionnel de River Restoration Analysis Tools (NOAA, 2011)

PROPOSITION D'APPROCHES INTÉGRANT L'HYDROGÉOMORPHOLOGIE

Le *Règlement sur l'Aménagement Durable des Forêts* tente de réduire au maximum les impacts de l'exploitation forestière sur les milieux aquatiques et sur l'habitat du saumon. Cependant cette réglementation offre une couverture ciblée et uniforme, sans prendre en considération les réalités et sensibilités hydrogéomorphologiques des habitats propres à la faune aquatique et plus spécialement des salmonidés. Dans cette partie, nous proposons deux approches visant à pallier à ces lacunes en proposant une spatialisation de la précarité hydrogéomorphologique de l'habitat du saumon. Elles ont pour but d'éclairer le gestionnaire sur la localisation des tronçons sensibles à des perturbations hydrogéomorphologiques, ainsi qu'à déterminer la pertinence d'appliquer des mesures supplémentaires à la préservation de ces habitats.

L'APPROCHE BIVARIÉE

Cet approche, inspiré du Guide d'analyse de la dynamique du bois en rivière (Boivin et al. 2019), résulte de l'interrelation entre deux indices : l'Indice de Sensibilité Morphologique

(ISM) et l'Indice de Qualité de l'Habitat (IQH) (Caron, 1999). Selon la combinaison obtenue, le gestionnaire pourra connaître (1) si un tronçon est propice à la fraie et l'alevinage et (2) la sensibilité de ce même tronçon à des changements hydro-géomorphologiques. Si les deux indices obtiennent des valeurs fortes, des mesures de protection supplémentaires seraient conseillées. Au contraire, si un ou les deux indices ont des valeurs faibles, des mesures de protections supplémentaires seraient peu ou pas nécessaires. Finalement si les indices ont des valeurs moyennes, une réévaluation de la pertinence de mesures supplémentaires est de mise. Bien que cet outil soit basé sur deux indices éprouvés, celui-ci reste une simplification de la réalité.

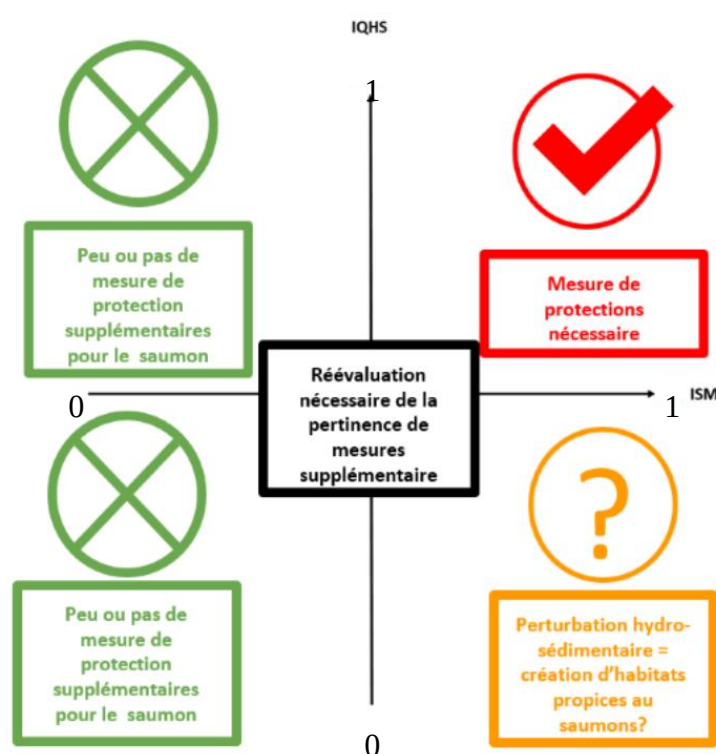


Figure 6: Matrice décisionnelle de l'approche bivariable

Indice de sensibilité Morphologique (ISM)

Cet indice a pour rôle d'évaluer la sensibilité hydrogéomorphologique d'un tronçon face aux variations de débits solides (sédiments) et liquides, et ce, de manière ponctuelle. Ce dernier est inspiré de l'*Indice préliminaire du Dynamisme Géomorphologique* (IpDG) de Scoazec (2019), qui fut conçu à la base pour cibler les traverses d'un cours d'eau susceptibles d'être exposées aux aléas fluviaux. L'IpDG est constitué de la combinaison

de 5 indicateurs aux différents pointages. La combinaison de ces indicateurs propose un indice oscillant entre 0 et 1 (voir tableau 1) : 1 étant très dynamique et 0 très peu dynamique. Dans le cadre de ce rapport, l'IpDG a été légèrement modifié afin de mieux répondre aux besoins de l'outil décisionnel. Pour ce faire, le coefficient de Meltons a été retiré de l'équation, car celui-ci s'applique à des bassins versants de plus petite surface principalement alimentés par des régimes torrentiels. Le dénominateur fut ajusté en le diminuant à 45, afin que la variable finale varie entre 0 et 1 (voir équation 1 ci-dessous).

$$\frac{C * (\omega + \Delta\omega + \Delta C)}{35} \quad (1)$$

Indicateurs	Classification et seuils	pointage	Principales sources
C Confinement	Confiné	1	Sholtes et al. (2018)
	Partiellement ou non-confiné	1,5	
ω Puissance spécifique	< 230	0	Wilford et al. (2004)
	≥ 230	4	
	≥ 480	7	
	≥ 700	10	
$\Delta\omega$ Gradient de puissance spécifique	<2,3 et > 0,59	0	Yochum et al. (2017)
	$\geq 2,3$ ou $\leq 0,59$	10	
ΔC Variations dans le confinement	Pas de changement	0	Sholtes et al. (2018), Croke et al. (2016)
	Changement	10	

