

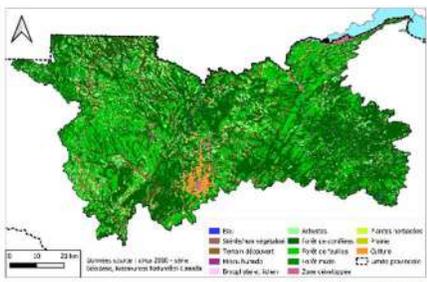


CONSEIL DE GESTION DU BASSIN-VERSANT DE LA  
**RIVIÈRE RESTIGOUCHE INC.**



**RESTIGOUCHE RIVER**  
WATERSHED MANAGEMENT COUNCIL INC.

# La protection de l'habitat du saumon à l'échelle du bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick)



**Décembre 2023**



# **La protection de l'habitat du saumon à l'échelle du bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick)**

**Décembre 2023**

## **Équipe de réalisation**

### **Renaud Quilbé**

Hydrologue, chargé de projet

### **Jean-Daniel Savard**

Directeur général

Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche

18 décembre 2023

## **Référence à citer :**

CGBVRR. 2023. La protection de l'habitat du saumon à l'échelle du bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick). Décembre 2023. Publié par le Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche (CGBVRR), 231 p.



## Sommaire

1	Mise en contexte .....	1
2	L'habitat dulcicole du saumon atlantique et ses enjeux .....	2
2.1	Tendances dans les populations de saumon atlantique .....	2
2.1.1	Au Canada et dans le monde .....	2
2.1.2	La population de la Gaspésie-sud du Golfe Saint-Laurent.....	2
2.2	L'habitat dulcicole du saumon atlantique .....	3
2.2.1	Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau .....	5
2.2.2	Les facteurs morpho-dynamiques .....	7
2.2.3	Les facteurs trophiques (disponibilité de la nourriture).....	8
2.2.4	Les facteurs biotiques (prédation et compétition).....	8
2.2.5	Le rôle du saumon dans l'écosystème .....	11
2.3	Les menaces pour l'habitat et l'abondance du saumon atlantique.....	11
2.3.1	À l'échelle locale .....	11
2.3.2	À l'échelle régionale.....	12
2.3.3	À l'échelle globale .....	13
2.3.4	Des effets cumulatifs.....	17
2.4	Les capacités d'adaptation du saumon atlantique .....	18
3	La gestion intégrée par bassin versant, une nécessité pour protéger l'habitat dulcicole du saumon à l'échelle régionale .....	19
3.1	Les politiques gouvernementales de gestion du saumon .....	19
3.1.1	Au Canada : la Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada .....	19
3.1.2	Au Nouveau-Brunswick .....	20
3.1.3	Au Québec : Le Plan de gestion du Saumon atlantique 2016-2026 .....	20
3.2	La gestion intégrée par bassin versant, c'est quoi? .....	21
3.2.1	Cycle de l'eau et bassin versant .....	21
3.2.2	Les principes de la gestion intégrée par bassin versant .....	23
3.2.3	Les outils de la gestion intégrée par bassin versant.....	23
3.2.4	La gestion intégrée par bassin versant au Canada .....	24
3.2.5	La gestion intégrée par bassin versant au Nouveau-Brunswick .....	24
3.2.6	La gestion intégrée par bassin versant au Québec.....	26
3.3	La gestion intégrée par bassin versant dans le contexte spécifique des rivières à saumon .....	27
3.3.1	Un réseau de partenaires complémentaires.....	28
3.3.2	Des enjeux spécifiques de concertation et de conciliation des activités humaines et des usages de l'eau .....	28
3.3.3	Le rôle central des communautés autochtones.....	28



3.3.4	Les plans de conservation du saumon atlantique et de développement durable de sa pêche sportive (Québec).....	29
3.3.5	Les études hydrogéomorphologiques des rivières à saumon .....	30
3.3.6	La modélisation numérique de l'habitat du saumon .....	30
3.3.7	L'exemple de la Baie de Fundy (Nouveau-Brunswick / Nouvelle-Écosse).....	31
3.3.8	L'exemple de la rivière des Escoumins (Québec) .....	33
4	Effets de l'exploitation forestière sur l'habitat du saumon.....	35
4.1	Le cycle de l'eau en milieu forestier .....	35
4.1.1	Le rôle des milieux humides .....	36
4.1.2	Le rôle des bandes riveraines.....	37
4.1.3	Le rôle de la nappe phréatique et des écoulements hyporhéiques.....	38
4.2	Les effets de l'exploitation forestière sur l'habitat du saumon.....	39
4.2.1	Les effets sur le régime hydrologique.....	40
4.2.2	Les effets sur le transport sédimentaire et sur les caractéristiques hydro-morphologiques des cours d'eau.....	43
4.2.3	Les effets sur la température de l'eau .....	45
4.2.4	Les effets sur la qualité de l'eau .....	46
4.2.5	Les effets sur les écosystèmes aquatiques l'habitat du saumon .....	50
4.2.6	Le rôle spécifique des chemins forestiers .....	51
4.2.7	Effets à long terme et cumulatifs à l'échelle des bassins versants .....	52
4.3	Adapter les pratiques forestières pour protéger l'habitat du saumon.....	57
4.3.1	Efficacité des pratiques de gestion bénéfiques .....	57
4.3.2	Le contexte des pratiques de gestion bénéfique dans l'exploitation forestière au Nouveau-Brunswick.....	57
4.3.3	Le contexte réglementaire et des pratiques de gestion bénéfique dans l'exploitation forestière au Québec .....	58
4.3.4	Limiter les superficies déboisées au sein des bassins versants .....	60
4.3.5	Préserver les bandes riveraines .....	61
4.3.6	Améliorer la gestion des chemins forestiers et des traverses de cours d'eau .....	65
4.3.7	Améliorer le contrôle des pratiques forestières .....	67
4.3.8	Adapter la gestion forestière aux changements climatiques .....	67
4.3.9	Développer un autre modèle de foresterie et d'autres usages de la forêt.....	68
4.3.10	Des outils pour une gestion forestière intégrée et écosystémique.....	72
5	Effets de l'agriculture sur l'habitat du saumon .....	75
5.1	Le cycle de l'eau en milieu agricole.....	75
5.2	Les effets de l'agriculture sur l'habitat du saumon .....	76
5.2.1	Les effets sur le régime hydrologique.....	76
5.2.2	Les effets sur le transport sédimentaire.....	79
5.2.3	Les effets sur la température de l'eau .....	80



5.2.4	Les effets sur la qualité de l'eau .....	81
5.2.5	Les effets sur les écosystèmes aquatiques et l'habitat du saumon .....	83
5.2.6	Les enjeux spécifiques de la culture de pomme de terre au Nouveau-Brunswick.....	83
5.3	Pratiques de gestion bénéfiques pour protéger les rivières à saumon .....	86
5.3.2	Aménager les terres agricoles .....	87
5.3.3	Améliorer les pratiques culturelles.....	91
5.3.4	Les pratiques de gestion bénéfique en agriculture au Nouveau-Brunswick .....	96
5.3.5	Les pratiques de gestion bénéfique en agriculture au Québec.....	98
6	La création d'aires protégées pour préserver l'habitat du saumon.....	101
6.1	Les aires protégées au Canada .....	101
6.1.1	Les aires protégées .....	101
6.1.2	Les zones d'importance écologique (ZIE) .....	101
6.2	Les aires protégées au Nouveau-Brunswick .....	102
6.2.1	Les zones naturelles protégées (ZNP) .....	102
6.2.2	Parcs provinciaux .....	103
6.2.3	Parcs nationaux (Parcs Canada).....	103
6.2.4	Réserves nationales de faune .....	103
6.2.5	L'acquisition de terrains privés .....	103
6.2.6	Le rôle des communautés autochtones.....	104
6.3	L'efficacité des aires protégées pour l'habitat et les populations de saumon .....	104
7	Le bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick) .....	105
7.1	Portrait général du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	105
7.1.1	Localisation .....	105
7.1.2	Couverture du sol .....	106
7.1.3	Contexte géologique et géomorphologique .....	108
7.1.4	Climat.....	112
7.1.5	Hydrographie .....	115
7.1.6	Régime hydrologique.....	117
7.1.7	Hydrogéomorphologie .....	126
7.1.8	Eaux souterraines .....	127
7.1.9	Régime thermique .....	127
7.1.10	Qualité de l'eau .....	137
7.1.11	Sédiments .....	142
7.1.12	Contexte humain.....	145
7.2	Le saumon atlantique et son habitat.....	149
7.2.1	La qualité de l'habitat.....	149
7.2.2	La superficie d'habitat.....	154



7.2.4	La population de saumon .....	155
7.2.5	Pression de prélèvement .....	162
7.3	Le contexte de la gestion par bassin versant de la rivière Restigouche .....	165
7.4	L'exploitation forestière dans le bassin versant de la rivière Restigouche .....	167
7.4.1	Contexte historique .....	167
7.4.2	Portrait des pratiques forestières actuelles .....	168
7.5	Les activités agricoles dans le bassin versant de la rivière Restigouche .....	180
7.5.1	Contexte historique .....	180
7.5.2	L'agriculture dans la région de Saint-Quentin .....	180
7.5.3	Les caractéristiques des sols agricoles .....	182
7.5.4	Pratiques culturales .....	184
7.5.5	Érosion des sols .....	185
7.5.6	Protection de la prise d'eau potable de Saint-Quentin .....	188
7.7	La protection du territoire sur le bassin versant de la rivière Restigouche .....	189
7.7.1	Historique .....	189
7.7.2	Les zones naturelles protégées (ZNP) .....	189
7.7.3	Les aires protégées de l'initiative Patrimoine naturel .....	189
7.7.4	Le projet de parc provincial du bassin versant de la Restigouche .....	191
8	Conclusion et recommandations .....	193
8.1	Recommandations en milieu forestier .....	193
8.1.1	Améliorer l'application sur le terrain de la réglementation existante .....	193
8.1.2	Adopter des pratiques forestières de conservation dans des secteurs sensibles (projet WaterShade) .....	194
8.1.3	Améliorer les connaissances sur la relation entre exploitation forestière et habitat du saumon au sein du bassin versant .....	194
8.1.4	Informé, sensibiliser, concerter .....	195
8.2	Recommandations en milieu agricole .....	195
8.2.1	Améliorer l'application sur le terrain de la réglementation existante .....	195
8.2.2	Améliorer les connaissances sur la relation entre l'agriculture et l'habitat du saumon au sein du bassin versant .....	196
8.2.3	Informé, sensibiliser, concerter .....	196
8.3	Recommandations relativement à la protection du territoire .....	196
8.4	Autres recommandations .....	197

## Index des figures

Figure 1 : Cycle de vie du saumon atlantique (Parcs Canada, 2022).....	4
Figure 2: Tolérance thermique relative du saumon atlantique à chaque stade de développement (Source : Gillis et al., 2023).....	5
Figure 3 : Synthèse de l'importance des conditions d'habitat, et plus particulièrement du régime thermique, à chaque stade de vie du Saumon Atlantique. Les lignes épaisses indiquent les conditions d'habitat qui influence spécifiquement chaque stade de vie et aspect physiologique (Gillis et al., 2023) .....	10
Figure 4 : Principales menaces pour le saumon atlantique au Canada.....	17
Figure 5 : Aperçu de la Politique pour la conservation du saumon atlantique sauvage.....	19
Figure 6 : Cycle de l'eau (source : Greenan et al., 2019).....	21
Figure 7 : Représentation d'un bassin versant (source : CAPSA, 2022) .....	22
Figure 8 : Représentation du cycle hydrologique en milieu forestier (source : FQSA-DGR, 2012).....	36
Figure 9 : Principales fonctions des bandes riveraines (d'après Withrow-Robinson et al., 2011) .....	37
Figure 10 : Schéma de la circulation des eaux souterraines montrant la zone hyporhéique. Source : FQSA-DGR (2012).....	39
Figure 11 : Modèle conceptuel des impacts de coupes forestières sur les composantes hydrologiques, hydrogéomorphologiques et écosystémiques d'un bassin versant (source : Simoneau et al., 2021) .....	40
Figure 12 : Modèle conceptuel des effets du déboisement sur l'hydrologie forestière (source : FQSA-DGR, 2012) .....	41
Figure 13: Modèle conceptuel des effets directs et indirects d'une augmentation de la charge sédimentaire sur certaines caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau et de l'habitat du poisson. Source : FQSA-DGR (2012), d'après Reiser (1998).....	45
Figure 14: Représentation des effets cumulatifs et dissipatif au sein d'un réseau hydrographique, d'après Erdozain et al. (2021b).....	53
Figure 15: Effets cumulatifs et dissipatifs des coupes forestières sur les cours d'eau selon Erdozain et al. (2021a et 2021b). En bleu : bassins versants ayant subi des coupes forestières intensives, en vert : bassin versant témoin .....	54
Figure 16: L'agriculture dans le cycle de l'eau.....	75
Figure 17: Domaines fonctionnels d'un bassin versant cultivé.....	77
Figure 18 : Modèle conceptuel des effets du drainage sur les écosystèmes aquatiques (Blann 2009) .....	78
Figure 19 : Couverture végétale de la pomme de terre (source: Acadie Nouvelle) .....	84
Figure 20: Zone de culture où un labour en terrasse a été associé à un maillage de zones tampons (talus enherbés, haies ou bandes enherbées; comté de Woodbury, dans l'Iowa). Source : Wikipédia .....	87
Figure 21: Voie d'eau engazonnée .....	88
Figure 22 : Voies d'eau engazonnées dans le bassin versant du ruisseau Black au Nouveau-Brunswick (Stewart, 2017)).....	89
Figure 23 : Exemple de bande enherbée (source : www.herbea.org).....	89



Figure 24 : Représentation schématique du fonctionnement d'un bassin de sédimentation (source : Queensland Government).....	90
Figure 25 : Réservoir Steppler présentant un niveau élevé d'eau retenue. Bassin versant du ruisseau Tobacco Suc, au Manitoba (AAC, 2019).....	91
Figure 26 : Impact de l'accès du bétail aux cours d'eau sur le lit et la bande riveraine (source : University of Alberta).....	91
Figure 27: Résidus de culture protégeant la surface du sol (source : Ontario Ministry of Agriculture).....	92
Figure 28 : Incorporation des résidus de culture au printemps à l'aide d'une herse chisel (source : Ontario Ministry of Agriculture).....	92
Figure 29 : Culture selon les courbes de niveau (source : www.shutterstock.com).....	93
Figure 30: Exemple de culture intercalaire (céréales / pois; source : Ontario Ministry of Agriculture).....	94
Figure 31 : implantation de seigle comme couvre-sol (source : Ontario Ministry of Agriculture).....	95
Figure 32: Localisation du bassin versant de la rivière Restigouche.....	106
Figure 33: Image aérienne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	107
Figure 34: Couverture du sol dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2009.....	107
Figure 35: Géologie du substrat rocheux du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	108
Figure 36: Carte des élévations dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	109
Figure 37: Dépôts meubles dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	110
Figure 38: Capacité de drainage des sols dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	111
Figure 39: Localisation des stations climatiques d'Environnement et Changement climatique Canada.....	112
Figure 40: Évolution passée et future de la température moyenne annuelle dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch.....	114
Figure 41: Évolution passée et future de la précipitation totale annuelle dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch.....	114
Figure 42: Sous-bassins du bassin versant de la rivière Restigouche.....	115
Figure 43: Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	116
Figure 44: Localisation des stations hydrométriques dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)....	117
Figure 45: Débit quotidien médian, minimal et maximal sur la période 1968-2020 à la station Restigouche aval (01BJ007).....	119
Figure 46: Évolution historique du débit moyen annuel aux trois stations hydrométriques.....	120
Figure 47: Évolution historique du débit de pointe de la crue printanière aux trois stations hydrométriques.....	121
Figure 48: Évolution historique du jour julien du débit de pointe de la crue printanière à la station d'Upsalquitch (01BE001).....	122
Figure 49: Évolution du débit maximal annuel des crues d'été/automne aux trois stations hydrométriques.....	123
Figure 50 : Évolution du débit minimal estival et hivernal dans la rivière Restigouche (station 01BJ007).....	124
Figure 51 : Évolution du nombre de jours pendant l'été avec un débit inférieur à 1,5 fois le débit d'étiage de récurrence 2 ans dans la rivière Upsalquitch.....	125
Figure 52: Localisation des stations de mesure actives de la température de l'eau (réseau RivTemp).....	128



Figure 53: Évolution historique (2003-2020) de la température de l'eau estivale (moyenne quotidienne) dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	130
Figure 54: Évolution historique de la température de l'eau maximale annuelle dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	131
Figure 55: Évolution annuelle de la température de l'eau dans la rivière Upsalquitch Nord-Ouest (moyenne des températures quotidiennes sur la période 2003-2022) .....	132
Figure 56: Évolution annuelle de la température de l'eau dans la rivière Restigouche à Butter Island (moyenne des températures quotidiennes sur la période 2003-2022) .....	132
Figure 57: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Restigouche à Two Brooks .....	133
Figure 58: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Upsalquitch à Two Brooks.....	134
Figure 59: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Kedgwick en aval de 1 Mile Bridge .....	134
Figure 60: Localisation des stations de température de l'eau en milieu agricole.....	135
Figure 61: Température moyenne de l'eau dans les ruisseaux Hailes et Five Fingers en 2015.....	136
Figure 62: Température maximale de l'eau dans les ruisseaux Five Fingers et Hailes en 2015 .....	136
Figure 63: Localisation des stations de suivi de la qualité de l'eau du MEGL .....	137
Figure 64: Évolution de la concentration en oxygène dissous dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	138
Figure 65: Évolution de la concentration minimale annuelle en oxygène dissous dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	139
Figure 66: Évolution de la concentration en nitrates dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	140
Figure 67: Évolution de la concentration en phosphore total dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	141
Figure 68: Évolution de la turbidité dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB). Données MEGL (2022) .....	142
Figure 69: Ruissellement et érosion provenant de champs agricoles.....	143
Figure 70: Apport de sédiments par un tributaire .....	143
Figure 71: Berge en érosion active.....	143
Figure 72: Ponceau défectueux.....	143
Figure 73 : Présence de sédiments dans la rivière Little Main Restigouche à la confluence avec la rivière Kedgwick le 24 juin 2017 (cliché : CGBVRR) .....	144
Figure 74: Lieux et limites administratives dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	146
Figure 75: Occupation du sol dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	147
Figure 76: Composition moyenne de l'habitat (exprimée en pourcentage de chaque type d'habitat) aux sites d'inventaire des saumons juvéniles dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) ....	149
Figure 77: Faciès d'écoulement dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch en 2009.....	150