Tableau 1: Les indicateurs de l'Indice de Sensibilité Morphologique (ISM)

Confinement (C)

Le confinement des vallées décrit la mesure où des caractéristiques topographiques (pentes de collines, cônes alluviaux, moraines glaciaires et terrasses fluviales) limitent l'étendue latérale du fond de la vallée et de la plaine d'inondation le long d'une rivière. La nomenclature des différentes catégories rejoint celle de Brierley et Fryirs (2005) : non confiné, partiellement confiné et confiné. Selon Scoazec (2019), le confinement peut s'évaluer par une caractérisation visuelle à l'aide de photographies aériennes ainsi que des modèles d'élévation (LIDAR et/ou DEM). Pour les secteurs impossibles à caractériser dû à l'étranglement des ravins, des seuils peuvent être calculés à partir d'une formule tirée de Sklar et Dietrich (1998) qui permet de différencier le type de substrat (rocheux ou alluviaux) sur lequel évoluent les tributaires (voir équation 2).

$$s = 0,7A^{-0,5}$$

S : Pente

A : Aire de drainage (2)

Puissance Spécifique (ω)

La deuxième variable utilisée est l'unité de mesure qui évalue la capacité d'un cours d'eau au transport de sédiments. Elle se définit par la puissance brute divisée par la largeur du cours d'eau à son niveau plein-bords (w). Pour cette variable, Scoazec (2019) utilise la formule suivante :

$$\omega = \frac{\gamma Q_{20} S}{w} \quad (3)$$

γ : poids spécifique de l'eau (9810 N/m^3)

Q_{20} : débit récurrence 20 ans (m^3/s)

w : Largeur niveau plein bord (m)

S : Pente (m/m)

Pour calculer la puissance spécifique, on utilise les débits de récurrences 20 ans (Q_{20}) que l'on estime avec l'équation qui se base sur les courbes régionales de fréquence-magnitude d'Ancil et al. (1998) :

$$Q_{max} = 1,6A^{0,7} \quad (4)$$

$$Q_{20} = 1,7Q_{max} \quad (5)$$

A : aire de drainage

La largeur du niveau plein bord (w) est estimée par une équation de géométrie hydraulique propre aux régions de la Gaspésie et du Bas-Saint-Laurent :

$$w = 2,2A^{0,46} \quad (6)$$

A : aire de drainage

Gradient de puissance spécifique ($\Delta\omega$)

La capacité de transport de sédiment est souvent un bon indicateur de l'activité géomorphologique d'un cours d'eau. Les variations brusques dans la puissance spécifique apportent des changements dans les bilans sédimentaires (aggradation ou érosion). Ces secteurs seront plus réactifs aux variations hydrologiques. Le gradient de puissance est calculé à partir de la formule suivante :

$$\Delta\omega = \frac{\omega_{locale}}{\omega_{amont}} \quad (7)$$

Variation dans confinement (ΔC)

Lors de perturbations hydrologiques, les secteurs où le confinement varie considérablement sont souvent les plus sensibles aux changements géomorphologiques (Montgomery, 1999). Un changement dans le confinement s'accompagne habituellement d'un changement brusque de pente, ce qui change la capacité de transport sédimentaire de la rivière. Ces secteurs de restriction et d'émancipation latérales soudaines sont souvent synonymes respectivement de surcreusement et d'aggradation du lit. La variation du confinement se détermine en comparant le secteur amont (C_{amont}) du tronçon sur celui étudié (C_{locale}) :

$$\Delta C = \frac{C_{locale}}{C_{amont}} \quad (8)$$

Indice de Qualité de l'Habitat (IQH)

L'Indice de Qualité de l'Habitat (IQH) est un outil amplement utilisé par le ministère de l'Environnement pour caractériser l'habitat aquatique dans une rivière donnée. Ce modèle mathématique inclut des variables physiques et climatiques propres aux salmonidés : faciès d'écoulement, granulométrie, largeur plein bord et la composante de croissance (Caron, 1999). À chaque variable, une valeur relative y est attribuée (voir annexe 2). La moyenne de ces valeurs génère un indice global qui se situe entre 0 et 1 (MFFP, 2013).

$$IQH = \left(\frac{\text{Granulométrie} + \text{Faciès d'écoulement} + \text{Largeur}}{3} \right) * \text{Croissance} \quad (9)$$

Spatialisation de l'approche bivariable

L'approche s'applique à l'ensemble d'un réseau fluvial à l'intérieur d'un bassin versant. Le réseau est divisé en tronçon géomorphologiquement homogènes (Demers et Buffin-Bélanger, 2011) sur lesquels sont quantifiés les deux indices ISM et IQHS. Les tronçons sont ensuite codifiés selon la matrice décisionnelle de l'approche bivariable. Une réflexion devra être faite au préalable par les gestionnaires sur les seuils à utiliser pour séparer la matrice en quatre. Selon la codification, les tronçons considérés comme suffisamment « sensibles » et « propices » pour les saumons seront identifiés comme « nécessitant des mesures de protection supplémentaires ». Les tronçons n'ayant que l'ISM d'élevé seront considérés comme « des habitats potentiels », considérant la possibilité que d'éventuelles perturbations puissent modifier les facteurs abiotiques rendant le secteur propice aux saumons. Pour les tronçons n'ayant que l'IQHS élevé et/ou aucun indice d'élevé, ils pourront être considérés comme peu enclins à exiger des mesures supplémentaires en raison de leur faible sensibilité morphologique.