Figure 78: Composition moyenne du substrat aux sites d'inventaire des saumons juvéniles dans le bassin versant de la rivière Restigouche .....	151
Figure 79: Substrat du lit des cours d'eau dans les secteurs de radier du bassin versant de la rivière Upsalquitch en 2009 .....	152
Figure 80: Principaux éléments de l'habitat du saumon dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	153
Figure 81: Habitat du saumon (selon le MPO) dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	154
Figure 82: Seuils du cadre de l'approche de précaution (AP) et seuil de conservation.....	155
Figure 83: Résultats d'inventaire de saumons dans les rivières du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) depuis 2010 .....	157
Figure 84: Estimations du nombre de saumons en montaison et de saumons reproducteurs d'après les prises de pêche dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) de 1970 à 2021 .....	158
Figure 85: Estimations du nombre d'œufs provenant des saumons dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) de 1970 à 2021 .....	159
Figure 86: Densités moyennes de juvéniles dans les rivières du bassin versant de la rivière Restigouche en 1972 à 2021 .....	161
Figure 87: Répartition des modes de pêche dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	162
Figure 88: Évolution du nombre de jours-pêche annuels dans les eaux de la Couronne réservées du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	163
Figure 89: Évolution du nombre de captures de saumons adultes (madeleineaux et redibermarins) par jour-pêche dans les eaux de la Couronne réservées du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	164
Figure 90: La drave sur la rivière Restigouche en 1930 (source : Gaspesian Heritage WebMagazine, 2022) .....	168
Figure 91: Permis d'exploitation forestière sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	169
Figure 92 : Zones de restriction des coupes forestières dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	171
Figure 93: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2012 .....	172
Figure 94: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2016 .....	173
Figure 95: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2020 .....	173
Figure 96: Image aérienne des coupes forestières dans la partie amont du sous-bassin de la rivière Upsalquitch Nord-Ouest en octobre 2019.....	174
Figure 97: Réseau de routes et chemins identifiées avec les données Lidar dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	175
Figure 98: Traverses de cours d'eau identifiées avec les données Lidar dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB).....	176
Figure 99: Exemples d'aménagement de fossés de déviation et de trappes à sédiments le long de chemins forestiers .....	177



Figure 100: Image aérienne de coupes forestières sur les terres de J.D. Irving Ltd. en août 2018 .....	178
Figure 101: Localisation des applications de glyphosate en 2020 et des stations d'échantillonnage pour suivi à court terme dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch (Source : MRNDE & SCF, 2021) .....	179
Figure 102: Localisation des applications de glyphosate entre 2010 et 2021 et des stations d'échantillonnage pour suivi à long terme dans les bassins versants des rivières Kedgiwck et Upsalquitch (Source : MRNDE & SCF, 2021) .....	179
Figure 103: Répartition des terres cultivées dans la région de Saint-Quentin .....	181
Figure 104: Unités pédologiques des sols agricoles dans la région de Saint-Quentin .....	183
Figure 105: Évolution du carbone organique dans les sols agricoles de la région de Saint-Quentin .....	184
Figure 106: Localisation des parcelles agricoles jugées problématiques en 2012 (Centre de conservation des sols et de l'eau de l'Est du Canada, 2012).....	186
Figure 107: Exemple de trappe à sédiments.....	187
Figure 108: Sites problématiques et patron de drainage identifiées à l'aide des données Lidar.....	187
Figure 109: Aires protégées dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	190
Figure 110 : Projet de parc provincial du bassin versant de la rivière Restigouche (source : MPTC, 2021) .....	191

## **Index des tableaux**

Tableau 1 : Synthèse des effets des coupes forestières sur les caractéristiques des cours d'eau, l'habitat et la survie des salmonidés .....	55
Tableau 2: Qualité de l'eau selon l'occupation agricole dans le sous-bassin, bassin versant de la rivière Little River (Chow et al., 2011) .....	85
Tableau 3: Effet de l'occupation agricole d'un sous-bassin sur la température de l'eau de tributaires de la rivière Little (Brasfield et al., 2015).....	86
Tableau 4: Normales climatiques aux stations climatologiques situées à proximité du bassin versant de la rivière Restigouche.....	113
Tableau 5: Principales propriétés des sous-bassins de la rivière Restigouche au Nouveau-Brunswick .....	116
Tableau 6 : Données hydrologiques aux trois stations hydrométriques situées dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	118
Tableau 7: Température estivale (juillet-août) dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) sur la période 2003-2020.....	129
Tableau 8: Seuils de conservation et PRL dans le bassin versant de la rivière Restigouche (sauf Matapédia) .....	156
Tableau 9: Détenteurs de permis d'exploitation forestière sur les terres de la Couronne dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	169
Tableau 10 : Statistiques des aires protégées au sein du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) .....	190



*La protection de l'habitat du saumon à l'échelle du bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick)*



# 1 Mise en contexte

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) a une place importante dans le patrimoine faunique, identitaire et culturel dans l'est de l'Amérique du Nord. Au Québec et au Nouveau-Brunswick, la pêche sportive au saumon est un moteur de développement économique important pour plusieurs régions. Les populations de saumon, dont l'habitat est complexe et sensible aux conditions environnementales, sont toutefois en déclin.

Dans les rivières à saumon du Nouveau-Brunswick, beaucoup d'efforts sont réalisés depuis plusieurs années pour protéger et améliorer l'habitat localement, assurer la connectivité du réseau hydrique, réduire le transport de sédiments vers les cours d'eau, sensibiliser les pêcheurs ou encore lutter contre le braconnage. En 2021, le Conseil du Saumon du Nouveau-Brunswick (CSNB) a identifié les principaux enjeux relatifs à la protection et à la gestion du saumon atlantique (Conseil du Saumon du Nouveau-Brunswick, 2021). L'un de ces enjeux prioritaires est le manque de connaissance sur les impacts des activités humaines réalisées à l'échelle du bassin versant telles que l'exploitation forestière, l'agriculture, l'aquaculture ou encore l'aménagement du territoire. C'est le cas de la rivière Restigouche<sup>1</sup> dont le bassin versant est essentiellement forestier, avec une exploitation intensive des terres publiques et privées. Quels sont les effets des coupes forestières sur les débits, la sédimentation, l'hydrogéomorphologie ou encore la température des cours d'eau, et donc sur l'habitat et la survie du saumon ? Et quelles sont les solutions et les actions à poser pour réduire ces effets? Les mêmes questions se posent pour l'agriculture qui est pratiquée dans certains secteurs du bassin versant de la rivière Restigouche. Ces enjeux nécessitent de bien identifier les processus mis en jeu et développer une gestion intégrée par bassin versant.

Dans ce contexte, les objectifs de cette étude sont de :

- réaliser un état des connaissances scientifiques concernant les impacts des activités humaines (exploitation forestière, agriculture et protection du territoire) à l'échelle du bassin versant sur l'habitat du saumon;
- identifier les éléments clés du bassin versant de la rivière Restigouche (partie Nouveau-Brunswick) et élaborer un plan de gestion spécifique en lien avec la gestion du territoire à l'échelle du bassin versant;
- élaborer des guides pratiques spécifiques selon les enjeux identifiés et les secteurs d'activités (foresterie, agriculture, aires protégées).

Le présent document débute par une description générale de l'habitat dulcicole du saumon atlantique afin de bien identifier les enjeux et les facteurs clés de sa protection.

---

<sup>1</sup>Le nom de rivière Restigouche est utilisée en anglais et chez les francophones du Nouveau-Brunswick tandis que l'orthographe Ristigouche est plutôt utilisée au Québec. La première orthographe, Restigouche, sera utilisée tout au long de ce rapport.



## **2 L'habitat dulcicole du saumon atlantique et ses enjeux**

### **2.1 Tendances dans les populations de saumon atlantique**

#### **2.1.1 Au Canada et dans le monde**

L'aire de répartition canadienne du saumon atlantique représente environ un tiers de l'aire de répartition mondiale de l'espèce et s'étend de la frontière avec l'État du Maine, aux États-Unis, jusqu'à l'extérieur de la baie d'Ungava au Québec, avec une population supplémentaire dans la baie d'Hudson orientale (MacCrimmon & Gots, 1979; Scott & Crossman, 1973, cités par COSEPAC, 2010).

À l'échelle mondiale, les populations sauvages de saumon de l'Atlantique connaissent depuis plusieurs dizaines d'années un déclin marqué dans la majeure partie de leur aire de répartition. Au Canada, entre 1971 et 1985, les estimations du saumon nord-américain variaient entre 0,8 et 1,7 million de poissons par année. Depuis 1995, l'abondance de ce poisson est tombée à environ 0,4 à 0,7 million d'individus (MPO, 2022a). Le déclin le plus important s'est produit chez les saumons adultes retournant dans les rivières canadiennes.

La population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, incluant la baie de Fundy, a subi un tel déclin depuis les années 1980 qu'elle a été inscrite en 2006 comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada.

Afin de freiner ce déclin global, la pêche commerciale du saumon de l'Atlantique a été interdite dans les provinces maritimes et certaines parties du Québec puis un moratoire a été adopté sur toutes les pêches commerciales du saumon dans l'est du Canada en 2000. La pêche sportive et certaines pêches autochtones ont également été réduites ou suspendues.

#### **2.1.2 La population de la Gaspésie-sud du Golfe Saint-Laurent**

La population du saumon atlantique du Canada est répartie en 16 populations distinctes, appelées aussi unités désignales (COSEPAC, 2010). La population qui fréquente la rivière Restigouche est celle de la Gaspésie-sud du Golfe Saint-Laurent (UD12). Cette population se reproduit dans les rivières situées depuis la rivière Ouelle, à l'ouest de la Gaspésie vers le sud, et vers l'est jusqu'à l'extrémité nord de l'île du Cap-Breton. La majorité des saumons de cette population frayent dans le système fluvial de la rivière Miramichi, au Nouveau-Brunswick.

Elle a diminué de 28% entre 1993 et 2007, soit sur trois générations de saumon. Elle était estimée à 102 263 individus en 2007 (COSEPAC, 2010). Les recensements effectués par Pêches et Océans Canada dans les rivières de la région du Golfe du Saint-Laurent au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard montrent que l'abondance de saumons dans l'ensemble de ces rivières a continué à diminuer au cours des 12 dernières années, de 27% pour les grands saumons et de 63% pour les petits saumons (MPO, 2020a). Ces valeurs sont de 46% et 51% respectivement dans la rivière Restigouche. L'abondance dans le système fluvial de la rivière Miramichi a atteint en 2019 les plus faibles niveaux d'abondance jamais mesurés (MPO, 2020b). Dans certaines régions, en particulier à l'Île-du-Prince-Édouard, les populations de saumon sont aujourd'hui maintenues par alevinage. Au Québec, la situation du saumon s'est stabilisée depuis les années 2000 avec des variations annuelles d'abondance (MFFP, 2022a). La situation de cette population a été évaluée



pour la première fois en novembre 2010 par le COSEPAC comme étant « préoccupante ». Des consultations prolongées sont présentement en cours concernant l'inscription de l'espèce à l'Annexe 1 (COSEPAC, 2021).

## **2.2 L'habitat dulcicole du saumon atlantique**

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est un poisson anadrome (migrant depuis l'océan jusque dans les rivières pour frayer en eau douce) de taille moyenne qui est endémique dans les eaux tempérées de l'hémisphère nord. Son habitat est relativement complexe, puisque certaines phases de son cycle vital se déroulent en eau douce, d'autres en estuaire et d'autres en milieu marin (figure 1).

Le saumon atlantique adulte rejoint sa rivière d'origine entre les mois de juin et de septembre. Il passe progressivement de l'estuaire au tronçon aval de la rivière, puis aux zones de reproduction souvent situées sur le cours moyen et sur une partie du cours supérieure de la rivière. Durant ce parcours, il séjourne dans des fosses de la rivière en jeûnant et en dépensant le moins d'énergie possible. Il se reproduit à l'automne (octobre-novembre) dans des sections de rivières à fond de gravier et à courant moyennement rapide. Après la fraie, les saumons demeurent généralement en rivière dans les secteurs d'eaux profondes et ne retournent en mer que le printemps suivant. Les œufs éclosent au printemps et les alevins émergent du gravier en juin. Les saumons juvéniles restent pour la plupart 3 ans en rivière, se répartissant sur la majeure partie du réseau hydrographique incluant des petits tributaires dont le sous-bassin versant a une superficie de 20 à 40 km<sup>3</sup> (Sweeka & Mackey, 2010, cité par FQSA-DGR, 2012). Puis ils rejoignent la mer pour s'y nourrir et croître pendant 1 à 4 ans avant de retourner à la rivière (COSEPAC, 2010; MPO, 2018a). La durée de vie du saumon se situe typiquement entre 4 et 8 ans (Gibson, 1993). La survie du jeune saumon en rivière et dans le golfe du Saint-Laurent est relativement bonne mais seulement 1 % ou 2 % des saumons survivent en mer et reviennent frayer dans leur rivière (Thorstad *et al.*, 2012).

La suite de ce chapitre traite essentiellement des étapes fluviales du cycle vital du saumon, donc de son habitat dulcicole.

Le milieu estuarien constitue une zone de transition entre la rivière et la mer dans le cas des smolts en dévalaison, et entre la mer et la rivière dans le cas des adultes en migration de reproduction vers les frayères. Les estuaires peuvent aussi servir, dans certaines circonstances, de lieu de résidence pour les tacons (Cunjak, 1992).

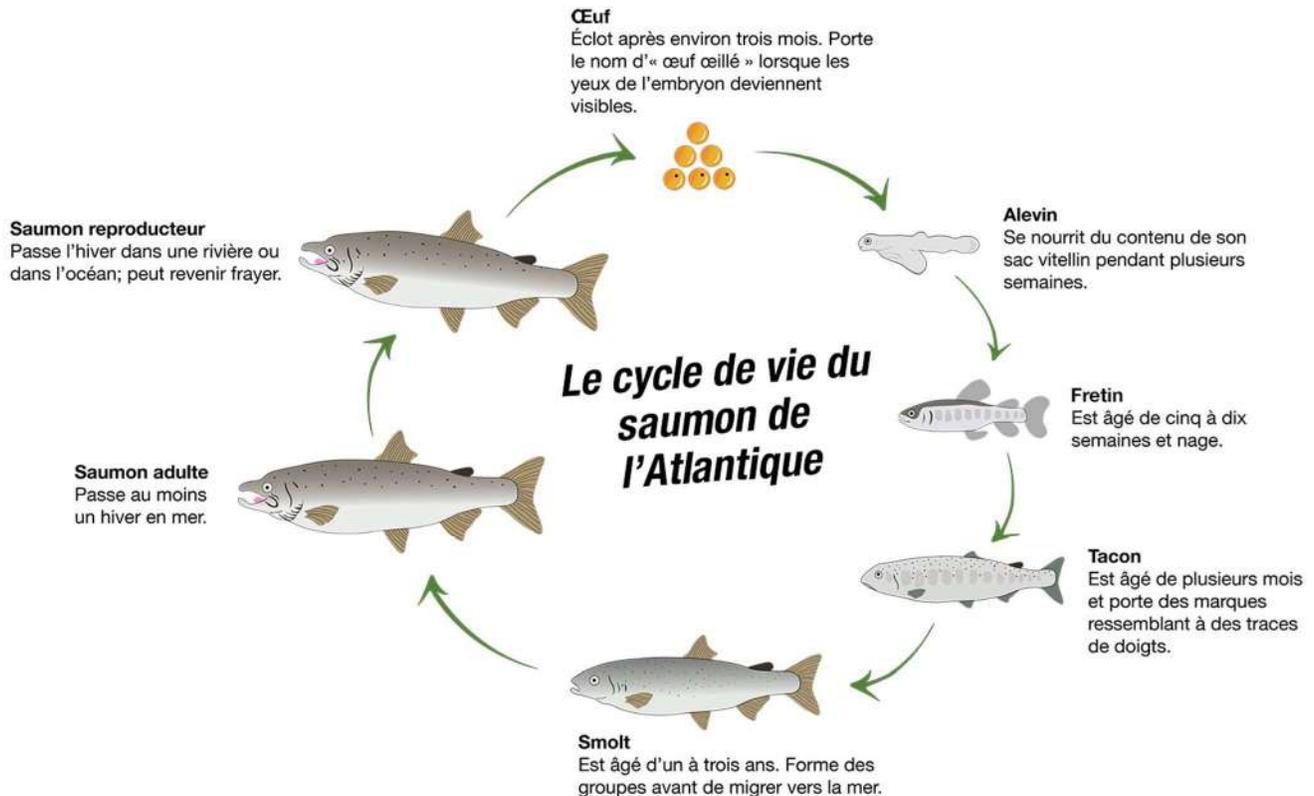


Figure 1 : Cycle de vie du saumon atlantique (Parcs Canada, 2022)

Un habitat se définit comme un milieu géographique particulier réunissant des conditions physiques et biologiques spécifiques favorables à une espèce (Bouchard, 2006). Les habitats dulcicoles du saumon atlantique peuvent être divisés en quatre catégories selon la période de l'année et l'usage qu'en fait le saumon (FQSA-DGR, 2012) :

- l'habitat de repos des saumons adultes en migration, communément nommé les « fosses à saumon »;
- l'habitat de reproduction, c'est-à-dire les frayères qui permettent la fraie en automne, l'incubation des œufs en hiver, leur éclosion au printemps, la vie intergranulaire des alevins et leur émergence à la fin du printemps;
- l'habitat d'alimentation et de croissance des juvéniles au printemps, en été et en automne, comprenant les sites d'alimentation et les zones d'abris;
- l'habitat d'hivernage des juvéniles, c'est-à-dire les zones d'eau profonde ou les interstices entre les gros galets et les rochers. La libre circulation entre ces différentes catégories d'habitat, c'est-à-dire leur connectivité, ne doit jamais être compromise.

L'abondance du saumon dans une rivière donnée est conditionnée par des facteurs-clés qu'il est possible de regrouper en quatre catégories (Wasson *et al.*, 1998, cité par FQSA-DGR, 2012), soit les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, les facteurs morpho-dynamiques, les facteurs trophiques et les facteurs biotiques.