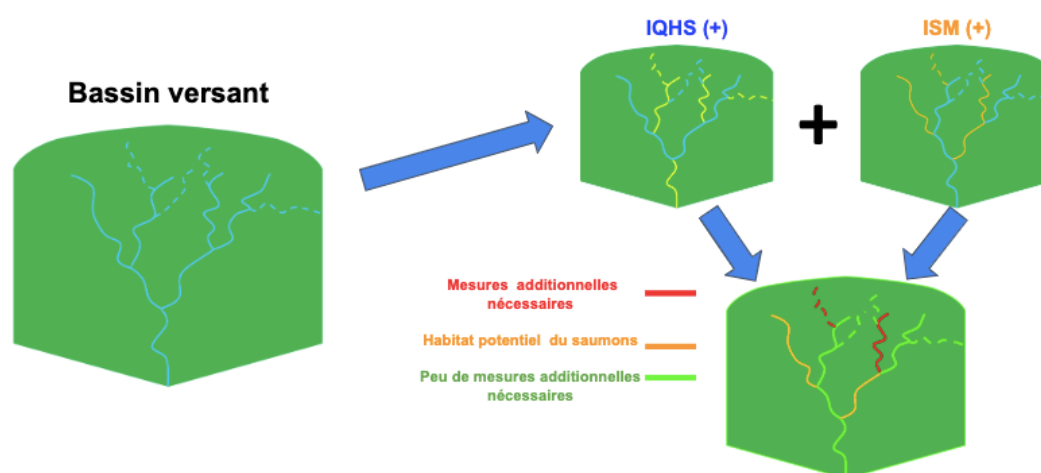


Figure 7 : Exemple de spatialisation de l'Indice Bivariable (IB)

L'APPROCHE DE L'HABITAT LIMITE

L'approche de l'habitat limite (AHL) propose une toute autre méthode pour déterminer la sensibilité de l'habitat du saumon vis-à-vis de perturbation à l'échelle du bassin-versant. Elle se base sur les limites hydrogéomorphologiques de l'habitat du saumon. Cette approche part du principe que si les caractéristiques géomorphologiques d'un cours d'eau s'approchent de ces limites hydrogéomorphologiques du saumon (maximales et/ou minimales), il s'agit d'un habitat sensible. On qualifie un habitat de « sensible », car si une perturbation hydrologique venait à se produire, la limite hydrogéomorphologique limite

(maximale ou minimale) pourrait basculer vers un environnement non propice à l'habitat du saumon. Cependant si la valeur obtenue se rapproche de la valeur centrale (équation 10), le tronçon aurait une sensibilité jugée comme étant « faible ». Pour cela, trois variables ont été retenues dues à leurs récurrences dans la littérature pour cibler les secteurs propices à la fraie et l'alevinage : la granulométrie médiane (D_{50}), la profondeur moyenne et la vitesse moyenne. (Armstrong, 2003; Kondolf et Wolman, 1993 ; Hendry et Cragg-Hine; 2003).

$$\left(\frac{x_{max} - x_{min}}{2}\right) + X_{min} \quad (10)$$

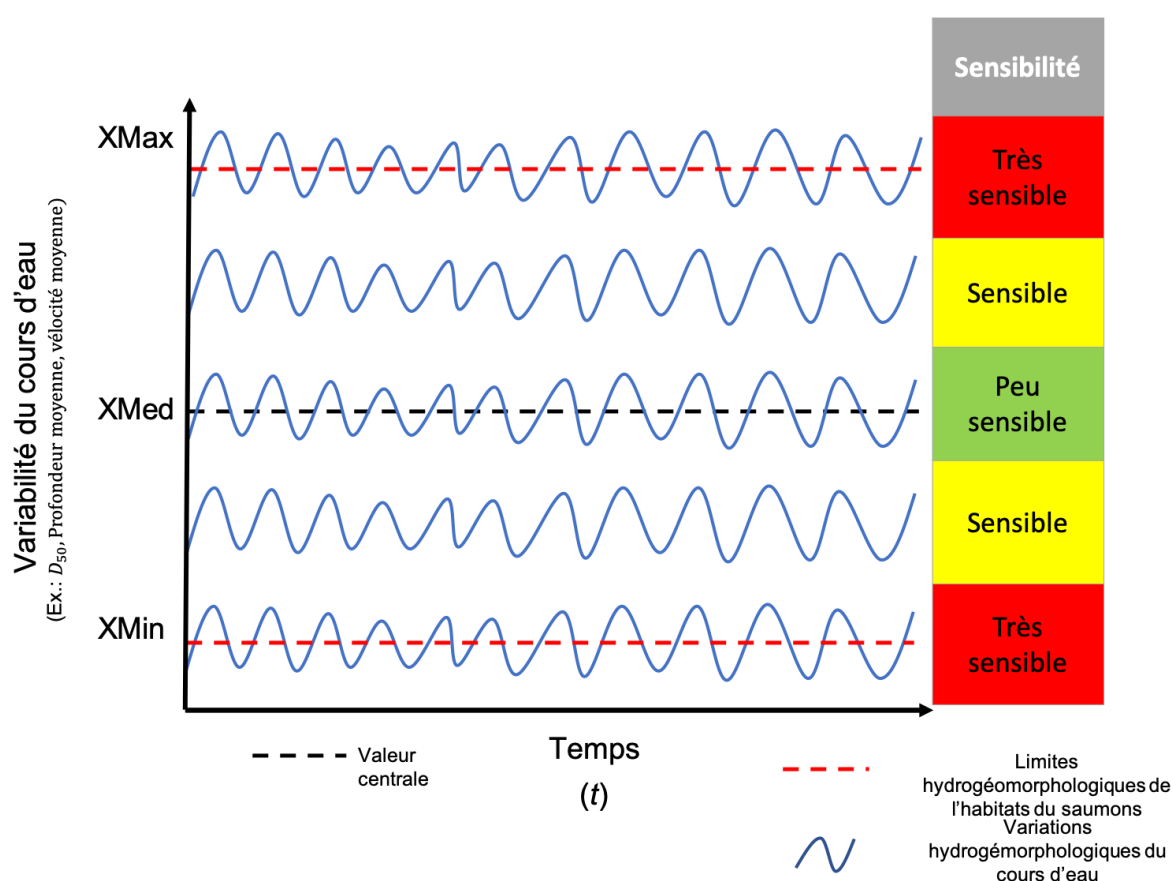


Figure 8 : Modèle conceptuel de sensibilité de l'IHL

Il est important de noter que les limites des trois variables varient d'une étude à l'autre et diffèrent en fonction du stade d'évolution du saumon juvénile. Pour ce faire, les limites utilisées réunissent l'ensemble des stades de croissances du saumon juvénile ainsi que de la fraie. Cinq palliés de sensibilité ont été identifiés et sont délimités par des seuils clés. Ces palliés vont de la catégorie « très sensible » pour les classes qui sont très près des

limites maximales et minimales des variables à « peu sensible » pour la classe située de part et d'autre de la valeur centrale et optimale.

	Variable	xmax	xmin	V centrale	très sensible	sensible	peu sensible	sources
Granulométrie médiane	D50	256 mm	16 mm	136 mm	$\geq 16\text{ mm et } \leq 64\text{ mm}$ $\geq 208\text{ mm et } \leq 256\text{ mm}$	$\geq 65\text{ mm et } \leq 112\text{ mm}$ $\geq 160\text{ mm et } \leq 207\text{ mm}$	$\geq 113\text{ mm et } \leq 159\text{ mm}$	Armstrong (2003)
Profondeur moyenne	P	70 cm	5 cm	37,5 cm	$\geq 5\text{ cm et } \leq 18\text{ cm}$ $\geq 57\text{ cm et } \leq 70\text{ cm}$	$\geq 19\text{ cm et } \leq 31\text{ cm}$ $\geq 44\text{ cm et } \leq 57\text{ cm}$	$\geq 32\text{ cm et } \leq 43\text{ cm}$	Heggenes (1990)
Vélocité moyenne	V	120 cm/s	5 cm/s	62,5 cm/s	$\geq 5\text{ cm/s et } \leq 28\text{ cm/s}$ $\geq 97\text{ cm/s et } \leq 120\text{ cm/s}$	$\geq 29\text{ cm/s et } \leq 51\text{ cm/s}$ $\geq 74\text{ cm/s et } \leq 97\text{ cm/s}$	$\geq 52\text{ cm/s et } \leq 73\text{ cm/s}$	Heggenes (1999) Morantz et al. (1987)

Tableau 2: Indicateurs et valeurs seuils de sensibilité de l'IHL

Granulométrie médiane (D_{50}):

La granulométrie médiane est utilisée par de nombreux chercheurs (Snyder, 2008 ; Wilkins, 2011 ; Caron, 1999) pour spatialiser les secteurs d'activités des poissons dit lithophiles, comme le saumon. Dans sa revue de littérature, Armstrong (2003) établit que le spectre granulométrique du saumon atlantique se situe entre celle du gravier et des rochers ($D_{50}=16$ et 256 millimètres). La valeur centrale est de 136 mm. Le calcul de cette variable se fonde sur le paramètre de Shields adapté de Snyders (2008) et utiliser par Wilkins (2011) :

$$D_{50} = \frac{\tau_b}{(\rho_s - \rho)g\tau^*} \quad (11)$$

τ_b : forces de cisaillement

ρ_s : densité du sédiment

g : densité de l'eau

τ^* : accélération par gravité

Profondeur moyenne (P) et vitesse moyenne (V)

La profondeur et la vitesse moyenne sont, elles aussi, des valeurs clés dans la spatialisation de l'habitat du saumon (Heggberget 1991). La profondeur et la vitesse sont les deux composantes garantes d'une oxygénation et d'un apport suffisant de nutriments pour le saumon juvénile tout au long de son évolution en eaux douces. Pour ce faire, Hogan et Church (1989) ont utilisé la géométrie hydraulique pour quantifier les propriétés hydrauliques de l'habitat du saumon.

$$w = aQ^b$$

$$d = cQ^f$$

$$v = kQ^m$$

$$A = tQ^p = acQ^{b+f}$$

w : largeur plein bord

d : profondeur moyenne au niveau plein bord

v : vitesse moyenne au niveau plein bord

Q : débit plein bord

Spatialisation de l'Habitat Limite

Tout comme pour l'approche bivariée, la spatialisation de l'AHL se fait par le cumul des indicateurs. Chaque secteur homogène obtient un score en fonction de la somme des valeurs nominales associées aux catégories de chacun des trois indicateurs : peu sensible = 1, sensible = 2, très sensible = 3. Par la suite, les scores seront distribués dans un des trois niveaux : peu à risque, à risque, très à risque. Si, par exemple, un tronçon a un D₅₀ peu sensible (1), une vitesse moyenne très sensible (3) et une profondeur moyenne sensible (2) alors son score sera de 6 (1+3+2) et sera donc considéré comme « à risque ».