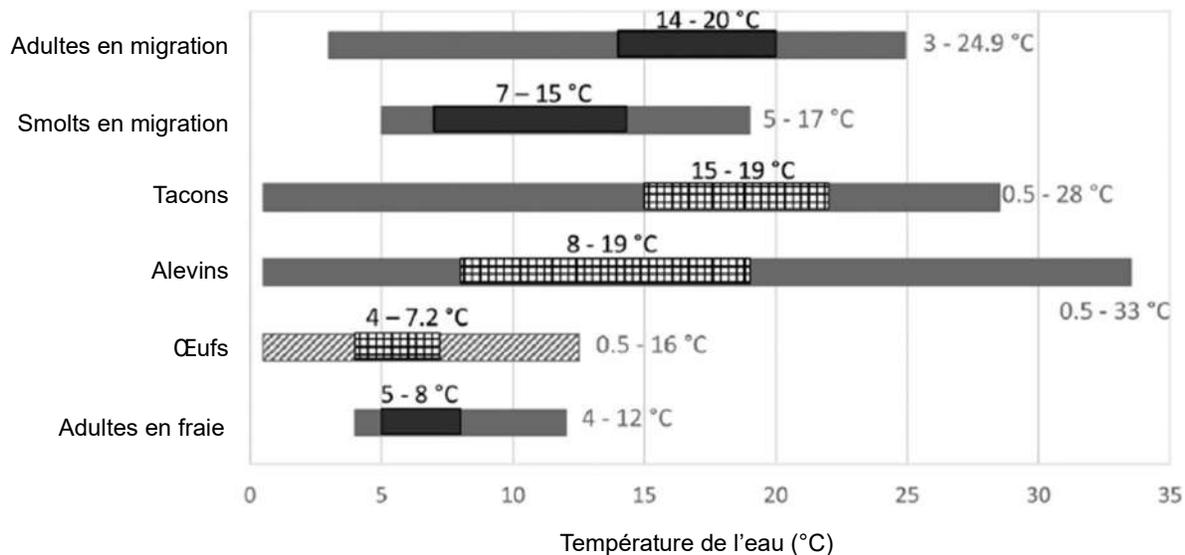
## 2.2.1 Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau

Ces facteurs influencent la viabilité du saumon dans un milieu aquatique donné ainsi que la productivité de ce milieu.

- **Un régime thermique adéquat**

Dans la partie nordique de l'aire de répartition du saumon atlantique en Amérique du Nord, la température de l'eau serait le facteur limitant la distribution des saumons en rivière. Les variations génétiques observées entre les populations de saumon de plusieurs rivières d'une même région, qui peut varier de l'ordre de 2 %, seraient même corrélées avec les variations de régime thermique propres à ces rivières (Dionne *et al.*, 2007 et 2008, cité par COSEPAC, 2010). Le régime thermique contrôle des facteurs de survie du saumon tels que la croissance, le succès reproducteur, l'abondance des proies, la phénologie et la survie.

Les températures requises pour chaque stade de développement sont représentées sur la figure 2.



Les données provenant d'études sur le terrain sont représentées par des barres pleines, et celles provenant d'études en laboratoire par des barres hachurées. Les barres noires pleines et quadrillées représentent la plage de température optimale et les barres grises les températures minimales et maximales pour chaque stade de développement.

Les données proviennent de : Elson (1969); Danie (1984); Alabaster *et al.* (1991); Grande & Andersen (1991); Jensen *et al.* (1991); Elliott (1991); Shepard (1995), Elliott & Elliott (1995); Elliott *et al.* (1998); Elliott & Elliott (2010).

**Figure 2: Tolérance thermique relative du saumon atlantique à chaque stade de développement (Source : Gillis *et al.*, 2023)**

Un stress thermique peut influencer le taux de survie d'un saumon, particulièrement après une remise à l'eau (FQSA-DGR, 2012). Les périodes de chaleur en saison estivale peuvent également contraindre les déplacements des saumons adultes et des juvéniles qui recherchent les refuges thermiques lorsque la

température de l'eau dépasse 23°C (Breau, 2013). Ces refuges sont des zones qui offrent une eau plus fraîche telles que des zones plus profondes, des résurgences d'eaux souterraines, ou encore l'émissaire d'un tributaire de la rivière (FQSA-DGR, 2012). La présence de tels refuges thermiques serait un facteur déterminant pour permettre la présence du saumon dans certaines rivières (Breau *et al.*, 2007, cité par FQSA-DGR, 2012). Les refuges thermiques associés aux résurgences d'eau souterraine ont une température variable qui dépend étroitement des conditions météorologiques et hydrologiques, tandis que les refuges thermiques à l'exutoire des tributaires sont plus stables dans le temps (Dugdale *et al.*, 2013).

- **Une eau bien oxygénée**

L'oxygène dissous est un paramètre crucial pour la vie aquatique. Des concentrations réduites d'oxygène entraînent des effets létaux et sublétaux (physiologiques et comportementaux) chez divers organismes aquatiques, en particulier chez les poissons. Au Canada, les recommandations pour la protection de la vie aquatique (eau douce) sont de 9,5 mg/L pour les premiers stades biologiques et 6,5 mg/L pour les autres stades dans l'eau froide, et de 6,0 et 5,5 mg/L respectivement, dans l'eau chaude (CCME, 1999). La concentration doit être supérieure à 5 mg/l pour répondre aux besoins physiologiques des saumons à la plupart des stades de leur vie (Elson, 1975; Alabaster & Lloyd, 1982, cité par CCME, 1999). La croissance des jeunes, la fécondité, l'éclosion des œufs, la morphologie et la survie larvaire, la montaison des saumons migrateurs ainsi que le comportement de rassemblement en bancs ne seraient pas particulièrement sensibles à des concentrations supérieures à 5 mg/L (CCME, 1999). Des concentrations minimales de 6 mg/l et 11 mg/L seraient toutefois requises respectivement pour assurer une croissance optimale des tacons (Johnston, 2002) et pour les larves (U.S.EPA, 1986). L'oxygène est également nécessaire au processus d'oxydation biologique et chimique des matières organiques contenues dans l'eau.

- **Une eau claire**

La turbidité doit être nulle à faible. La présence de matières en suspension (MES) affecte:

- le taux de survie des embryons, principalement affecté par les fractions fines de sédiments (limon et sable très fin, Levasseur *et al.*, 2006);
- le comportement et le taux de survie des juvéniles;
- la production primaire et la faune benthique;
- le comportement d'alimentation des jeunes saumons à des concentrations en MES supérieures à 25 mg/L (Sorenson *et al.*, 1977, cité par FQSA-DGR, 2012) ;
- les branchies à des concentration en MES supérieures à 90 mg/L (Sorenson *et al.*, 1977, cité par FQSA-DGR, 2012).

- **Une eau légèrement acide a légèrement basique**

Le pH doit idéalement être supérieur à 5,4 (Watt *et al.*, 1983, cité par FQSA-DGR, 2012; COSEPAC, 2010). Un pH inférieur à 5,0 provoque la mortalité des alevins et nuit au processus de smoltification ainsi qu'à l'adaptation du poisson d'eau douce à l'eau de mer; un pH inférieur à 4,8 provoque des effets létaux chez les œufs et les alevins; un pH inférieur 4,6 provoque la mortalité des tacons et des saumoneaux (COSEPAC, 2010).



- **Une eau de bonne qualité**

L'eau doit être exempte de contaminants chimiques, tels que les pesticides ou les métaux lourds. Ces composés, même à faible concentration, peuvent avoir des effets aigus ou chroniques, directs ou indirects, sur les salmonidés et les écosystèmes aquatiques.

## 2.2.2 Les facteurs morpho-dynamiques

Ces facteurs sont liés à la configuration physique des cours d'eau et au débit :

- **Un dénivelé modéré**

Le dénivelé dans le cours d'eau devrait varier entre 0,2 et 1,4%. Pour les habitats de reproduction, la pente optimale se situerait entre 1,2 et 1,4% (Gibson, 1993). En Gaspésie, cette pente optimale se situerait 1,2 et 1,4 %. (Kim & Lapointe, 2011).

- **Un substrat granulaire constitué essentiellement de graviers, de cailloux et de galets**

Ce type de substrat est favorable à la survie des saumons juvéniles (Elson, 1975, cité par FQSA-DGR, 2012) et permet une bonne circulation de l'oxygène dissous dans l'eau, essentielle à la reproduction ainsi qu'à l'incubation et l'éclosion des œufs (Peterson, 1978, cité par FQSA-DGR, 2012). La présence d'obstacles (roches, débris végétaux) est également essentielle pour permettre au saumon de se reposer dans des zones de faible débit pendant la montaison (Webb & Hawkins, 1989, cité par FQSA-DGR, 2012).

- **Des faciès d'écoulement diversifiés**

Cela inclut des radiers (seuils), des rapides, des plats et des mouilles (FQSA-DGR, 2012; Coulombe-Pontbriand & Lapointe, 2004; Enders *et al.*, 2007 cité par FQSA-DGR, 2012). La production salmonicole d'une rivière serait étroitement corrélée avec l'agencement séquentiel des fosses, des zones de fraie et des aires de taconnage ainsi que de leur connectivité. En d'autres termes, plus une rivière comprendrait de ces séquences d'habitats dans l'espace accessible au saumon, plus la population serait abondante (Kim & Lapointe, 2011, cité par FQSA-DGR, 2012).

- **Un régime hydrologique naturel**

Le régime des débits détermine la structure de l'habitat des jeunes saumons et conditionne le succès de leur survie, notamment lors de la phase d'incubation dans les frayères (FQSA-DGR, 2012). Un débit élevé en période de crue est susceptible d'emporter le substrat présent dans le fond du lit, les œufs encore en incubation ou les alevins enfouis dans le gravier, et de provoquer l'érosion des berges et du lit et le dépôt, plus tard, de particules fines dans les gravières (Jensen & Johnson, 1999). Un débit d'étiage estival trop faible engendre une augmentation de la température de l'eau, une diminution de l'oxygène dissous et complique les déplacements des saumons. Le débit d'eau hivernal constitue également un facteur limitant la productivité des rivières puisqu'un débit trop faible en hiver peut entraîner l'exondation et la dessiccation des frayères, ainsi qu'une diminution de l'oxygène disponible pour les alevins et pour les œufs enfouis dans le substrat (Gibson, 1993). Enfin, la vitesse du courant doit être suffisante pour permettre aux juvéniles de se maintenir dans le courant et de se protéger des prédateurs mais sans nécessiter pour cela une trop grande dépense d'énergie.



- **Un transport sédimentaire en équilibre**

L'apport de sédiments dans le cours d'eau (par érosion), leur transport et leur déposition (par sédimentation) font partie du processus d'évolution naturelle d'un cours d'eau et favorisent son équilibre hydrodynamique, et donc celui de l'habitat du saumon. Le transport des particules fines s'effectue en suspension dans l'eau tandis que les particules grossières se déplacent par saltation et roulement sur le fond du lit. Ces mécanismes sont influencés directement par les vitesses d'écoulement, et indirectement par les débits d'eau (Thorne *et al.*, 2006, cité par FQSA-DGR, 2012).

- **Une libre circulation du poisson tout au long de la rivière**

L'absence d'obstacle majeur permet au saumon d'avoir accès à l'ensemble des habitats nécessaires à toutes les phases de son cycle vital. Cette continuité ou connectivité s'avère essentielle à sa survie et à sa croissance (Sear, 2010, cité par FQSA-DGR, 2012).

- **Des berges et bandes riveraines boisées**

Une végétation abondante sur les berges permet de protéger l'eau du soleil, attirer des insectes, stabiliser les berges et fournir des débris végétaux (voir section 4.1.2).

### 2.2.3 Les facteurs trophiques (disponibilité de la nourriture)

En rivière, les jeunes saumons se nourrissent principalement de larves d'insectes aquatiques telles que les larves d'éphémères, les larves de mouches noires et les larves de perlidés (MPO, 2018a). Ces larves sont une composante du benthos qui constitue la production secondaire du milieu dulcicole. L'abondance de benthos dépend des caractéristiques physico-chimiques et des facteurs morpho-dynamiques décrits à la section précédente mais aussi de l'abondance de nourriture, qui est composée des communautés d'algues et de périphyton constituant la production primaire des cours d'eau à la base de la chaîne alimentaire (FQSA-DGR, 2012). Cette production primaire dépend directement de la lumière, la température et de la présence de nutriments. Toute modification des conditions favorables à la production primaire et secondaire est donc susceptible d'affecter la survie des jeunes saumons.

À titre d'exemple, certaines conditions environnementales favorables (débit, température, lumière et chimie de l'eau) peuvent favoriser la prolifération de l'algue *Didymo*. Cette algue se développe dans des habitats similaires à ceux du saumon atlantique en formant un tapis mucilagineux recouvrant le substrat, ce qui rend plus difficile l'accès au benthos pour les saumons juvéniles. Ceux-ci ont se retrouvent alors avec une diète moins diversifiée (Gillis, 2018).

### 2.2.4 Les facteurs biotiques (prédation et compétition)

Les œufs de saumon à la dérive sont mangés par les oiseaux et les poissons. Les saumons juvéniles sont également soumis à une pression de prédation aux différents stades de leur cycle vital en rivière. Ils sont principalement la proie des oiseaux tels que le grand harle et le martin-pêcheur, mais aussi de poissons (incluant des saumons adultes) et de mammifères tels que le vison et la loutre (COSEPAC, 2010).

Le cas du bar rayé (*Morone saxatilis*) fait beaucoup parler depuis quelques années puisque la population du sud du Golfe du Saint-Laurent a fortement progressé depuis 2016, que cette espèce est parfois observée dans les



rièrres à saumon, incluant la rivière Restigouche, et qu'elle est perçue comme une menace pour le saumon atlantique. La bar rayé est toutefois une espèce opportuniste qui se nourrit principalement de poissons fourrages (comme le capelan). Des études récentes ont montré qu'il est effectivement susceptible de se nourrir de saumons juvéniles, surtout à l'embouchure des rivières au moment de la sortie en mer de ces derniers. Toutefois, la grande majorité des saumoneaux ont déjà rejoint la mer lorsque les bars rayés y arrivent pendant l'été et l'impact général de la présence du bar rayé sur la population de saumons juvéniles reste faible (Hanson, 2020; Lapointe et al, 2022). Une étude réalisée dans l'estuaire de la rivière Miramichi a montré que le taux de prédation des saumoneaux par le bar rayé variait selon les années entre 2 et 18 % (Daniels *et al.*, 2018). À l'embouchure de la rivière Restigouche, l'analyse du contenu stomacal de bars rayés a montré que leur régime alimentaire était diversifié et que le saumon atlantique représentait 13% du volume total de proies contenues dans les estomacs (Lapointe *et al.*, 2022).

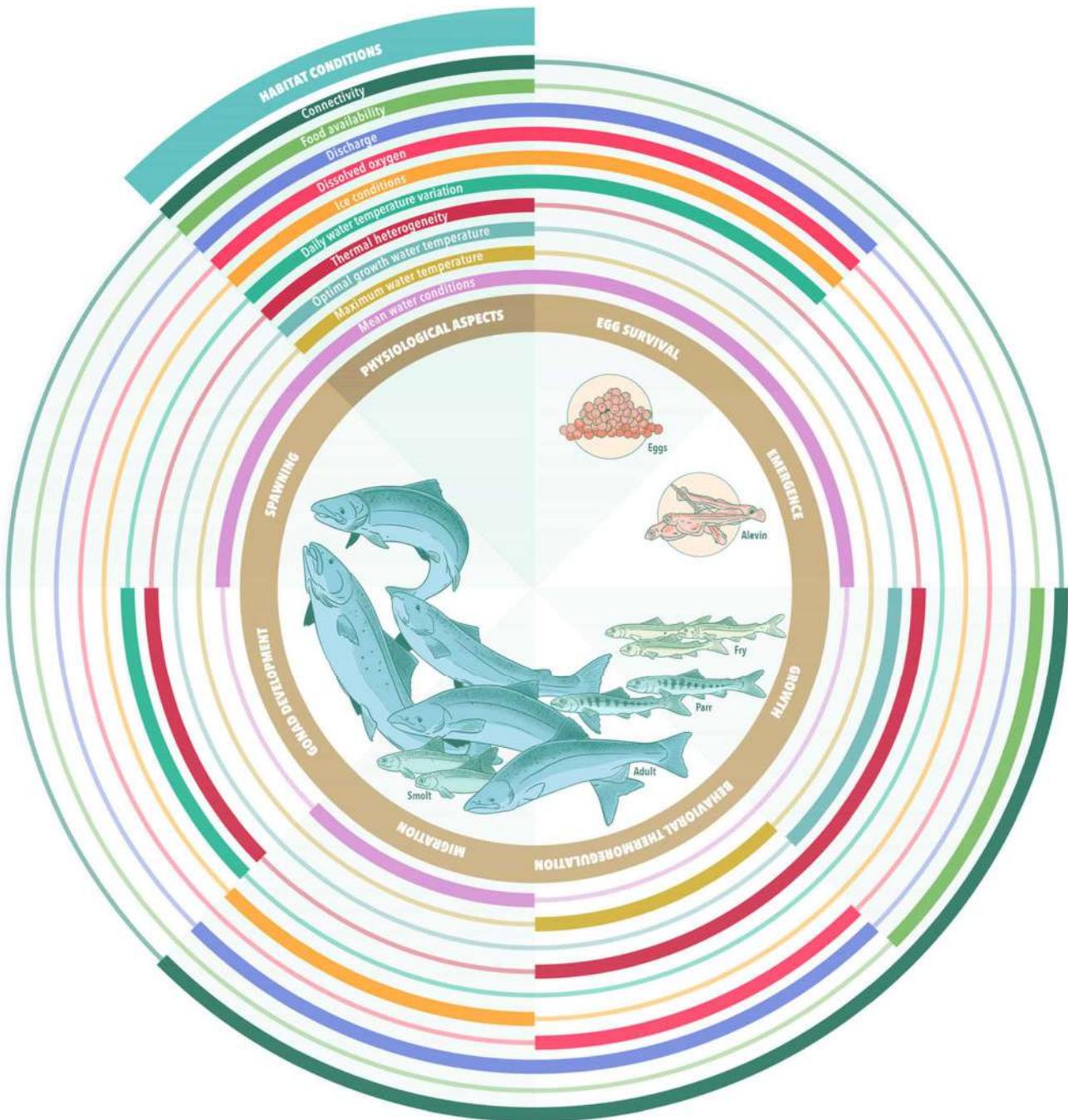
Les saumons sont également en compétition avec d'autres espèces de poisson, principalement d'autres salmonidés, pour l'accès à la nourriture et aux habitats favorables. Le saumon peut par exemple être en position de désavantage concurrentiel avec l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans les fosses (Gibson, 1993). C'est le cas également avec certaines espèces non indigènes qui sont aujourd'hui présentes dans de nombreuses rivières fréquentées par le saumon atlantique et dont certaines composantes de l'habitat se chevauchent avec celles du saumon atlantique, telles que :

- La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*).
- La truite brune (*Salmo trutta*);
- l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*);
- le brochet maillé (*Esox niger*);
- le maskinongé (*Esox masquinongy*)

Ces trois dernières espèces constituent à la fois des compétiteurs et des prédateurs du saumon juvénile.