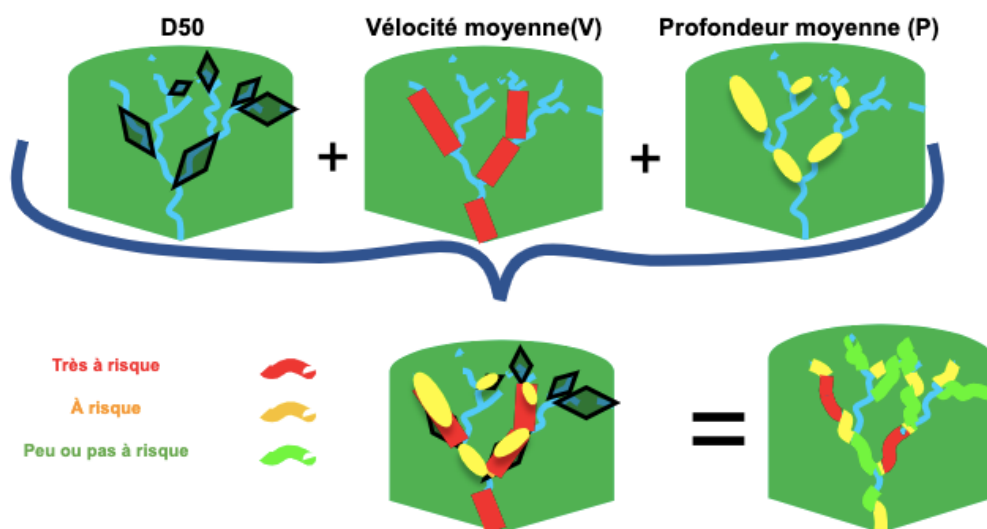


Figure 9 : Exemple de spatialisation de l'IHL

États	Valeurs nominales
Peu sensible	1
Sensible	2
Très sensible	3

Tableau 4: Niveaux de risque et seuils associés

Niveaux	Σ (valeurs nominales)
Très à risque	Entre 7,00 et 9,00
À risque	Entre 5,00 et 6,99
Peu ou pas à risque	Entre 3,00 et 4,99

Tableau 3: Niveaux de sensibilité et valeurs associées

DISCUSSION

RAPPEL DES OBJECTIFS ET DES LIMITES DES APPROCHES

Comme mentionné plus haut, il est difficile d'établir des relations solides et directes entre les coupes forestières dans un bassin versant et leurs répercussions sur l'habitat du saumon, puisque la quantité de variables impliquées dans cette relation est trop grande. De ce fait, les deux approches proposées plus haut (bivariée et AHL) ne sont ni parfaites, ni complètes ; Elles permettent cependant d'estimer et de spatialiser de manière ponctuelle la précarité des habitats du saumon à l'échelle d'un bassin versant, d'un point de vue uniquement abiotique. Celles-ci proposent un portrait unidimensionnel qui ne prend pas en

considération l'aspect temporel et évolutif d'un cours d'eau ainsi que l'aspect cumulatif de l'amont vers l'aval. Elles ne permettent donc pas de prédire la localisation ni l'amplitude des impacts post-coupes.

Basés sur une revue de littérature, l'approche bivariée et l'habitat limite ne sont pour l'instant que théoriques. Pour prouver leur efficacité, les 2 approches devront être appliqués et validés sur plusieurs bassins versants. L'application impliquera une réflexion significative sur la quantification des différents indicateurs et ce particulièrement à partir des outils d'analyse issus de la géomatique. Des validations à partir d'observations terrains seront également nécessaires

Le but n'étant que d'orienter les décisions et non d'offrir un portrait précis à grande échelle, les modèles sont modulables en fonction des buts et des objectifs de l'opérateur. Dans une perspective que ces outils puissent être intégrés comme prémisse à des plans d'aménagement forestier, ceux-ci devaient être faciles, rapides, peu coûteux et couvrir une échelle spatiale très petite. C'est dans cette optique que ces outils se basent sur des données géomatiques et ne devrait ultimement ne requérir aucune investigation terrain.

AMÉLIORATIONS DES OUTILS

Dans un souci d'application sur des régions entières, il serait intéressant d'automatiser les outils pour faciliter leur application. De nombreux outils géomatiques sont disponibles, comme « *Valley Bottom* » (Roux et al., 2015), qui permet d'automatiser les pourtours des terrasses fluviales et ainsi extraire des données de confinement, ou les « cartes de puissances spécifiques » élaborées par Ferencevic, et Ashmore (2012), qui calculent les pentes et les puissances spécifiques d'un bassin versant à partir de données d'élévation (Lidar et/ou DEM).