Les nombreuses études réalisées sur ce sujet ont eu des résultats parfois contradictoires et suggèrent que l'impact de ces espèces compétitrices sur la population de saumon atlantique est complexe, variable et dépendant de l'échelle géographique considérée (Cairns, 2006, cité par COSEPAC). Mais de manière générale, l'introduction d'espèces non indigènes dans les rivières à saumon représente une menace réelle et croissante pour sa survie et la santé de sa population (MPO et MRNF, 2009).

Les principales conditions d'habitat énumérées dans les précédentes sections, et leur influence spécifique à chaque stade de vie du saumon atlantique, sont représentées sur la figure 3. Cette figure met en évidence l'importance de la température comme élément clé dans toutes les étapes de vie du saumon.



**Figure 3 : Synthèse de l'importance des conditions d'habitat, et plus particulièrement du régime thermique, à chaque stade de vie du Saumon Atlantique. Les lignes épaisses indiquent les conditions d'habitat qui influence spécifiquement chaque stade de vie et aspect physiologique (Gillis et al., 2023)**



## 2.2.5 Le rôle du saumon dans l'écosystème

En tant que prédateur et proie, le saumon joue un rôle important dans la chaîne trophique des écosystèmes aquatiques. De plus, en tant qu'espèce anadrome qui se nourrit principalement en mer et y prend la majeure partie de sa biomasse, le saumon constitue un apport net de nutriments d'origine marine dans les cours d'eau, et en particulier dans les sites de fraie qui sont souvent des milieux pauvres en nutriments. La mise en suspension de sédiments ainsi que le dépôt de millions d'œufs constituent un enrichissement de ces écosystèmes qui se propage dans l'ensemble du cours d'eau (Darimont *et al.*, 2010).

## 2.3 Les menaces pour l'habitat et l'abondance du saumon atlantique

Le saumon atlantique a la capacité de s'adapter tout au long de son cycle de vie à de grandes variations dans les milieux d'eau douce. Toutefois, comme énuméré à la section précédente, le spectre des conditions optimales requises à chacun des stades de cycle est relativement restreint, en particulier pour les juvéniles. Cela implique que la survie du saumon et son abondance sont très sensibles aux conditions environnementales. Or, un grand nombre de processus physiques et biologiques et d'activités anthropiques peuvent avoir un impact sur ces conditions et par conséquent sur l'abondance de ses populations. Ces processus agissent à différentes échelles spatio-temporelles, de manière directe ou indirecte.

### 2.3.1 À l'échelle locale

À cette échelle, ce sont certains milieux spécifiques ou certaines phases du cycle vital qui sont affectés. Les impacts se font sentir à court terme et sont réversibles.

- **la pêche en rivière**, qu'elle soit récréative ou de subsistance. La pêche illégale est encore courante à l'heure actuelle et est le type de pêche qui a le plus grand impact sur les populations et l'habitat du saumon jusqu'à mettre en péril la population locale de saumons dans certains cas (Cote, 2005, cité par COSEPAC; MPO et MRNF, 2009). La pêche récréative peut également avoir un impact lorsque la remise à l'eau n'est pas réalisée selon les règles de l'art. La mortalité est habituellement inférieure à 5% dans des conditions d'eau froide à tiède, mais est plus élevée en conditions d'eau chaude, jusqu'à atteindre plus de 30% voire 50% selon certaines études (van Leuween *et al.*, 2020; Keefe *et al.*, 2022). La remise à l'eau peut également avoir un impact sur la physiologie des saumons : une étude réalisée récemment dans la rivière Rimouski a montré que, en période estivale lorsque la température de l'eau dépasse 20°C, les saumons remis à l'eau auraient un succès reproducteur 27% moins bon que ceux qui n'ont jamais été pêchés (Bouchard *et al.*, 2022).
- **les traverses de cours d'eau (ponceaux, ponts)** qui, lorsqu'ils sont mal conçus ou dégradés, créent des obstacles au passage des poissons, des sources de sédiments ainsi qu'une dégradation de l'habitat aux alentours de la structure (voir section 4.2.6);
- **les aménagements réalisés dans le cours d'eau** (dragage, canalisation, enrochements);
- **l'obstruction de l'écoulement dans les petits cours d'eau** par un ouvrage naturel (ex : embâcle, barrage de castor) ou anthropique, ce qui empêche le saumon d'accéder à un habitat spécifique;
- **la dégradation des berges et des zones riveraines** peut entraîner la présence de sédiments dans le lit du cours d'eau;

- **une contamination de l'eau ponctuelle**, par exemple par un rejet d'eaux usées en amont d'un habitat;
- **les autres activités récréatives**. Ces activités sont de plus en plus nombreuses et diversifiées dans les rivières à saumon (baigneurs, plongeurs, plaisanciers, descente de rivière en planche à pagaie, en canot, en kayak, embarcations motorisées, etc.). Leur impact sur le saumon peut être direct (blessure, mort ou modification du comportement des poissons) ou indirect (dégradation de l'habitat). Les embarcations motorisées ont un impact sur la qualité de l'eau, la faune et la flore (Asplund, 2000). L'impact des autres activités telles que le canotage et de baignade sur les saumons est encore peu documenté à l'heure actuelle mais il est probable que les saumons, adultes et juvéniles, localisés dans les refuges thermiques en période d'étiage et d'eau chaude soient dérangés et forcés de se déplacer dans des zones moins favorables accentuant alors le stress thermique (MFFP, 2022b).

Les principales actions de protection de l'habitat du saumon consistent donc à :

- réglementer la pêche en rivière et les activités récréatives, surtout l'utilisation des embarcations à moteur;
- éduquer et sensibiliser les usagers (pêcheurs, canoteurs, plongeurs, etc.);
- lutter contre le braconnage;
- inventorier, caractériser et restaurer (ou démanteler) les traverses de cours d'eau;
- caractériser et protéger les refuges thermiques;
- ouvrir les barrages de castor afin d'améliorer la libre circulation du saumon;
- stabiliser les berges en érosion active.

### 2.3.2 À l'échelle régionale

Les principaux facteurs qui influencent les populations de saumon à cette échelle sont :

- **une modification du régime thermique des cours d'eau**, surtout l'augmentation de la température que ce soit en hiver (incubation des œufs), au printemps (migration des saumons juvéniles vers l'embouchure, smoltification), en été (stress thermique, migration) ou à l'automne (fraie), ou encore une perturbation de l'hétérogénéité thermique des cours d'eau, soit la diversité d'habitats chauds et froids permettant au saumon de compléter son cycle (Gillis *et al.*, 2023);
- **une modification du régime hydrologique** des cours d'eau par modification de l'occupation du sol au sein de leur bassin versant (ex : urbanisation, agriculture, exploitation forestière, voir sections 4.2.1 et 5.2.1) ou par le pompage excessif d'eau dans la rivière pour l'irrigation ou la consommation. Par exemple, une diminution du débit d'étiage a un impact sur la migration des saumons pendant l'été et l'automne et limite la capacité des saumons adultes à atteindre les sites de fraie en amont;
- **l'apport diffus de sédiments** dans les cours d'eau par des activités pratiquées sur le bassin versant (ex : agriculture, exploitation forestière). Les sédiments fins ont un impact sur les sources d'alimentation des poissons, leur comportement, leur physiologie et leur habitat (Kemp *et al.*, 2011). En particulier, en remplissant les espaces interstitiels du substrat, des sédiments en trop grande quantité ont un impact majeur sur l'émergence et la survie en hiver des saumons atlantiques juvéniles (Chapman, 1988, cité par COSEPAC). Même de très faibles proportions de sédiments contribuent à une diminution de 10 % de la survie des œufs au stade précédant la pigmentation de l'œil (Julien & Bergeron, 2006 cité par COSEPAC).



- **une contamination de l'eau diffuse par des substances chimiques** tels que les produits phytosanitaires utilisés en agriculture ou en exploitation forestière.
- **une modification de grande ampleur de la morphologie des cours d'eau** (ex : canalisation d'un bras de rivière) qui peut influencer toute la dynamique hydro-géomorphologique du cours d'eau en aval;
- **Les barrages** qui provoquent un obstacle à la migration du saumon, une perte directe d'habitat, une modification majeure de la dynamique hydro-géomorphologique des cours d'eau, ainsi qu'une perturbation du transport de sédiments et du régime thermique (Ruggles et Watt, 1975; Wheaton *et al.*, 2004, cité par COSEPAC);
- **les croisements génétiques et les agents pathogènes apportés par l'aquaculture.** L'abondance des saumons d'élevage dans les rivières est très variable, mais peut dans certains cas dépasser celle des populations sauvages (Jones *et al.*, 2006; Morris *et al.*, 2008, cité par COSEPAC). De nombreuses études ont montré l'impact de cette présence sur la survie et le taux de reproduction des saumons atlantiques sauvages, du fait de la compétition, des croisements et des maladies (Gross *et al.*, 1988; Fleming *et al.*, 2000; CNRC, 2002 et 2004; McGinnity *et al.*, 2003, cités par COSEPAC, 2010).
- **les espèces envahissantes.** Comme mentionné à la section 2.2.4, l'introduction d'espèces de végétaux ou de poissons non indigènes dans les rivières à saumon représente une menace réelle et croissante pour sa survie et la santé de sa population, en modifiant les facteurs trophiques et biotiques de son habitat (MPO & MRNF, 2009 cité par COSEPAC).

Compte tenu de la nature et de l'ampleur de ces impacts, il convient de les aborder de manière intégrée et à long terme sur l'ensemble du territoire concerné. Cette approche est toutefois complexe puisqu'il est souvent difficile d'établir les relations de cause à effet entre les activités mises en cause et les observations réalisées relativement à l'habitat du saumon. La recherche de solutions passe par la mise en place d'une gestion intégrée par bassin versant (voir section 3.2), de plans de conservation du saumon (voir section 3.3.4) et/ou la création d'aires protégées (section 6). Cette approche se heurte également souvent à des enjeux économiques, sociaux et/ou politiques puisque certaines des activités à corriger sont perçues par certains acteurs ou usagers du territoire comme étant plus prioritaires que la protection de l'habitat du saumon.

### **2.3.3 À l'échelle globale**

#### ***Les changements climatiques en milieu océanique***

L'étape du cycle de vie du saumon qui est principalement liée au déclin des populations de saumon atlantique dans l'Atlantique Nord est la période en mer avec une chute drastique du taux de survie des saumons adultes observée depuis les années 1980 (Potter et Crozier, 2000; Reddin *et al.*, 2000; Amiro, 2003; Gibson *et al.*, 2004; cités par COSEPAC, 2010). Ce déclin est survenu en même temps que celui plus général de la productivité primaire de l'océan et que l'apparition de certaines perturbations des écosystèmes marins, mais les causes exactes sont encore mal connues et hypothétiques.

Selon certains auteurs, les régimes thermiques de l'océan Atlantique seraient les principaux facteurs qui influenceraient à long terme la répartition et l'abondance du saumon (Reddin et Friedland, 1993, cité par COSEPAC; Cairns, 2001), celui-ci se répartissant dans les zones marines où la température des eaux superficielles est comprise entre 4° à 13°C.

L'augmentation de la température moyenne de l'air durant les dernières décennies a eu pour effet d'augmenter la température moyenne des eaux marines et côtières de surface du nord-ouest de l'océan Atlantique, donc dans l'aire de répartition du saumon. Pendant la période de 1945 à 2010, la température de l'eau de surface du nord-ouest de l'océan Atlantique a augmenté de 0,32 °C, la plus grosse augmentation ayant été observée dans la mer du Labrador avec +1,14 °C entre 1981 et 2010 (Han et al., 2013, cité par Savard et al., 2016). Cette augmentation de température de la surface de la mer dans les latitudes élevées et boréales serait la principale cause du déclin de la productivité primaire générale de l'océan depuis le début des années 1980 (Gregg et al., 2003; Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010; Nye, 2010, cités par Savard et al., 2016). Selon les prévisions climatiques, la température superficielle des océans entourant le Canada devrait augmenter de 1 à 3 °C d'ici 2100 (selon un scénario d'émissions modérées), avec une grande variabilité spatiale et saisonnière (Meehl et al., 2007; Capotondi et al., 2012, cités par Savard et al., 2016). Cette augmentation devrait être moins intense dans l'Atlantique Nord au sud du Groenland, en raison des courants marins liés à l'oscillation de l'Atlantique Nord (Drijfhout et al., 2012; Hutchings et al., 2012, cités par Savard et al., 2016). Selon Greenan et al. (2019), la température à la surface de la mer au large des provinces maritimes devrait augmenter d'ici 2050 de 3 °C en hiver et 4 °C l'été (pour un scénario d'émissions élevées). La partie supérieure océanique bordant le Canada atlantique est l'endroit où le réchauffement hivernal se fera le plus sentir (Greenan *et al.*, 2019).

Le mode d'influence des changements de température sur les populations de saumon est toutefois incertain. Les variations du taux de survie depuis les années 1980 seraient corrélées avec l'indice hivernal de l'oscillation nord-atlantique<sup>2</sup> dans l'année qui suit la transformation en saumoneau (Jonsson et al., 2007). Cet indice qui était le plus souvent négatif dans les années 1960 et 1970 est dans une phase majoritairement positive depuis les 1980, ce qui implique un déplacement des eaux plus chaudes du Gulf Stream vers le nord et un apport plus important d'eau froide par le courant du Labrador (Frumhoff *et al.*, 2007), des hivers plus froids et secs dans le nord et l'est du Canada ainsi qu'au Groenland, et une température générale de l'océan plus basse en hiver. La phase positive persistante de l'indice est associée à l'accumulation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Kuzmina *et al.*, 2005) et devrait donc se poursuivre, voir s'accroître dans les prochaines années. D'autre part, des suivis réalisés sur des populations de saumon de la rivière St-John au Nouveau-Brunswick suggèrent que la mortalité des saumons a surtout augmenté durant la phase post-smolt (c'est-à-dire juste après l'arrivée en mer des saumoneaux) et que les variations de température des océans ainsi que leur réchauffement général au fil des années auraient peu d'influence (Soto *et al.*, 2018). De plus, les conditions de température rencontrées par les saumons durant leur vie adulte sont très variables en été mais relativement stables en hiver, ce qui suggère une bonne capacité d'adaptation au réchauffement des océans en été (Strøm et al., 2019).

Les températures de l'eau plus élevées peuvent également provoquer des changements dans l'abondance et la répartition de la végétation côtière, des poissons et des mollusques et crustacés (Burkett et Davidson, 2012, cité par Savard et al., 2016) ainsi que l'introduction de pathogènes auxquels les stocks génétiques actuels de la région de la côte Est ne sont pas habitués (Savard et al., 2016).

Outre la température des eaux marines superficielles, les changements climatiques ont également un impact direct ou indirect sur d'autres caractéristiques des milieux marins, donc certains sont encore mal connus (Greene et al., 2008, cité par COSEPAC, Savard *et al.*, 2016):

- l'augmentation du débit des eaux de faible salinité de l'Arctique vers la mer du Labrador;
- l'augmentation de la stratification sur le plateau continental de l'Atlantique nord-ouest;

---

<sup>2</sup>L'oscillation Nord-Atlantique est un phénomène de variation cyclique des régimes de pression et du régime océan-atmosphère affectant le système climatique du nord de l'océan Atlantique



- l'acidification des eaux à l'échelle mondiale du fait de l'absorption de dioxyde de carbone;
- la diminution des concentrations d'oxygène subsurfaces (Greenan *et al.*, 2019);
- des changements dans le caractère saisonnier de la production de phytoplancton;
- une abondance accrue de petits copépodes;
- une diminution de l'abondance des stades avancés du cycle vital.

### Les changements climatiques en milieu dulcicole

Au niveau de l'habitat dulcicole du saumon, les principaux impacts seront :

- **une augmentation de la température de l'air et donc de l'eau en rivière**, qui peut être problématique pour plusieurs étapes du cycle de vie du saumon, en particulier la fraie puisque de légères augmentations de la température de l'eau peuvent réduire le taux de survie des œufs (Pankhurst & Munday, 2011). Le réchauffement moyen de l'air pour l'ensemble de la côte Est du Canada pendant la période de 1900 à 2010 était de 0,90 °C (Savard *et al.*, 2016) et devrait se poursuivre dans les prochaines décennies. La température estivale devrait augmenter de 1,7 à 2,7 °C à l'horizon 2050 par rapport à la période de référence 1970-2000, et jusqu'à 3,8 °C à l'horizon 2080. L'augmentation de la température de l'eau induite par ce réchauffement climatique impliquera une exposition des saumons à des épisodes de stress thermique plus fréquents et plus longs, ce qui pourrait générer des événements de mortalité de masse et éventuellement une extinction des populations de certaines régions (Borggaard *et al.*, 2019; Piou & Prévost, 2013);

Des simulations numériques ont été réalisées afin de prévoir l'augmentation de la température de l'eau dans les refuges thermiques potentiels du saumon, dans plusieurs rivières du Québec ainsi que dans la rivière Miramichi Sud-Ouest (Daigle *et al.*, 2015; Jeong *et al.* 2013). Les résultats à l'horizon 2046-2065 montrent que la majorité des refuges identifiés resteront assez frais pour être utilisés comme refuges mais que les températures plus élevées dans le restant de la rivière conduiront à une utilisation et une demande plus importantes pour ces refuges de la part des saumons. Dans certains tributaires, la température plus élevée pourrait altérer l'alimentation des saumon juvéniles (Jeong *et al.* 2013).

- **de plus grandes fluctuations du débit des cours d'eau**. Les modifications attendues du régime hydrologique comprennent l'augmentation des écoulements annuels et hivernaux, des premières crues printanières plus précoces (phénomène déjà observé au cours des dernières décennies), des crues estivales et automnales plus intenses et la réduction des écoulements estivaux (Bonsal *et al.*, 2019; MELCC, 2022). Au Nouveau-Brunswick, des prédictions réalisées à l'horizon 2050 dans les rivières Saint John, Nashwaak, Canaan, Kennebecasis, Restigouche et Miramichi montrent une augmentation des écoulements fluviaux annuels moyens ainsi qu'une augmentation de la fréquence des inondations et des sécheresses (El-Jabi *et al.*, 2013).

### L'acidification des eaux douces

Comme mentionné à la section 2.2.1, l'acidité de l'eau est un facteur important de l'habitat dulcicole du saumon atlantique. Or, les eaux douces de l'est du Canada subissent une acidification continue depuis plusieurs années, causées principalement par les dépôts atmosphériques de polluants (SO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub> principalement) provenant de l'intérieur des terres des États-Unis et du Canada ou de sources locales (MPO, 2000, cité par COSEPAC, 2010).



Les régions les plus touchées sont les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse ainsi que celles du sud-ouest et du nord-est de Terre-Neuve (MPO, 2000; Environnement Canada, 2004, cités par COSEPAC, 2010).

### **La pêche commerciale en haute mer**

Depuis la création de l'Organisation pour la conservation du saumon Atlantique Nord (OCSAN) en 1982, la pêche commerciale est interdite au-delà de la limite de 200 milles des états côtiers de l'océan Atlantique au nord du 36<sup>e</sup> parallèle nord. Les pays membres sont le Canada, le Danemark (représentant les îles Féroé et le Groenland), l'Union européenne, la Norvège, la Russie, les États-Unis et 33 organismes non gouvernementaux ayant le statut d'observateurs (NASCO, 2020).

Dans les eaux territoriales canadiennes, la pêche commerciale de saumon atlantique a été interdite en 2000 mais le saumon d'origine canadienne est encore pêché dans les eaux de Saint-Pierre-et-Miquelon et de l'ouest du Groenland (CIEM, 2021). Cette pêche a donc probablement des répercussions sur les stocks de la zone immédiate et les provinces maritimes. La pêche illégale, non déclarée ou non réglementée en haute mer est également fréquente dans les eaux territoriales de Terre-Neuve, du Labrador et du Québec et aurait un impact important sur la mortalité du saumon en mer, constituant même la principale cause du déclin de la population mondiale de saumon atlantique selon certains auteurs (Dadswell et al., 2021). La pêche industrielle de manière générale a un impact majeur sur l'ensemble des écosystèmes marins avec notamment un effet en cascade sur l'ensemble du réseau trophique, même si la disponibilité des proies du saumon atlantique ne semble pas actuellement être un facteur limitant pour sa croissance et sa survie (MPO et MRNF, 2009).

L'ensemble des menaces énumérées précédemment sont schématisées sur la figure 4.

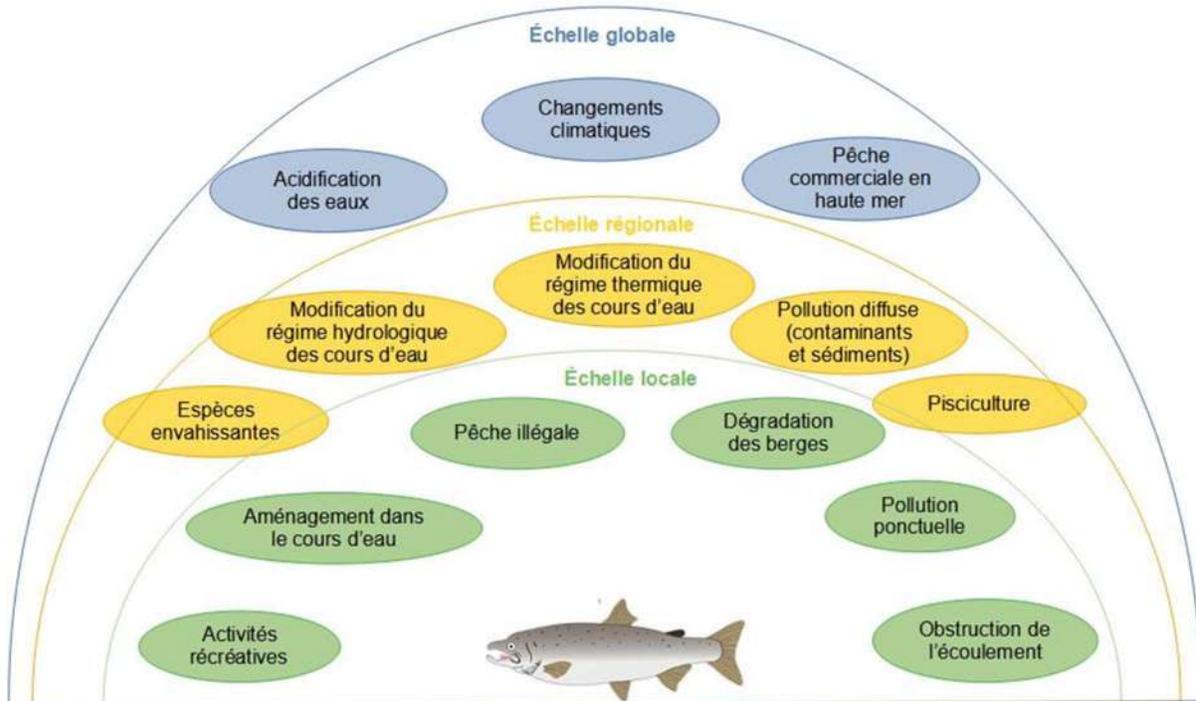


Figure 4 : Principales menaces pour le saumon atlantique au Canada

### 2.3.4 Des effets cumulatifs

Les connaissances actuelles suggèrent que le déclin des populations de saumon atlantique est probablement dû à un effet cumulatif des différents facteurs énumérés aux sections précédentes, avec une importance relative variable selon les régions (Cairns, 2001).

Les processus océaniques mentionné à la section 2.3.3 ont un impact sur l'ensemble des populations de saumon atlantique. Plus précisément, ce serait dans la mer du Labrador, après le premier 600 km de migration que la mortalité aurait le plus augmenté dans les dernières décennies (Thorstad *et al.*, 2012).

En ce qui concerne les menaces sur l'habitat dulcicole, une évaluation semi-quantitative de leur importance respective dans la zone de la côte Est du Canada (Terre-Neuve, Québec et provinces maritimes) a été réalisée en 2008 par des scientifiques et des gestionnaires régionaux des pêches (MPO & MRNF, 2008). À l'échelle de l'ensemble de ce territoire, les menaces les plus répandues proviennent de la pêche dirigée et des activités associées aux infrastructures de transport, à l'agriculture, à la foresterie, à l'exploitation minière et aux rejets des eaux usées des municipalités, particulièrement dans les provinces maritimes. Plus spécifiquement dans la région du nord du Nouveau-Brunswick comprenant 15 rivières à saumon, les principales menaces répertoriées sont liées à la dégradation de l'habitat par :

- Les infrastructures de transport (routes, ponts et passes à poissons) : impact moyen (5 à 30 % des saumons affectés);



- l'agriculture, la foresterie et l'industrie minière : impact moyen (5 à 30 % des saumons affectés);
- les réservoirs de retenue et de production hydroélectrique : impact faible à moyen.

Les conditions environnementales dans l'habitat dulcicole pourraient jouer un rôle important dans la mortalité subséquente des saumons en mer (Russell *et al.*, 2012; Thorstad *et al.*, 2021).

## **2.4 Les capacités d'adaptation du saumon atlantique**

S'il peut difficilement s'adapter à des perturbations anthropiques importantes comme les barrages ou la pollution de l'eau, le saumon atlantique a la capacité de s'adapter à un large éventail de conditions à des échelles démographiques et évolutives relativement courtes (Gibson, 1993, cité par COSEPAC). Toutefois, les populations de saumon se sont adaptées génétiquement à leur habitat spécifique, la population fréquentant chaque rivière présentant souvent un phénotype qui lui est propre (O'Reilly, 2006, cité par MPO & MRNF 2009). La capacité d'adaptation génétique aux changements attendus dans leur habitat est à l'heure actuelle incertaine.

L'augmentation de la température moyenne des océans liée aux changements climatiques représente également un défi d'adaptation. La capacité des populations de saumon atlantique à s'adapter à ces changements demeure incertaine et sera probablement variable dans son aire de répartition. Plusieurs études ont montré que, malgré cette hausse, la température à laquelle les saumons se maintiennent est restée relativement constante au fil des années (Nye, 2010, cité par COSEPAC, 2010; Strøm *et al.*, 2019), ce qui suggère que la distribution océanique du saumon est flexible et que les routes migratoires s'ajustent et se déplacent vers le nord ou vers des eaux plus profondes. Toutefois, un important renouvellement des espèces de même que des déséquilibres trophiques et/ou des perturbations dans les relations proie-prédateur sont également à prévoir en réaction à ces changements (Beaugrand & Reid, 2003; Edwards et Richardson, 2004; Collie *et al.*, 2008; Inagaki *et al.*, 2020), ce qui pourrait avoir un impact sur les populations de saumon.

Les méthodes de gestion des populations de saumon doivent elles aussi s'adapter et anticiper ces changements, par exemple en protégeant et aménageant davantage de refuges thermiques dans les rivières, tout en prenant en compte la spécificité génétique de chaque population de saumon (Garcia de Leaniz *et al.*, 2007). Pour certains auteurs, la présence de tels refuges thermiques dans l'habitat pourrait s'avérer déterminante de la présence ou de l'absence du saumon dans certaines rivières ou tributaires de rivière à saumon (Breau *et al.*, 2007, cité par COSEPAC, 2010).

De nombreux projets à l'échelle locale sont menés pour des groupes locaux afin d'améliorer les conditions propices au saumon dans les différentes rivières à saumon du Nouveau-Brunswick et du Québec. Si ces actions sont utiles localement, elles sont souvent à répéter de manière récurrente et ont une portée limitée lorsque les principales causes de dégradation de l'habitat sont à plus grande échelle, régionale ou globale. La suite du présent rapport met l'accent sur les menaces, les processus mis en jeu et les moyens d'action possible à l'échelle régionale, c'est-à-dire celle du bassin versant.

### 3 La gestion intégrée par bassin versant, une nécessité pour protéger l'habitat dulcicole du saumon à l'échelle régionale

#### 3.1 Les politiques gouvernementales de gestion du saumon

##### 3.1.1 Au Canada : la Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada

Le Gouvernement du Canada a publié en 2009 la *Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada* (MPO, 2022a), dont l'objectif était de « rétablir et de maintenir en bon état de santé et de diversité les populations de saumon et leurs habitats, pour le bénéfice et le plaisir perpétuels des citoyens du Canada ». Cette politique, qui a été révisée en 2018, définit des principes de base pour guider la prise de décisions concernant la gestion des ressources. Elle vise également à fournir des orientations à Pêches et Océans Canada (MPO) en vue de l'élaboration de plans de mise en œuvre précis et de programmes et politiques ciblés. Cette politique met de l'avant une nouvelle approche de gestion tenant davantage compte de la diversité génétique du saumon et basée sur une meilleure collaboration avec les gouvernements provinciaux, les groupes locaux de gestion par bassins versant, les Premières nations et autres organisations autochtones, les groupes de bénévoles et autres intervenants. Les principaux éléments de cette politique sont schématisés sur la figure 5.

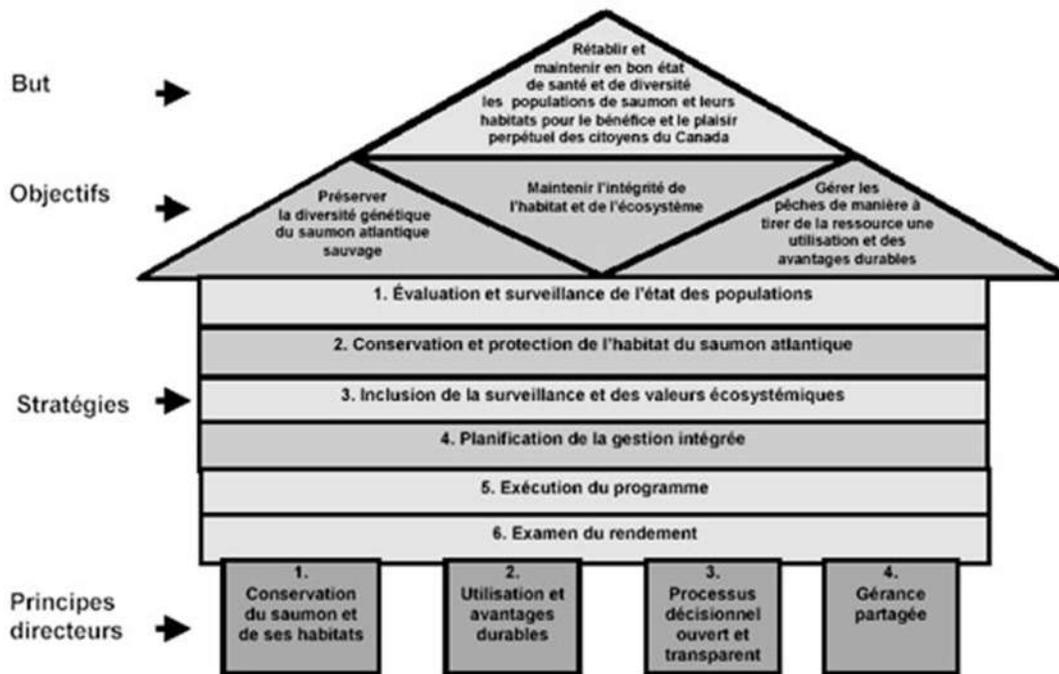


Figure 5 : Aperçu de la Politique pour la conservation du saumon atlantique sauvage



Un plan de mise en œuvre 2019 à 2021 a été élaboré et s'articule autour de trois thèmes d'égale importance : l'intégrité des écosystèmes, la science et la recherche, et les interactions humaines. Il comprend 18 mesures de suivi précises (MPO, 2022b) et prévoit une collaboration avec les gouvernements provinciaux, les communautés autochtones, les groupes de pêcheurs à la ligne et d'autres partenaires. Le rapport de mise en œuvre du plan d'action (MPO, 2022c) fait état de progrès inégaux. Dans certains domaines, ces progrès n'ont pas atteint le résultat souhaité. Ce bilan a notamment permis de mettre en lumière la nécessité de hiérarchiser les menaces et les activités afin d'optimiser l'allocation des ressources et l'obtention de résultats à long terme.

Des consultations ont été réalisées d'octobre à décembre 2022 en vue d'élaborer une *Stratégie de conservation du saumon atlantique sauvage* (MPO, 2022d). Cette stratégie a pour objectif de rétablir et de rebâtir les populations de saumon atlantique sauvage et leurs habitats, une version préliminaire est actuellement en préparation.

Outre cette politique spécifique au saumon, le gouvernement fédéral gère aussi le programme de protection du poisson et de son habitat, qui consiste notamment à assurer la conformité des projets de développement mis en œuvre à proximité et dans l'habitat du poisson en vertu des dispositions de la Loi sur les pêches et de la Loi sur les espèces en péril (MPO, 2023).

### **3.1.2 Au Nouveau-Brunswick**

Aucun plan gouvernemental de conservation du saumon ou de gestion de la pêche au saumon n'existe au Nouveau-Brunswick, qui s'appuie donc sur la politique fédérale décrite à la section précédente pour orienter les actions sur son territoire.

### **3.1.3 Au Québec : Le Plan de gestion du Saumon atlantique 2016-2026**

Le *Plan de gestion du Saumon atlantique 2016-2026* du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP, 2016) met de l'avant des actions de gestion et de mise en valeur de la pêche qui sont guidées par une approche « rivière par rivière ». Ce plan de gestion vise l'atteinte de deux objectifs :

- assurer la conservation et la persistance à long terme des populations de saumon atlantique;
- favoriser une mise en valeur optimale et un développement économique liés à l'exploitation sportive du saumon atlantique.

L'approche « rivière par rivière » permet de s'adapter aux spécificités de chaque population de saumon ainsi qu'aux réalités socio-économiques régionales. Des règlements viennent appuyer ce plan de gestion en légiférant par exemple le nombre de prises autorisées, les méthodes de pêche, ainsi qu'en imposant des restrictions voire l'interdiction de la pêche lorsque l'état de la population est jugé critique.

Le *Plan de développement de la pêche au saumon 2017-2022*, doté d'un budget de 14 M\$, est géré conjointement par le MFFP et par la Fédération québécoise du saumon atlantique (FQSA). Il vise l'octroi de subventions pour des projets d'infrastructures, de consolidation du réseau de suivi des montaisons de saumon, de protection, de promotion, de sensibilisation et de formation, ainsi que de projets liés à la pêche autochtone (FQSA, 2022).

Les programmes gouvernementaux actuellement en vigueur pour la gestion et la protection du saumon atlantique mettent donc l'accent sur une approche adaptée aux spécificités locales et basée sur une meilleure

collaboration avec les acteurs locaux. Dans ce contexte, la gestion intégrée par bassin versant est particulièrement bien adaptée et devient une approche incontournable pour la mise en œuvre de ces politiques.

## 3.2 La gestion intégrée par bassin versant, c'est quoi?

### 3.2.1 Cycle de l'eau et bassin versant

Le cycle de l'eau est schématisé sur la figure 6. L'eau qui arrive sous forme de précipitations (pluie ou neige) se répartit en :

- ruissellement vers les eaux de surface (lacs, cours d'eau) ;
- infiltration vers les eaux souterraines (qui peuvent faire résurgence plus en aval vers les eaux de surface);
- évapotranspiration, qui combine l'évaporation et la transpiration par les végétaux.