De plus, afin d'offrir un maximum d'information aux décideurs, d'autres indicateurs géomorphologiques pourraient compléter ces 2 outils décisionnels. Pensons ici à l'indice de connectivité sédimentaire de Cavalli (2013) qui aiderait à déterminer les tronçons au potentiel sédimentaire élevé advenant des coupes forestières, connaissant les impacts négatifs sur les populations de saumons qu'impliquent de fortes concentrations de sédiments.

CONCLUSION

Les effets directs des opérations forestières sur l'environnement abiotique du saumon sont encore difficiles à quantifier en raison de la complexité des processus et de la quantité de facteurs hydrogéomorphologiques impliqués. La continuité de la recherche dans ce

domaine doit se faire avec une vision d'aménagement durable des forêts et des rivières. C'est en s'inspirant d'outils décisionnels existants que les approches Bivariés et de l'Habitat Limite sont proposées. Ces outils, pour lesquelles une application et une validation sont toujours à faire, pourraient s'intégrer dans la planification des plans d'aménagement intégré du MFFP.

Néanmoins, pour s'assurer que de tels outils favorisent la protection d'un maximum de milieux aquatiques, il importe qu'une réévaluation de la couverture spatiale des « rivières à saumon » du MFFP soit aussi considérée. Pour l'instant, cette couverture n'inclut que certains tronçons très spécifiques de certains bassins versants et exclut de nombreux affluents en amont. De plus, seuls les bassins versant de plus de 100km² sont pris en compte. Une nouvelle spatialisation des zones protégées semble nécessaire et pourrait être faite sur l'ensemble des bassins versants du Québec, à l'aide d'outils géomatiques automatisés déjà existants. Cette démarche représenterait un bon départ pour assurer la préservation du saumon atlantique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abbe T.B. et Montgomery D.T. 1996, Large woody debris jams, channel hydraulics and habitats formation in larges rivers, *Regulated Rivers: research and management*,12, p. 201-221

Anctil, A., Rousseau J., Lauzon, N. 2003, *Hydrologie : Cheminement de l'eau*. Presses Internationales Polytechnique, 319p.

Anctil F., Marcel F., Hoang V.D. 1998, Analyse régionale des crues journalières de la province du Québec. *Canadian Journal Civil Engineering*, 25, p.125-146.

Anderson et al. 1996. Quantifying the effects of sediments release on fish and their habitat. *Canadian Manuscript Report of fisheries and Aquatic Sciences* ,2346, 90p.

Bair et al.2019.Quantifying the restoration success of wood introductions to increase coho salmon winter habitat, *Earth Surfaces Dynamics*, 7, p.841-857

Berg, L., et Northcote, T.G. 1995, Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 42,:1410-7.

Boivin M. et al. 2019, Guide d'analyse de la dynamique du bois en rivière, *Laboratoire d'expertise et de recherche en géographie appliquée (LERGA)*, 135

Bisson P.A. et Bilby R.E. 1982, Avoidance of suspended sediment by juvenile coho salmon, *North American Journal of Fisheries Management*, 4 : p.371-374

Biron P. et al. 2013, Espace de liberté : un cadre de gestions intégrée pour conservations des cours d'eau dans un contexte de changements climatiques, *rapport Ouranos*, 125 p.

Brierley G., Fryirs K., Jain V. 2006. Landscape connectivity: the geographic basis of geomorphic applications *Area*, 38, pp.165–174.

Bjorn TC et Reiser DW. 1991, Habitat requirements of salmonids in streams. In: Meehan WR (ed). *Influences of forest management on salmonid fishes & their habitats*. American Fisheries Society, Bethesda, p.83-138

Buffington JM, Montgomery DR. 1997, A systematic analysis of eight decades of incipient motion studies, with special reference to gravel-bedded rivers. *Water Resources Research* 33(8): 1993–2039.

Buffington JM, Montgomery DR, Greenberg HM. 2004, Basin-scale availability of salmonid spawning gravel as influenced by channel type and hydraulic roughness in mountain catchments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61 : 2085–2096. DOI: 10.1139/F04-141

- Cavalli M., Trevisani S., Comiti F., Marchi L. 2013: Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology*, 188, p. 31–41.
- Caron, F. et G. Ouellet, 1985. Méthodologie d'inventaire des saumons juvéniles au Québec. Ministère Loisir, Chasse et Pêche. Doc. dactylo., 13 p.
- CARON, F., P.M. FONTAINE et S.É. PICARD. 1999. Seuil de conservation et cible de gestion pour les rivières à saumon (*Salmo salar*) du Québec. Faune et Parcs Québec, Direction de la faune et des habitats. 48 p.
- Côté et al. 1987, Inventaire des habitats à saumons et estimation de production par photographie aérienne, Gouvernement du Québec, 13p.
- Crisp DT. 1995, The ecological basis for the management of flows regulated by reservoirs in the United Kingdom. In: Harper DM & Ferguson AJD (eds). The ecological basis for river management. Wiley, Chichester, p. 93–103.
- Cosandey, C. 1995, La forêt réduit-elle l'écoulement ? *Annale de Géographie*, 104 :7-25
- Deschêne J. et al. 2005, Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to forestry activities at multiple spatial scales within a river basin, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 64: 1069–1079 (2007)
- Demers S., Buffin-Bélanger T., 2011, Segmentation morpho-sédimentaire de la rivière Neigette (Québec) selon la sensibilité aux ajustements morphologiques. *Géographe canadien*, 55, 318-333.
- Eisenbies, M.H. 2006, Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians, *Forest Ecology and Management*, 242 :77–98
- Guillemette, F. et al. 2005, Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. *Journal of Hydrology* 302: 137–153
- Harr, R.D. et McCorison, F.M. 1979, Initial Effects of Clearcut Logging on Size and Timing of Peak Flows in a Small Watershed in Western Oregon, *Water Resources Research* 15 (1): 90-94
- Hedger R.D. et al. 2005, Habitat selection by juvenile Atlantic salmon: the interaction between physical habitat and abundance, *Journal of Fish Biology* 67 (4): 1054-1071
- Jensen et Johnsen. 1999, The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo Salar*) and Brown Trout (*Salmo Trutta*), *Functional Ecology* (13): 778-785