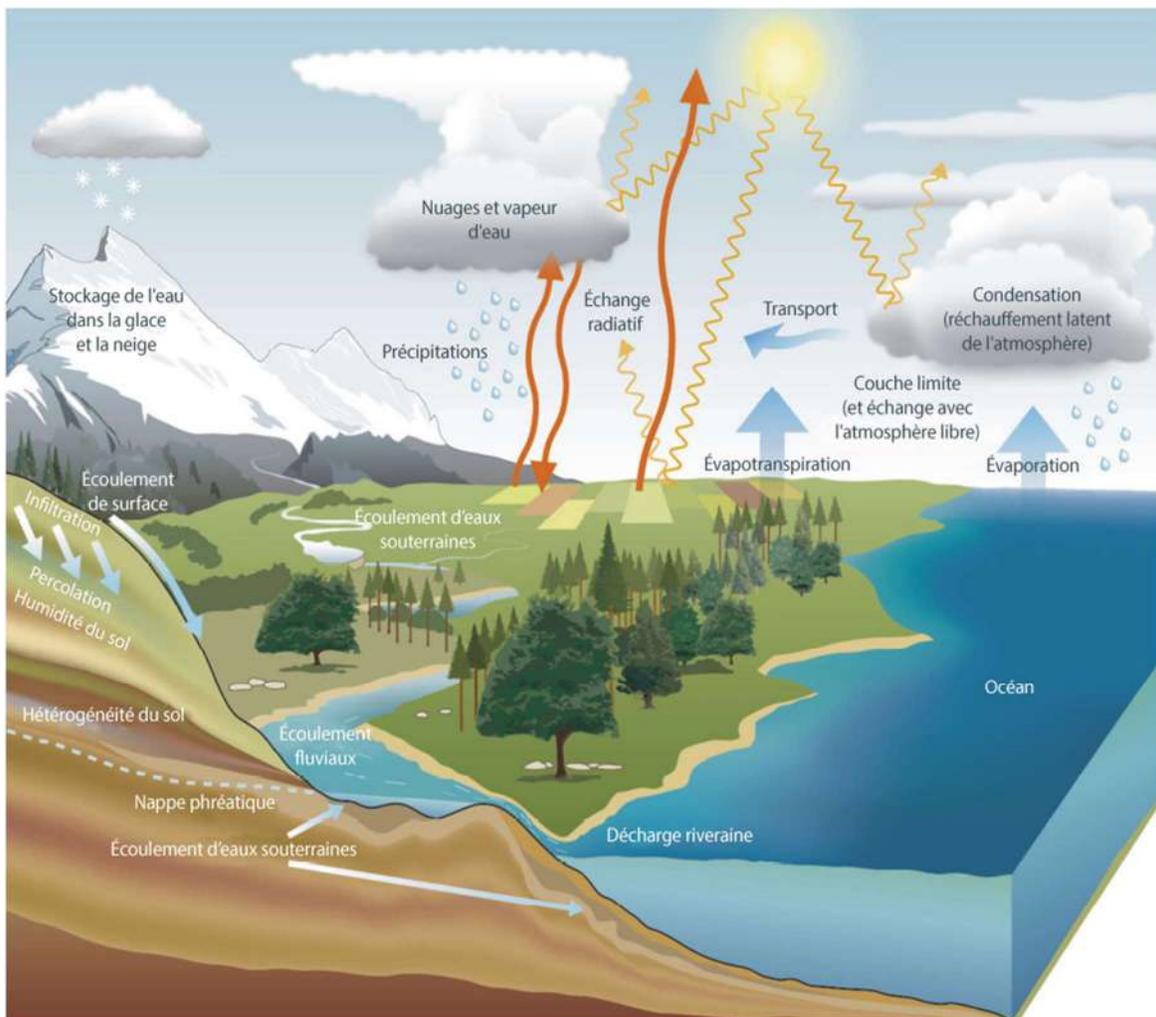
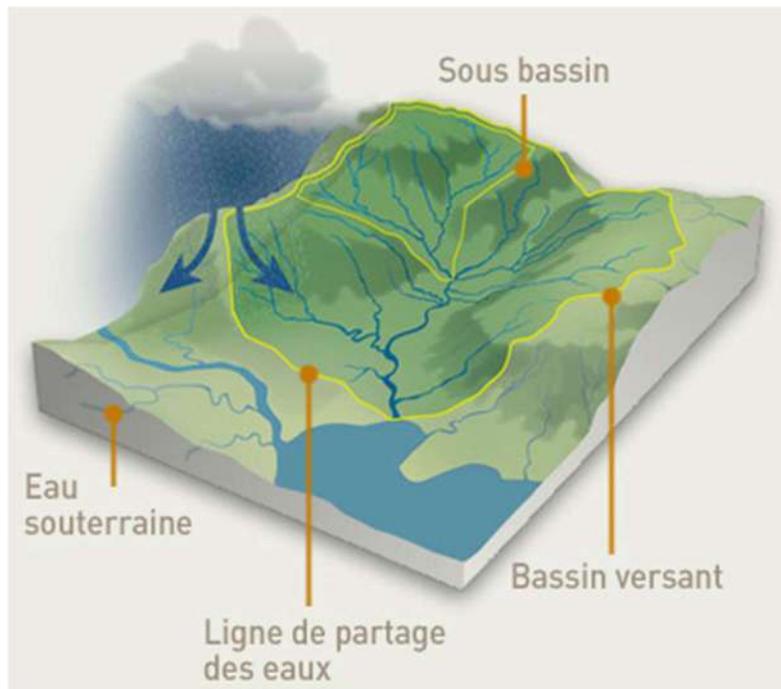


Figure 6 : Cycle de l'eau (source : Greenan et al., 2019)

C'est le patron d'écoulement des eaux de surface (eaux de ruissellement) qui délimite le bassin versant. Celui-ci est défini comme une portion de territoire dans laquelle l'ensemble de l'eau tombée s'écoule vers un même exutoire (plan d'eau commun, lac, rivière, fleuve, mer, figure 7). Les limites du bassin versant sont appelées les lignes de partage des eaux.



**Figure 7 : Représentation d'un bassin versant (source : CAPSA, 2022)**

Le bassin versant a une superficie variable selon le cours d'eau considéré, et est constitué de sous-bassins versants de plus petite superficie correspondant aux affluents de ce cours d'eau principal.

Plusieurs éléments peuvent influencer la façon dont l'eau de surface circule à l'intérieur d'un bassin versant ainsi que ses caractéristiques physico-chimiques :

- La topographie: plus la pente d'un terrain est accentuée et plus l'eau s'écoule rapidement ;
- La géologie: l'eau circule plus rapidement sur un terrain poreux ou rocheux que sur un terrain argileux qui possède une forte rétention d'eau. La géologie influence également la qualité de l'eau puisque l'eau qui s'infiltre dans le sol et fait résurgence en aval peut subir des phénomènes de dissolution, de cristallisation mais aussi parfois des contaminations qui vont modifier la composition physico-chimique de l'eau en fonction du type de roche présent;
- Le climat: l'eau circule plus rapidement en période de précipitations qu'en période de sécheresse ;
- La végétation: une végétation abondante comme un couvert forestier favorise l'infiltration de l'eau et l'évapotranspiration au détriment du ruissellement dans le bilan hydrique. Le rôle du couvert forestier sur l'hydrologie d'un bassin versant est détaillé à la section 4 du présent rapport;



- Les milieux humides : ces milieux jouent un rôle tampon en ralentissant l'écoulement d'eau en période de crue et en restituant l'eau en période estivale. Ils constituent également un habitat faunique et floristique très important ;
- Les activités anthropiques : des aménagements comme des systèmes de pompage, des barrages, des systèmes de drainage, ainsi que la transformation du territoire avec des milieux urbains artificialisés, des terres agricoles ou des coupes forestières ralentissent ou au contraire accélèrent l'écoulement de l'eau, tout en influençant sa qualité. D'autres activités telles que des rejets d'eaux usées domestiques ou industrielles ont également un impact direct sur la qualité de l'eau.

### **3.2.2 Les principes de la gestion intégrée par bassin versant**

Cette compréhension met en évidence l'intérêt et la nécessité de considérer l'ensemble des processus naturels et anthropiques survenant à l'intérieur du bassin versant pour mieux gérer la ressource en eau, que ce soit la quantité ou la qualité de l'eau, la protection des écosystèmes hydriques ou encore la conciliation des usages de l'eau. C'est ce qu'on appelle la gestion intégrée par bassin versant (GIBV).

Différentes approches de GIBV existent dans le monde. L'adoption de politiques nationales donne les grandes lignes de ce mode gestion, qui sont ensuite adaptées localement en fonction des spécificités hydrologiques, géographiques et sociales du territoire.

Au Canada, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a établi en 2016 onze principes de GIBV (CCME, 2016). Parmi ceux-ci, mentionnons :

- Approche intégrée : « *la planification et la gestion du territoire, de l'eau et des infrastructures, de même que les investissements dont ces activités font l'objet, devraient tenir compte des impacts directs, indirects et potentiels de ces éléments et de leur interdépendance.* » ;
- Effets cumulatifs : « *Les plans de GIBV doivent tenir compte des effets cumulatifs sur l'environnement ainsi que de l'interdépendance de l'air, du sol, de l'eau et des organismes vivants* » ;
- Approche proactive : « *Il convient de prévenir la dégradation de l'environnement. Il est préférable pour l'environnement et plus rentable de prévenir la dégradation que de remettre l'environnement en état après le fait* » ;
- Capital naturel : « *protéger et gérer le capital naturel pour réduire les conséquences financières négatives à court et à long terme. Les systèmes naturels fournissent des produits et services à valeur environnementale, économique, sociale, culturelle et spirituelle* ».

La GIBV est complexe car elle intègre de multiples concepts et méthodes, incluant l'hydrologie, la géographie, l'aménagement du territoire, la sociologie et l'économie. Elle est de plus basée sur une unité spatiale, le bassin versant, dont les limites ne coïncident pas avec les limites institutionnelles, sociales et politiques.

### **3.2.3 Les outils de la gestion intégrée par bassin versant**

#### **Un solide cadre juridique et réglementaire**

De plus en plus de politiques relatives à l'eau sont mises en place, que ce soit aux échelons nationaux, provinciaux ou territorial. Elles définissent des objectifs clairs et qui permettent une amélioration de la



gouvernance, une plus grande responsabilisation des acteurs, et une plus grande participation des intervenants (ERNC, 2022).

### **Une bonne connaissance du territoire et de ses enjeux**

La base pour la mise en place de la GIBV consiste à caractériser au mieux le bassin versant, à colliger les informations disponibles et à déterminer les informations et données manquantes, ce afin de cibler les principaux enjeux de gestion. Il peut s'agir de données statistiques, cartographiques, de mesures réalisées sur le terrain, de données issues de stations de suivi en continu du débit et de la qualité de l'eau ou encore de consultations réalisées auprès de la population.

### **Sciences et technologies**

Il existe de nombreux centres de recherche dans le domaine des sciences de l'eau qui fournissent des connaissances et des outils permettant aux gestionnaires et décideurs de mieux gérer la ressource en eau. Un partenariat entre gestionnaires et scientifiques est essentiel.

Parmi les outils technologiques de gestion du territoire, mentionnons la modélisation hydrologique qui permet d'anticiper l'effet de modifications réalisées à l'échelle du bassin versant (par exemple l'occupation du territoire ou les rejets d'eaux usées) sur le régime hydrologique et la qualité de l'eau, ou encore les outils d'aide à la décision (Wang *et al.*, 2016).

### **Les tables de concertation**

La concertation doit rassembler autant que possible l'ensemble des acteurs en contact avec la ressource en eau dans le cadre de leur travail et/ou de leurs loisirs. Les acteurs de l'eau se retrouvent dans différents milieux:

- économique (agriculteurs, commerçants, forestiers, industriels, etc.);
- municipal (municipalités, MRC, communautés métropolitaines, etc.);
- communautaire (groupes environnementaux, associations de riverains, regroupements de citoyens, etc.);
- autochtone.

## **3.2.4 La gestion intégrée par bassin versant au Canada**

Au Canada, les bassins versants sont gérés différemment dans chaque province et territoire. Pour certaines régions, la gestion des bassins versants est placée sous le contrôle du gouvernement, tandis que d'autres répartissent la responsabilité entre les conseils régionaux ou les offices de protection de la nature. La gestion des bassins hydrographiques de la Couronne est appliquée par le biais de plusieurs lois fédérales, notamment *La Loi constitutionnelle*, *la Loi sur les eaux du Canada*, *la Protection canadienne de l'environnement*, *la Loi canadienne sur l'évaluation*, *La loi sur l'amélioration des cours d'eau internationaux*.

## **3.2.5 La gestion intégrée par bassin versant au Nouveau-Brunswick**

Des groupes de citoyens se sont formés à la fin des années 1990 et au début des années 2000 afin de protéger les principales rivières du Nouveau-Brunswick, et ce sans cadre gouvernemental officiel. Mentionnons entre autres :

- Le comité d'évaluation environnementale de la rivière Miramichi;



- Le conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche;
- la société d'aménagement de la rivière Madawaska et du lac Témiscouata;
- Le groupe des Bassins Versants de la Baie des Chaleurs.

Ces groupes assurent plusieurs activités en partenariat avec les acteurs du milieu, telles que le suivi sur le terrain de l'état des ressources en eau, la protection des espèces menacées, l'inventaire et la restauration de milieux humides, la restauration des zones riveraines, la promotion de meilleures pratiques de gestion du territoire et des ressources, ou encore la sensibilisation de la population aux enjeux liés à l'eau.

C'est en 2017 que, à la suite des recommandations du CCME mentionnées à la section précédente, le gouvernement du Nouveau-Brunswick a élaboré et publié sa *Stratégie de l'eau pour le Nouveau-Brunswick 2018-2028* (MEGL, 2017) afin de renforcer la protection de la ressource en eau à l'échelle de la province en se basant sur une gestion intégrée par bassin versant et en impliquant les partenaires locaux et les Premières Nations. Les cinq objectifs de cette stratégie sont :

- Comprendre et partager les connaissances sur l'eau;
- Protéger l'eau potable;
- Protéger et améliorer la santé des écosystèmes;
- Travailler en collaboration sur les aspects de la protection et à la gestion de l'eau;
- Mettre en œuvre la stratégie et rendre compte des progrès.
- Un rapport d'étape a été publié en 2021 afin de réaliser un premier bilan de la mise en œuvre de la stratégie de l'eau (MEGL, 2021a). Les principales réalisations entre 2017 et 2021 ont été :
- la publication d'un rapport sur l'état actuel de la qualité de l'eau dans les lacs et les rivières au Nouveau-Brunswick. (MEGL, 2019);
- l'élaboration d'un plan de gestion du bassin hydrographique de la baie de Shediac (voir ci-dessous).

### **L'exemple de la Baie de Shediac**

La problématique principale qui a justifié la mise en place d'une gestion intégrée à l'échelle du bassin versant de la rivière Shediac est la mauvaise qualité bactériologique de l'eau de la plage Parlee située dans la baie de Shediac. Une première étude publiée en 2018 par un Comité directeur formé par le Gouvernement du Nouveau-Brunswick (Comité directeur de la qualité de l'eau de la plage Parlee, 2018) a permis de démontrer que :

- des concentrations élevées de bactéries ont été mesurées dans les principaux cours d'eau de l'ensemble du bassin versant de la rivière Shediac ;
- ces concentrations élevées de bactéries peuvent atteindre la baie de Shediac et, dans certaines conditions océanographiques et météorologiques favorables (vent, vagues, marée), se rendre jusqu'à la plage Parlee;
- les sources de bactéries dans l'ensemble du bassin versant sont multiples, ponctuelles ou diffuses, et difficiles à distinguer de manière précise. Il s'agit principalement de l'écoulement des eaux de surface provenant de zones agricoles et urbaines, les débordements des réseaux d'égouts, les systèmes autonomes de traitement des eaux usées ainsi que les oiseaux, les animaux sauvages et les animaux domestiques.



Cette étude recommandait de procéder à un inventaire plus précis des sources de bactéries dans le bassin versant et de mettre en œuvre un plan de gestion du bassin versant de la rivière Shediac. Le *Plan de gestion du bassin hydrographique de la baie de Shediac* a alors été réalisé et publié par le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux (MEGL) en octobre 2021 (MEGL, 2021). Ce projet est le premier à être réalisé dans le contexte de la mise en œuvre de la Stratégie de l'eau pour le Nouveau-Brunswick 2018-2028 (section 3.1.2). Il applique les principes de la GIBV en mettant l'accent sur la qualité de l'eau, les écosystèmes et l'environnement. Il s'appuie sur les partenariats avec de nombreux partenaires gouvernementaux, municipaux et locaux, incluant l'association du bassin versant de la baie de Shediac (ABVBS) et les communautés autochtones.

La première étape de l'élaboration du plan de gestion de la baie de Shediac a consisté à consulter les Premières Nations, les intervenants locaux, ainsi que le public, pour recenser les principaux problèmes et sujets de préoccupation. Parallèlement, l'acquisition de données de qualité d'eau dans les cours d'eau du bassin versant s'est poursuivie entre 2018 et 2020. La qualité de l'eau s'est avérée globalement bonne dans le bassin versant de la baie de Shediac, mais quelques dépassements ont été mesurés pour certains paramètres et dans certains secteurs. Ces dépassements seraient dus aux eaux de ruissellement chargées de sédiments. Le plan d'action a ensuite été élaboré et comporte 26 mesures articulées autour de 7 buts principaux :

- Mettre en œuvre le plan de gestion du bassin hydrographique;
- Protéger et améliorer la qualité de l'eau et de l'habitat dans le bassin hydrographique de la baie de Shediac;
- Améliorer la gestion des eaux de ruissellement dans le bassin hydrographique de la baie de Shediac;
- Améliorer la gestion des eaux usées dans le bassin hydrographique de la baie de Shediac;
- Protéger les zones côtières du bassin hydrographique;
- Informer, sensibiliser, communiquer;
- Protéger la qualité de l'eau de la plage Parlee.

Selon les auteurs, « *comme l'application du plan est volontaire, la réussite de sa mise en œuvre dépendra de la formation d'un Comité de mise en œuvre du plan de gestion du bassin hydrographique, à la représentation équilibrée, et de la capacité du Comité à accéder à diverses sources de financement et à nouer de précieuses relations avec les partenaires et les bénévoles de la collectivité* ».

### **3.2.6 La gestion intégrée par bassin versant au Québec**

Au Québec, la mise en œuvre de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant constituait un engagement majeur de la Politique nationale de l'eau adoptée à l'automne 2002 qui visait en premier lieu la réforme de la gouvernance de l'eau. Selon le MELCC, « *Cette forme de gestion tient compte des enjeux tant locaux que régionaux, et elle a pour fondement une approche écosystémique de la gestion des eaux basée sur les bassins versants. Elle permet de mieux comprendre et d'expliquer les problèmes liés à la quantité et à la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques puis de trouver des solutions s'inscrivant dans une perspective de développement durable. Cette approche de gestion permet également de mieux établir les priorités d'action en tenant compte des impacts cumulatifs sur le milieu aquatique* » (MELCC, 2021)



Le Québec est subdivisé en 40 zones de gestion intégrée de l'eau par bassin versant (ZGIEBV) regroupant plusieurs bassins versants. Un organisme de bassin versant (OBV) est présent dans chaque ZGIEBV et agit comme table de concertation et de planification en ce qui concerne les usages de l'eau dans sa zone. Il est représenté par les différents acteurs de l'eau du bassin versant, soit les représentants des milieux municipal, autochtone, économique et communautaire. Le gouvernement fournit un soutien technique à ces organismes par l'intermédiaire du Regroupement des organismes de bassin versant du Québec (ROBVQ). Les OBV sont responsables de la conception d'outils de planification dont le principal est le plan directeur de l'eau (PDE). Cet outil vise à déterminer et à hiérarchiser les interventions à réaliser dans un bassin versant pour atteindre les objectifs fixés de manière concertée par l'ensemble des acteurs de l'eau. Le PDE se compose des principaux volets suivants :

- Portrait de l'état de la ressource eau dans la zone de gestion;
- Diagnostic mettant en lumière des problématiques et des enjeux de la zone;
- Orientations guidant le choix des objectifs et des actions;
- Plan d'action à mettre en œuvre par tous les acteurs du territoire.

Selon une synthèse réalisée par le MELCC en 2019-2020 auprès des 40 OBV du territoire québécois (MELCC, 2020), une majorité (63 %) des problématiques identifiées est associée aux catégories suivantes :

- Mauvaise qualité de l'eau de surface
- Destruction/dégradation de la qualité des milieux humides;
- Érosion des berges/érosion côtière;
- Présence d'une espèce exotique envahissante
- Dégradation/perte d'habitat faunique

Dans les bassins versants de régions forestières, les principaux enjeux concernent habituellement la dynamique des cours d'eau, la quantité d'eau (par exemple l'approvisionnement en eau potable), la qualité de l'eau, la protection des écosystèmes et la gestion des usages de l'eau.

Vingt ans après la mise en place de la gestion de l'eau par bassin versant au Québec, les OBV sont bien implantés sur le territoire et ont connu quelques succès. Toutefois, le gouvernement n'a pas prévu d'appuis institutionnels ni de mesures de suivi suffisants pour garantir l'application des principes du développement durable dans la gestion de l'eau par bassin versant (Lemieux, 2020). Le PDE est un outil de planification qui n'a pas de poids légal, sa consultation et sa prise en compte par les acteurs du milieu est laissée à la discrétion de chacun. Par conséquent, les OBV demeurent la plupart du temps cantonnés dans leur rôle d'organismes de concertation des acteurs influençant la gestion de l'eau dans le bassin versant et se heurtent souvent aux intérêts économiques qu'ils soient industriels, agricoles ou forestiers.

### **3.3 La gestion intégrée par bassin versant dans le contexte spécifique des rivières à saumon**

La majorité des recherches et des actions de restauration sont menées à l'échelle du tronçon de cours d'eau plutôt qu'à celle du bassin versant. La manière dont la gestion du territoire et les activités humaines influencent



l'habitat du saumon se complexifie lorsque l'on passe de l'échelle locale à l'échelle du bassin versant, impliquant de nombreux processus et de nombreux acteurs.

### **3.3.1 Un réseau de partenaires complémentaires**

Outre les partenaires habituels de la GIBV (voir section 3.2.2), la concertation pour la gestion des rivières à saumon fait également intervenir les clubs de pêche au saumon, les organismes de protection de la faune (par exemple, les zones d'exploitation contrôlée ou ZEC au Québec) les propriétaires de camps de pêche, les groupes de loisirs ainsi que les groupes de citoyens dédiés à la conservation du saumon. Les communautés autochtones sont également sollicitées de manière plus spécifique pour la transmission et la préservation des pratiques de pêche de subsistance. Enfin, les organismes de recherche interviennent pour ce qui a trait à l'acquisition de connaissances et la gestion des populations de saumon.

### **3.3.2 Des enjeux spécifiques de concertation et de conciliation des activités humaines et des usages de l'eau**

Lorsque le bassin versant comprend des rivières à saumon, les actions du plan de gestion du bassin versant qui sont spécifiques au saumon visent habituellement à :

- documenter l'état des stocks des espèces piscicoles du territoire;
- contenir l'apparition d'espèces exotiques/envahissantes sur le territoire;
- protéger et restaurer les écosystèmes aquatiques et riverains, en identifiant notamment les cours d'eau susceptibles d'avoir un statut de réserve aquatique;
- assurer une quantité d'eau optimale pour les espèces aquatiques (gestion des barrages)

La conservation des populations de saumon atlantique, de leur diversité génétique et de leurs habitats est souvent une priorité des décisions de gestion à l'échelle du bassin versant. Elle se confronte toutefois à des enjeux économiques et politiques. À titre d'exemple, les rivières à saumon sont situées dans des bassins versants essentiellement forestiers, qui sont la plupart du temps soumis à l'exploitation forestière qui représente des intérêts économiques importants. Aussi, lorsque les pratiques forestières sont identifiées comme une menace pour l'habitat du saumon, la protection de l'habitat passe nécessairement par de la concertation auprès de l'industrie forestière afin de faire changer ces pratiques de manière efficace tout en limitant l'impact économique (revenus, emplois).

### **3.3.3 Le rôle central des communautés autochtones**

Le saumon a toujours occupé une place importante dans la culture, le commerce et la subsistance des communautés autochtones des côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Le saumon demeure aujourd'hui une ressource très importante pour les communautés des Premières nations. Le droit ancestral de pêcher à des fins alimentaires, sociales ou rituelles a été reconnu par la Cour suprême du Canada en 1990 et est régi depuis 1992 par la Stratégie relative aux pêches autochtones (MPO, 2012).

Le MPO a également mis en place le Programme autochtone de gestion des ressources aquatiques et océaniques (PAGRAO) qui vise à aider les groupes autochtones à participer efficacement aux processus consultatifs et décisionnels (PAGRAO, 2022). Le PAGRAO soutient actuellement 31 agences à travers le



Canada, qui sont des agences des bassins hydrographiques, des agences techniques ou des organisations nationales et régionales. Parmi ces agences figurent :

- L'Association de gestion halieutique autochtone Mi'gmaq et Wolastoqey (AGHAMW) à Gesgapegiag, dont la mission est la gestion durable et la conservation des écosystèmes aquatiques et océaniques sur les territoires et zones d'activités des communautés de Gesgapegiag, de Gespeg, ainsi que de la Première Nation Malécite de Viger, tout en favorisant leurs intérêts et leur participation dans les processus de cogestion.
- Le Gespe'gewa'gi Institute of Natural Understanding (GINU, anciennement Gespe'gewa'q Mi'gmaq Resource Council, GMRC) à Listuguj, qui réalise des activités de recherche appliquée, de protection des habitats sur le terrain, de sensibilisation et d'éducation sur les ressources aquatiques, en collaboration avec des partenaires gouvernementaux et privés.

Ces agences favorisent le développement, l'autonomie et l'innovation halieutique autochtone, en privilégiant l'intégration des connaissances traditionnelles autochtones à l'approche scientifique.

Les communautés autochtones sont aujourd'hui incluses dans la plupart des processus de consultation et de collaboration visant à améliorer la gestion des populations de saumon, au même titre que les groupes de pêcheurs et les autres acteurs. Elles font notamment partie des tables de concertation et des conseils d'administration des organismes de gestion par bassin versant. Certains groupes autochtones entreprennent également des projets locaux de restauration de l'habitat du saumon (voir le cas de la Baie de Fundy à la section 3.3.7).

### **3.3.4 Les plans de conservation du saumon atlantique et de développement durable de sa pêche sportive (Québec)**

Un plan de conservation du saumon atlantique permet de brosser le portrait de l'état de la population de saumon et de son habitat dans une rivière. Cette démarche permet de soulever les problématiques et identifier les manques à combler spécifiques à la rivière. Elle constitue un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires du territoire et de la ressource, afin de prioriser les actions dans une optique de conservation de l'espèce et de pérennisation des activités de pêche sportive et de villégiature.

Au Québec, l'élaboration de ces plans de conservation suit une des recommandations du *Plan de gestion du Saumon atlantique 2016-2026* du MFFP (MFFP, 2016). De tels plans de conservation ont été réalisés depuis 2016 pour neuf rivières à saumon par la FQSA en partenariat avec les associations locales de pêcheurs sportifs, les organismes de bassin versant ainsi que, dans certains cas, le MFFP. Les recommandations formulées dans ces documents peuvent couvrir plusieurs aspects :

- Acquérir de meilleures connaissances de l'habitat du saumon à l'échelle de la rivière et de ses affluents, par exemple :
  - faire l'inventaire des traverses de cours d'eau sur le territoire,
  - faire une analyse thermique longitudinale de la température sur la rivière pour identifier les sources de chaleur, mais surtout les refuges thermiques essentiels à la survie du saumon,
  - caractériser (incluant la géolocalisation) les frayères, les aires d'alevinage et les aires de taconnage,
  - identifier et cartographier les sources de sédiments,



- caractériser les secteurs d'accumulation d'embâcle et de frayère à mettre en place des actions afin de rétablir les processus hydriques naturels;
- Améliorer l'information et la sensibilisation des usagers, par exemple :
  - installer ou mettre à jour les panneaux d'interprétation le long de la rivière,
  - faire la promotion des activités de pêche au saumon sur la rivière afin notamment d'attirer une clientèle plus diversifiée et moins régionale,
  - signer des ententes avec les propriétaires privés pour obtenir un accès aux fosses;
- Élaborer des approches de gestion plus globales, par exemple :
  - impliquer les associations de pêcheurs dans la gestion intégrée des ressources et du territoire afin de mieux défendre leurs intérêts,
  - élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques en lien avec les refuges thermiques et les problématiques d'étiage sévère,
  - explorer les possibilités de financement et de partage de ressources avec d'autres organismes.

### **3.3.5 Les études hydrogéomorphologiques des rivières à saumon**

Plusieurs rivières à saumon ont subi des perturbations hydrogéomorphologiques majeures au fil du temps, par exemple :

- la linéarisation du lit du cours d'eau destinée à faciliter le passage du bois flotté, ce qui a généré une augmentation de la vitesse d'écoulement et une modification de la taille des sédiments ;
- la multiplication des enrochements sur les berges des rivières destinés à protéger les infrastructures, ce qui réduit l'apport en sédiments fins en contraignant l'érosion naturelle des berges.
- l'aménagement de barrages qui modifie de manière drastique le régime hydrologique et par conséquent la morphologie du cours d'eau et le transport sédimentaire.

La réalisation d'une étude hydrogéomorphologique permet de retracer l'évolution historique du lit de la rivière et d'identifier les secteurs où des aménagements pourraient être bénéfiques afin de redonner un profil plus naturel au cours d'eau et d'améliorer l'habitat du saumon, par exemple la création de méandres dans les secteurs linéarisés, de refuges thermiques ou de frayères.

### **3.3.6 La modélisation numérique de l'habitat du saumon**

Comme indiqué à la section 3.2.3, les modèles hydrologiques font partie des outils disponibles pour aider les gestionnaires à évaluer l'effet d'aménagements ou d'activités anthropiques sur le régime hydrologique des cours d'eau et la qualité de l'eau. Des outils plus spécifiques permettent également de modéliser les facteurs déterminants de l'habitat du saumon, soit le régime hydrologique, la morphologie des cours d'eau, la qualité de l'eau ainsi que la température de l'eau (p.ex : Dunbar *et al.*, 2012; Lane *et al.*, 2018; O'Sullivan *et al.*, 2021a, 2021b). D'autres types de modèles sont orientés vers le lien entre la qualité de l'habitat et leur utilisation effective (Som *et al.*, 2018). Ces outils permettent, à l'aide de simulations numériques, d'anticiper l'évolution future de l'habitat du saumon dans le contexte des changements climatiques, mais aussi de déterminer les



actions de protection et de restauration de l'habitat les plus efficaces (Beechie *et al.*, 2008; Beechie *et al.*, 2021, Jorgensen *et al.*, 2021).

Ces modèles numériques peuvent être combinés dans des outils d'aide à la décision permettant aux gestionnaires de cibler et prioriser les actions de restauration du territoire afin d'améliorer les conditions d'habitat et d'augmenter les chances de persistance du saumon et d'autres espèces de poissons. À titre d'exemple, Steel *et al.* (2008) ont développé un tel système d'aide à la décision basé sur des modèles hydrologique, de transport de sédiments, d'habitat et de réponse biologique du saumon du Pacifique. L'application sur le bassin versant de la rivière Lewis (état de Washington aux États-Unis) a permis de comparer l'effet de différents scénarios de gestion du territoire et de cibler les actions à réaliser en priorité selon les objectifs à atteindre. Ces outils d'aide à la décision intègrent souvent une plateforme géomatique pour une meilleure visualisation de l'information (e.g. Walker *et al.*, 2021).

### **3.3.7 L'exemple de la Baie de Fundy (Nouveau-Brunswick / Nouvelle-Écosse)**

Au Canada, les déclin les plus importants de saumon atlantique ont été observés dans les 32 rivières de l'arrière-baie de Fundy. Ces populations de l'intérieur de la Baie de Fundy comptaient environ 40 000 saumons adultes au début du 20<sup>e</sup> siècle et n'en comptaient plus qu'environ 250 en 1999 (MPO, 2010). L'espèce a été désignée en 2001 « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) puis a été inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada en 2003 (MPO, 2009a). Les principales causes de ce déclin seraient la présence de barrages sur les rivières se jetant dans la baie ainsi que l'aquaculture, la baie de Fundy présentant l'une des plus fortes concentrations de fermes de saumon au monde. Le saumon de la Baie de Fundy présente la particularité de ne pas migrer vers le Groenland et de demeurer dans la Baie de Fundy une année pour s'engraisser avant de revenir dans sa rivière d'origine. Il est aujourd'hui reconnu que les facteurs qui limitent le rétablissement des populations de saumons se produisent principalement pendant cette année passée en mer (MPO, 2019).

Devant l'urgence de la situation, plusieurs actions ont été posées et plusieurs programmes ont été développés impliquant l'ensemble des intervenants liés de près ou de loin à ces populations de saumon, dans le but de préserver et rétablir cette population de saumon :

- L'interdiction de la pêche au saumon dans la baie de Fundy en 1984 puis dans les rivières entre 1990 et 1998;
- Le démantèlement d'anciens barrages de drave et de ponceaux au fil des années (Parcs Canada, 2020);
- La mise sur pied d'une équipe de rétablissement du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy, composée de plusieurs intervenants pluridisciplinaires représentant les gouvernements fédéraux et provinciaux (Pêches et Océans Canada, Agences Parcs Canada, Gouvernement de Nouvelle-Écosse, gouvernement du Nouveau-Brunswick), les associations de pêcheurs, les communautés autochtones, l'industrie de l'aquaculture et le milieu universitaire (MPO, 2019);
- Un programme de reproduction et d'élevage, la banque de gènes vivants, instauré en 1999 afin de réduire la perte de la diversité génétique chez les populations restantes. Ce programme permet de maintenir les dernières populations existantes jusqu'à ce que les causes du faible niveau de survie en mer soient identifiées et corrigées ou que des stratégies de survie de rechange soient identifiées, évaluées et appuyées;



- La création de la première station marine d'élevage de saumons atlantiques aux fins de conservation au monde, sur l'île de Grand Manan, en collaboration avec une firme d'aquaculture et l'Association des éleveurs de poissons du Canada atlantique et de la province du Nouveau-Brunswick (Parcs Canada, 2017). Ce projet consiste à capturer des saumoneaux sauvages dans les rivières *Upper Salmon* et *Point Wolfe du Parc National de Fundy* ainsi que dans la rivière *Petitcodiac*, de les transférer dans des cages marines où ils sont élevés jusqu'au stade adulte, puis de les relâcher dans leur rivière d'origine. La partie du projet relative à la rivière *Petitcodiac* est gérée par la Première Nation de Fort Folly. Ce programme de rétablissement donne des résultats prometteurs puisqu'en 2021, plus de 4 000 saumoneaux ont migré du parc national Fundy vers l'océan ce qui représente la plus grande migration en 20 ans (Ici Radio-Canada, 2021);
- Un programme fédéral de rétablissement du saumon de la baie de Fundy élaboré en 2010 par Pêches et Océans Canada avec la collaboration de l'Agence Parcs Canada et de l'équipe de rétablissement du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy (MPO, 2010). Ce programme établit les objectifs généraux et approches qu'il convient d'adopter pour assurer le rétablissement de l'espèce dans l'objectif global de « *reconstituer des populations sauvages autonomes de saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy pour conserver la diversité génétique des populations anadromes restantes* ». Ce programme détaille notamment les menaces pour l'espèce en eau douce ainsi que dans les milieux marins et estuariens : « *Les menaces dans les milieux marins et estuariens comprennent les interactions avec les saumons d'élevage et d'écloserie, les changements dans les biocénoses, les changements environnementaux, les pêches et les phénomènes associés à la diminution de la population. Les menaces en eau douce comprennent les changements dans les conditions environnementales, les contaminants, les obstacles au passage des poissons et les phénomènes associés à la diminution des populations* ». Un programme de rétablissement modifié est actuellement en préparation. Un rapport de suivi de la mise en œuvre du programme de rétablissement sur la période de 2010 à 2015 a été publié en 2021 (MPO, 2021). Même si de nombreuses mesures ont été prises durant cette période, l'objectif global de rétablissement n'a pas été atteint, les populations restantes des rivières demeurant à un niveau de faible abondance;
- un plan d'action découlant du programme de rétablissement ci-dessus, dont la version finale a été publiée en 2019 (MPO, 2018b). Ce plan présente 35 mesures de rétablissement permettant d'atteindre les objectifs énoncés dans le programme de rétablissement;
- la création en 2020 de la chaire de recherche en rétablissement des milieux aquatiques de Parcs Canada à l'Université du Nouveau-Brunswick. Cette chaire de recherche étudie les effets écologiques des travaux entrepris pour conserver ou rétablir les stocks de saumons de l'Atlantique dans 5 parcs nationaux incluant le parc de Fundy (Parcs Canada, 2021).