- Kauffman et Krueger. 1984: Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A Review, *Journal of range management* 37(5): 430-437
- Kreutzweizer D.P. and Capel S.S. 200 Fine sediment deposition in streams after selective forest harvesting without riparian buffers. *Cans.J.Res.* 31: 2134-2142
- Kondolf GM & Wolman MG. 1993, The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research* 29, 7 2275–2285.
- Martin, C., Didon-Lescot, J.-F. et Cosandey, C. 2003, Le fonctionnement hydrologique des petits bassins versants granitiques du Mont-Lozère : influence du couvert végétal sur les crues et les étiages, *Etudes de Géographie Physique*, 6012 : 3-25
- Ministère des forêts, de la Faune et des Parcs (2013), Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat, [En ligne] <https://mffp.gouv.qc.ca/faune/habitats-fauniques/pdf/Guide-utilisation-MQH.pdf>, Page consulté 15 février 2020
- Ministère des ressources naturelles du Québec. 2004, Guide de reconnaissance des types écologique : Région écologique 4g Côte de la baie des chaleurs, Région écologique 4h Côte gaspésienne 196p.
- Montgomery DR. –1999: Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, pp.397-410.
- Mussy, A. 2005, Hydrologie Générale, Section SIE et GC 4ème semestre. 2005. [En ligne] <http://echo2.epfl.ch/e-drologie/general/tmchapitres.html> Page consulté le 20 mars 2019
- NOAA.2011, Science Base and Tools for Evaluating Stream Engineering, Management, and Restoration Proposals, Technical Memorandum NMFS-NWFSC-112. U.S. Department of Commerce 251p.
- Noggle, C.C. 1978. Behavioural, physiological and lethal effects of suspended sediment on juvenile salmonids. *University of Washington* ; 1-87 pp.
- Plamondon, A.P. 1982, Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite à l'exploitation forestière et durée de l'effet. *Can. J. For. Res.* 12 : 883-892
- Roux C., Alber A., Bertrand M., Vaudor L., Piégay H. 2015: “FluvialCorridor”: A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration. *Geomorphology*, 242, pp.29-37.
- Safari et al. al. 2015, Impact of different parts of skids trails on runoff and soil erosion, *Geoderma* 263: 161-167

Scoazec C. 2019. Développement d'un indice préliminaire pour l'évaluation des processus sédimentaire appliqué à la gestion des traverses de cours d'eau, en Gaspésie, au Québec, UQAR

Scrivener J.C. et Brownlee M.J., 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 46, 684-696.

Sklar, L.S., and Dietrich, W.E., 1998, River longitudinal profiles and bedrock incision models: Stream power and the influence of sediment supply, in Tinkler, K.J., and Wohl, E.E., eds., *Rivers over rock: Fluvial processes in bedrock channels*: American Geophysical Union Geophysical Monograph 107: 237–260.

Snyder N.P., Castele M.R., Wright JR. 2008. Bedload entrainment in low-gradient paraglacial coastal rivers of Maine, USA: Implications for habitat restoration. *Geomorphology* 103: 430–446

Swank et al. 2001, Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clear-cutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment, *Forest and ecology Management*, 143:163-178

Tague C. et Band, L. 2001 Simulating the impact of road construction and forest harvesting on hydrologic response. *Earth Surf. Process. Landforms*, 26:135–151

Turnpenny A.W.H. & Williams R., 1980. Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *Journal of fish biology*, 17: 681-693

Vocal Ferencevic, M. et Ashmore, P. 2012. Creating and evaluating digital elevation model-based stream-power map as a stream assessment tool. *River Research and Applications* 28:1394–1416.

Wemple B.C., Jones J.A., and Gordon, G.E., 1996, Channel extension by logging roads in two basins, Western Cascades, Oregon, *Water resources bulletin*, 32 (6):1195-1207

Wilkins B.C. et Snyder N.P., 2011, Geomorphologic comparison of two atlantic coastal rivers: toward understanding of physical controls on atlantic salmon habitat. *River Res. Applic.* 27: 135–156 (2011)

MFFP. 2019. Importance du secteur forestier dans le développement économique des municipalités et des régions du Québec, Gouvernement du Québec 36p.

ANNEXE 1

Exemple de questionnaire du Guide de dynamique du bois de rivière (Boivin et al. 2019) :

Dynamique du cours d'eau				
D1 Quel est le type d'environnement fluvial?				
	Confiné		1	☐
	Semi-alluvial		3	☐
	Alluvial		5	☐
D2 Quelle est la cohésion des berges?				
	cohésive (berges rocheuses et argileuses)		1	☐
	non-cohésive (sables et gravier)		5	☐
D3 Quelle est la taille des sédiments qui composent principalement le lit du cours d'eau				
	Lit rocheux ou de bloc >25 cm		0	☐
	argile et limon		1	☐
	Sable > 0,1 mm et < 2 mm		3	☐
	Gravier > 2 mm et < 25		5	☐
D4 Quels sont les processus actifs observés à l'échelle du tronçon homogène (cochez toutes les situations qui s'appliquent):				
	érosion des berges par la force hydraulique ⁶		2	☐
	érosion par mouvements de masses		3	☐
	Avulsion		3	☐
	indices d'incision*		8	☐
	*envisager une solution pour établir les causes de cette incision			
	indices d'aggradation*		8	☐
	*envisager une solution pour établir les causes de cette aggradation			
D5 Est-ce qu'il y a accumulation de sédiments sur le lit?				
	absence de bancs ou présence de bancs stables et végétalisés		0	☐
	$\text{largeur}_{\text{bancs}}^3 < 40\% \text{ largeur}_{\text{déb}}$		3	☐
	$\text{largeur}_{\text{bancs}}^3 \geq 40\% \text{ largeur}_{\text{déb}}$		5	☐

ANNEXE 2

Granulométrie			
Granulométrie	Poids granulométrique	Variable	Notes
S	1,00	0,20	1. Sable = 1; gravier = 2; caillou = 3; galet = 4; Bloc = 5; roche mère = 6
SVC	1,60	0,20	
VCS	2,15	0,23	2. Calcul de l'indice granulométrique : - Lorsque le substrat est constitué de trois composantes, on accorde une valeur de 55% pour la première composante, 30% pour la deuxième et 15% pour la troisième. Ex. : Granulométrie = SGC : Indice granulométrique $= (0,55 \times \text{sable}) + (0,30 \times \text{galet}) + (0,15 \times \text{caillou})$ $= (0,55 \times 1) + (0,34 \times 4) + (0,25 \times 3)$ $= 2,20$ - Lorsque le substrat est constitué de deux composantes, on accorde une valeur de 60% pour la première composante et 40% pour la deuxième. - Finalement, lorsque le substrat n'est composé que d'une seule composante, on lui accorde la valeur de 100%.
VC	2,40	0,28	
VCG	2,60	0,35	
CVG	2,85	0,48	
CG	3,40	0,79	
GCV	3,40	0,79	
CGB	3,60	0,88	
CGR	3,75	0,93	
GCB	3,85	0,96	
GBC	4,15	1,00	
BGC	4,40	1,00	
GB	4,40	1,00	
BG	4,60	0,95	
GBR	4,60	0,95	
BR	5,40	0,59	

Croissance	
Nombre de jours où la température de l'air est supérieure à 5,6°C (tiré de Power 1981).	
Nombre de jours	Variable croissance
170	1,0
160	0,9
150	0,8
140	0,7
130	0,6
120	0,5
110	0,4
100	0,3
90	0,2
80	0,0

Faciès d'écoulement	
Faciès	Variable faciès
Rapide (ra)	1,00
Seuil (se)	0,80
Méandre (me)	0,60
Chenal (ch)	0,30
Bassin (ba)	0,25

Largeur de la rivière			
Largeur (m)	Variable largeur	Largeur (m)	Variable largeur
17 et moins	1,00	46	0,41
18	0,96	48	0,39
20	0,89	50	0,37
22	0,82	52	0,34
24	0,76	54	0,31
26	0,72	56	0,29
28	0,68	58	0,26
30	0,6	60	0,24
32	0,60	62	0,21
34	0,56	64	0,18
36	0,52	66	0,16
38	0,48	68	0,13
40	0,45	70	0,11
42	0,44	75	0,07
44	0,42	80 et plus	0,05

ANNEXE 3

Exemple de série de questions à choix de réponse pour Outils d'aide à la décision pour la dynamique du bois en rivière (Boivin et al. 2019) :

Dynamique du cours d'eau			
D1 Quel est le type d'environnement fluvial?			
	Confiné	1	☐
	Semi-alluvial	3	☐
	Alluvial	5	☐
D2 Quelle est la cohésion des berges?			
	cohésive (berges rocheuses et argileuses)	1	☐
	non-cohésive (sables et gravier)	5	☐
D3 Quelle est la taille des sédiments qui composent principalement le lit du cours d'eau			
	Lit rocheux ou de bloc >25 cm	0	☐
	argile et limon	1	☐
	Sable > 0,1 mm et < 2 mm	3	☐
	Gravier > 2 mm et < 25	5	☐
D4 Quels sont les processus actifs observés à l'échelle du tronçon homogène (cochez toutes les situations qui s'appliquent):			
	érosion des berges par la force hydraulique ⁶	2	☐
	érosion par mouvements de masses	3	☐
	Avulsion	3	☐
	indices d'incision*	8	☐
	*envisager une solution pour établir les causes de cette incision		
	indices d'aggradation*	8	☐
	*envisager une solution pour établir les causes de cette aggradation		
D5 Est-ce qu'il y a accumulation de sédiments sur le lit?			
	absence de bancs ou présence de bancs stables et végétalisés	0	☐
	$\text{largeur}_{\text{bancs}}^3 < 40\% \text{ largeur}_{\text{dpb}}$	3	☐
	$\text{largeur}_{\text{bancs}}^3 \geq 40\% \text{ largeur}_{\text{dpb}}$	5	☐