Parallèlement à ces programmes gouvernementaux, de nombreux projets de terrain ont été réalisés à l'échelle des bassins versants des rivières se déversant dans la baie de Fundy, dont certains sont appuyés par le Fonds de la nature du Canada pour les espèces aquatiques en péril (FNCEAP) de MPO (MPO, 2022e), entre autres :

- le Fonds mondial pour la nature Canada (WWF-Canada) a mis sur pied un projet visant à optimiser la conservation des espèces en péril et à protéger les écosystèmes aquatiques uniques du bassin versant de la rivière Saint-Jean;



- le Conseil de conservation de la Nation malécite mène un projet visant à restaurer une superficie de 32,5 km<sup>2</sup> d'habitat d'eau douce de qualité le long du Wolastoq (rivière Saint-Jean) utilisé pour le frai et l'élevage;
- la Confederacy of Mainland Mi'kmaq en partenariat avec plusieurs collectivités mi'gmaques sur leur territoire traditionnel (partie continentale de la Nouvelle-Écosse) utilise une approche collaborative pour définir les menaces et restaurer l'habitat de plusieurs espèces en péril;
- la Nova Scotia Salmon Association adopte une approche intégrée pour élaborer des plans détaillés de rétablissement et de gestion des bassins versants pour de multiples bassins prioritaires en Nouvelle-Écosse. Ces plans soutiendront les efforts de rétablissement à long terme du saumon de l'Atlantique, de l'anguille d'Amérique, du corégone de l'Atlantique et de l'alasmidonte renflée.

Des recherches sont également menées pour mieux comprendre les impacts directs et indirects des écosystèmes océaniques sur les populations de saumon de l'intérieur de la baie de Fundy, puisque ces impacts semblent constituer la cause majeure du déclin de ces populations. Ces études incluent notamment la caractérisation des routes de migration des saumons, des zones d'alimentation, des interactions avec les sites d'aquaculture, des charges parasitaires et de l'état de santé des jeunes saumons durant les premiers mois en mer (e.g. Quinn *et al.*, 2022).

La survie des populations de saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy dépend maintenant presque entièrement des programmes de banque de gènes vivants et de réintroduction dans les rivières du parc national de Fundy et de Petitcodiac, mais les autres projets en cours sont porteurs d'espoir. Cet exemple constitue un partenariat révolutionnaire entre différents organismes gouvernementaux fédéraux et provinciaux, les universités, les associations de pêcheurs, les groupes de citoyens et les communautés autochtones autour d'un même objectif et avec des actions à plusieurs échelles.

### **3.3.8 L'exemple de la rivière des Escoumins (Québec)**

La rivière des Escoumins est une rivière à saumon localisée sur la côte Nord au Québec. Le suivi et la protection du saumon sont réalisés depuis 1992 principalement par deux organismes qui travaillent en étroite collaboration :

- La Corporation de gestion de la rivière à saumon des Escoumins (CGRSE), formée du Conseil des Montagnais d'Essipit, de la municipalité de Les Escoumins et des représentants des pêcheurs. Cette association est chargée de la gestion du saumon dans la rivière, incluant les activités de pêche mais aussi la caractérisation et la protection de l'habitat du saumon;
- l'Organisme des Bassins versants de la Haute-Côte-Nord (OBVHCN) qui gère plusieurs bassins versants incluant celui de la rivière des Escoumins.

Le démantèlement d'un vieux barrage situé proche de l'estuaire en 2013 a été un événement marquant dans l'histoire de la gestion de cette rivière, en améliorant grandement l'accès des saumons à l'ensemble des habitats qui y sont présents. Plusieurs des outils énumérés aux sections précédentes ont été appliqués à cette rivière:

- **Un plan directeur de l'eau.** Le conseil de bassin de la rivière des Escoumins, initialement créé en 1996, a d'abord réalisé un portrait du bassin versant en 1998, puis un PDE dans le contexte de la GIBV mise en place en 2002 au Québec. En 2010, le territoire s'est agrandi pour couvrir l'ensemble des bassins versants de la Haute-Côte-Nord et le CBRE est alors devenu l'OBVHCN.



- **Une table de concertation** qui compte actuellement 32 membres représentant les secteurs municipal, économique, communautaire et consultatif (organismes gouvernementaux et universitaires) (OBVHCN, 2022a)
- **un plan de conservation du saumon atlantique et de développement durable de la pêche de la rivière des Escoumins** (OBVHCN-FQSA, 2019) réalisé en 2019 par l'OBVHCN, mandaté par le CGRSE. Ce plan a consisté d'abord à caractériser le régime hydrologique de la rivière, les chutes et passes migratoires, la qualité de l'eau, le régime thermique, l'évolution géomorphologique, la population de saumon, l'habitat et la pression de pêche. Parmi les problématiques identifiées figure l'exploitation forestière dans le bassin versant qui est susceptible d'affecter la qualité ainsi que la connectivité des habitats nécessaires aux différents stades de vie du saumon atlantique. Les recommandations spécifiques à cet enjeu consistent à :
  - poursuivre l'implication de la CGRSE au sein de la table de gestion intégrée des ressources et du territoire (TGIRT) afin de défendre ses intérêts;
  - faire un inventaire exhaustif des traverses de cours d'eau du bassin versant;
  - cibler des endroits stratégiques pour restaurer ou créer des habitats propices au développement des juvéniles et à la ponte.
- **une étude hydrogéomorphologique** de la rivière débutée en 2021 par l'OBVHCN en collaboration avec l'Université du Québec à Chicoutimi. Le rapport final est en cours de préparation, mais les premiers résultats présentés sur le site internet de l'OBVHCN indiquent que plusieurs portions de la rivière ont été identifiées comme ayant un fort potentiel pour la création de méandres ou pour l'aménagement de sites de ponte (OBVHCN, 2022b).

Le cas de la rivière des Escoumins illustre bien la complémentarité qui peut exister entre un organisme de bassin versant et une association d'intervenants locaux (citoyens, pêcheurs, municipalité, communautés autochtones) responsable de la gestion du saumon dans la rivière. Cette collaboration et ce partage d'expertises ont permis le développement d'une connaissance fine de la rivière, de son bassin versant, des enjeux spécifiques liés à la population de saumon, ce qui permet de définir une stratégie d'action plus efficace, tant à l'échelle locale que régionale.



## **4 Effets de l'exploitation forestière sur l'habitat du saumon**

*« The health of land and water – and of woods, which are the keepers of water – can be the only lasting basis for any civilization's survival and success »*

*Ronald Wright – A short history of Progress*

Dans le contexte des consultations réalisées par le gouvernement du Québec en prévision de la publication de son nouveau régime forestier, la FQSA réalisé en 2012 une revue de littérature portant sur l'habitat du saumon en rivière, les effets potentiels des coupes forestières sur cet habitat et les stratégies et modalités à intégrer pour protéger davantage l'habitat du saumon lors des coupes forestières (FQSA-DGR, 2012). Beaucoup des informations et des références présentées dans le présent chapitre sont issues de ce document, et ont été complétées par des informations plus récentes, spécifiques au contexte du Nouveau-Brunswick, ou relatives à des enjeux qui n'ont pas ou peu été abordées par la FQSA.

### **4.1 Le cycle de l'eau en milieu forestier**

La forêt joue un rôle régulateur très important dans le cycle de l'eau, que ce soit à l'échelle globale ou locale. En effet, le couvert forestier favorise l'infiltration des eaux de précipitation dans le sol et l'évapotranspiration<sup>3</sup> de l'eau du sol vers l'atmosphère au détriment du ruissellement (figure 8). Il permet donc un décalage temporel entre le moment où l'eau de pluie tombe au sol et celui où elle retourne à l'atmosphère ou s'écoule vers les cours d'eau. La forêt contribue également à la protection des sols contre le lessivage et l'érosion, au maintien des régimes sédimentologique, thermique et hydrodynamique des cours d'eau et au développement des biocénoses de la litière et du sol forestier et du milieu aquatique (Sakals *et al.*, 2006).

---

<sup>3</sup> L'évapotranspiration est la quantité d'eau qui passe du sol à l'air sous forme de vapeur d'eau, sous l'effet combiné de l'évaporation directe du sol et de la transpiration par les plantes

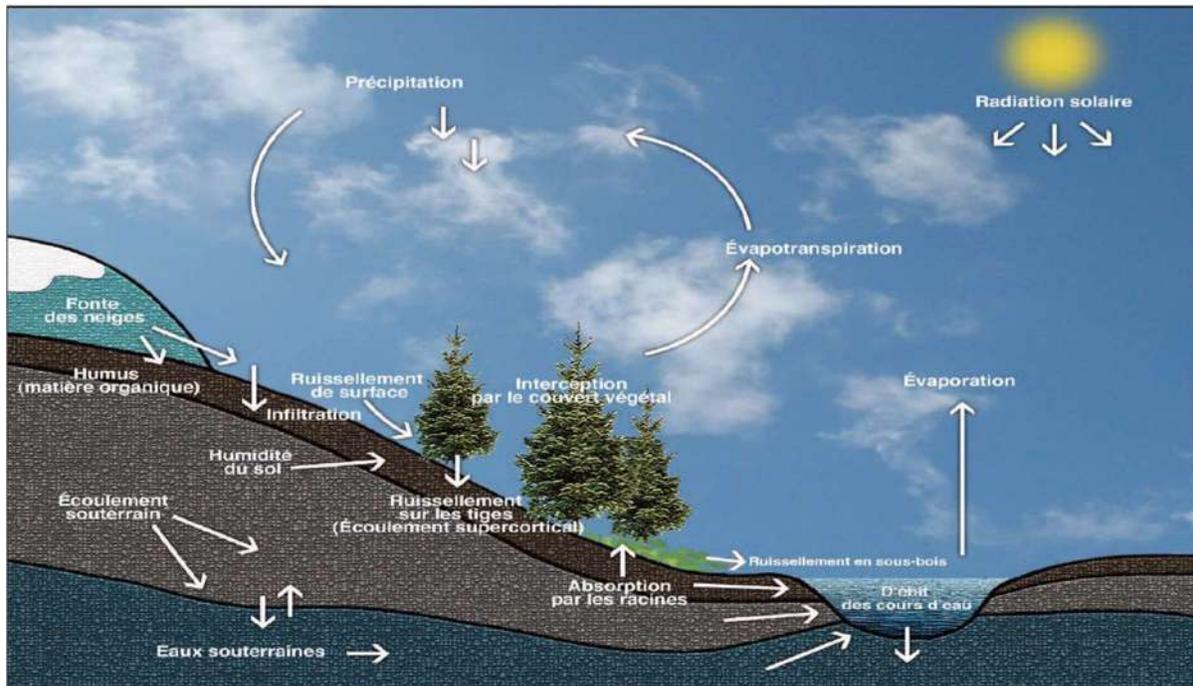


Figure 8 : Représentation du cycle hydrologique en milieu forestier (source : FQSA-DGR, 2012)

L'effet régulateur de la forêt s'applique aussi à la température de manière locale : l'évapotranspiration permet de rafraîchir l'atmosphère par temps chaud. De plus, la chaleur est accumulée pendant la journée et réémise dans l'atmosphère pendant la nuit.

Enfin les forêts naturelles jouent rôle au niveau climatique, dans les échanges de dioxyde de carbone avec l'atmosphère et dans le stockage de carbone.

La qualité et l'ampleur de ces fonctions régulatrices dépendent des multiples caractéristiques du couvert forestier, soit le type de forêt, son âge, les espèces d'arbres, la biomasse, la surface des feuilles, la surface terrière et les stades de développement du peuplement forestier (Keles, 2018). Par exemple, plus la biomasse est importante, plus la rétention d'eau sera efficace, ce qui explique pourquoi de jeunes forêts ou des plantations ont une influence moindre que les forêts matures.

#### 4.1.1 Le rôle des milieux humides

Les milieux humides forestiers ont plusieurs fonctions hydrologiques telles que la rétention des sédiments, la recharge de la nappe phréatique et la régulation des niveaux d'eau, ce qui se traduit de manière générale par la réduction des crues et l'augmentation des débits d'étiage. Ces effets varient toutefois beaucoup selon le type de milieu humide, leurs caractéristiques et leur situation hydro-géomorphologique (Plamondon & Jutras, 2019).

- **les marécages non riverains** : ont peu d'influence sur le ruissellement, les débits de crue et les débits d'étiage;
- **les marais** : en période d'inondation, ralentissent l'écoulement, atténuent les crues et les inondations en favorisant la recharge de la nappe phréatique. Ils accumulent également les débris et les sédiments;

- **les marécages de la plaine inondable** : en période d'inondation, ralentissent l'écoulement, atténuent les crues et les inondations en favorisant la recharge de la nappe phréatique. Ils accumulent également les débris et les sédiments;
- **les tourbières (forestières ou ouvertes)** : alimentent les débits de crue au printemps, réduisent les débits d'étiages en été

Outre leurs fonctions hydrologiques, les milieux humides forestiers ont également des fonctions écologiques fondamentales telles que la séquestration du carbone et la biodiversité.

#### 4.1.2 Le rôle des bandes riveraines

La zone riveraine joue un rôle d'interface entre le milieu aquatique et le milieu forestier et influence l'état de santé de l'écosystème fluvial de plusieurs manières, tel que représenté sur la figure 9.

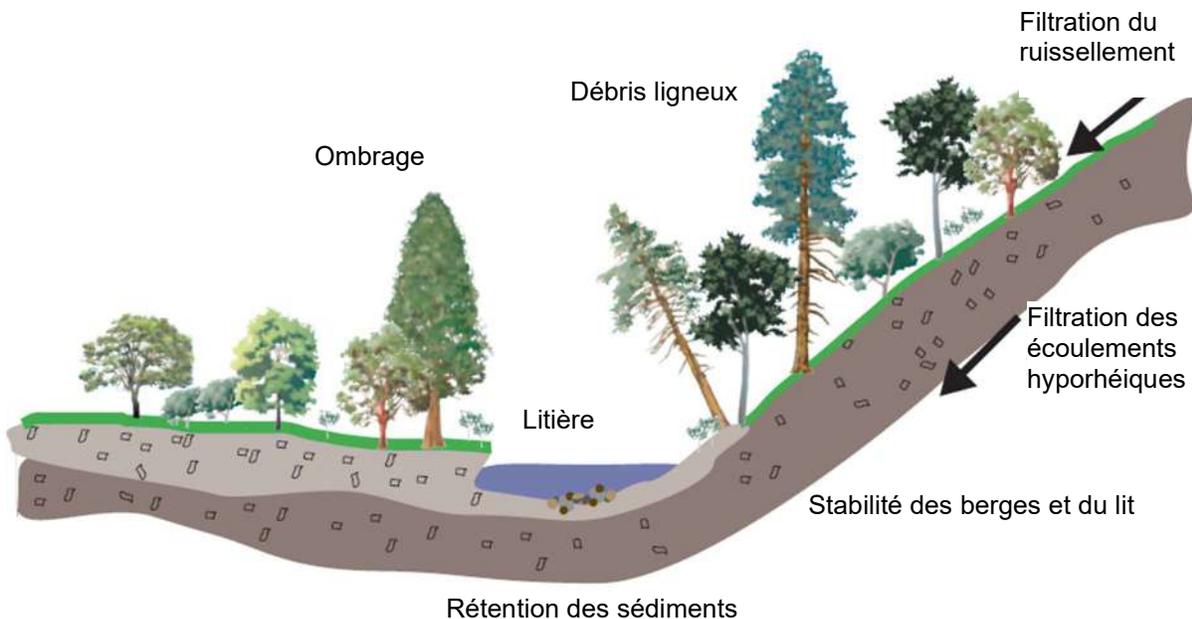


Figure 9 : Principales fonctions des bandes riveraines (d'après Withrow-Robinson et al., 2011)

#### Les processus micro-climatiques

La bande riveraine permet une variation progressive du microclimat (ou « effet de bordure ») entre le cours d'eau et le milieu forestier, c'est-à-dire de la température, la luminosité, la covellite des vents et l'humidité. L'établissement d'un tel microclimat peut varier selon la région géographique, le peuplement forestier, la topographie et la partie considérée d'un même bassin versant (Chen et al., 1999, cité par FQSA-DGR, 2012). Ce microclimat influence certaines caractéristiques du milieu riverain comme la température de l'eau, les



processus physico-chimiques de la litière forestière et l'habitat de plusieurs espèces semi-aquatiques ou hygrophiles (Chen *et al.*, 1999, cité par FQSA-DGR, 2012).

#### **Les processus physico-chimiques (température, qualité de l'eau)**

La végétation riveraine joue un rôle important dans le régime thermique des cours d'eau en les protégeant contre le rayonnement solaire direct, ce qui atténue les variations de température de l'eau (Plamondon, 2001; cité par FQSA-DGR, 2012) ainsi que l'activité photosynthétique (McEarchern, 2003, cité par FQSA-DGR, 2012) et le développement des algues par exemple. Une couverture végétale excessive peut toutefois limiter fortement la production primaire, favoriser l'accumulation de la litière de feuilles sur le lit du cours d'eau, et favoriser certaines espèces benthiques moins intéressantes pour le saumon (Broadmeadow & Nisbet, 2004).

La végétation riveraine joue également un rôle de filtration des eaux de ruissellement de surface et des écoulements hyporhéiques avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau, en favorisant l'infiltration de l'eau dans le sol et le prélèvement des nutriments, diminuant ainsi les apports de sédiments, de nutriments et d'autres contaminants aux cours d'eau (Correll, 1997, cité par FQSA-DGR, 2012). La végétation assure également une protection contre l'érosion du sol en amortissant l'impact des gouttes de pluie (Gagnon & Gangbazo, 2007, cité par FQSA-DGR, 2012).

#### **Les processus hydrosédimentaires**

La végétation riveraine assure un rôle de stabilisation des berges vis-à-vis de l'érosion en période de crue grâce au système racinaire qui favorise la cohésion des sols et au système végétatif qui ralentit le courant, atténue l'impact des forces érosives du courant à certains endroits et favorise la déposition des sédiments à d'autres endroits. Cette fonction de protection contre l'érosion est particulièrement efficace lorsque la végétation est diversifiée et composée de plantes herbacées, d'arbustes et d'arbres (Gagnon & Gangbazo, 2007, cité par FQSA-DGR, 2012). Au contraire, lorsque la végétation est dominée par des arbres, le poids de ceux-ci sur la berge ainsi que l'ombre qui limite le développement des autres strates végétales peut au contraire favoriser l'érosion et le transport sédimentaire (Broadmeadow & Nisbet, 2004).

Les bandes riveraines jouent également un rôle de régulation des apports d'eau de surface et d'eau souterraine au cours d'eau en favorisant l'évapotranspiration et l'infiltration de l'eau (Correll, 1997, cité par FQSA-DGR, 2012).

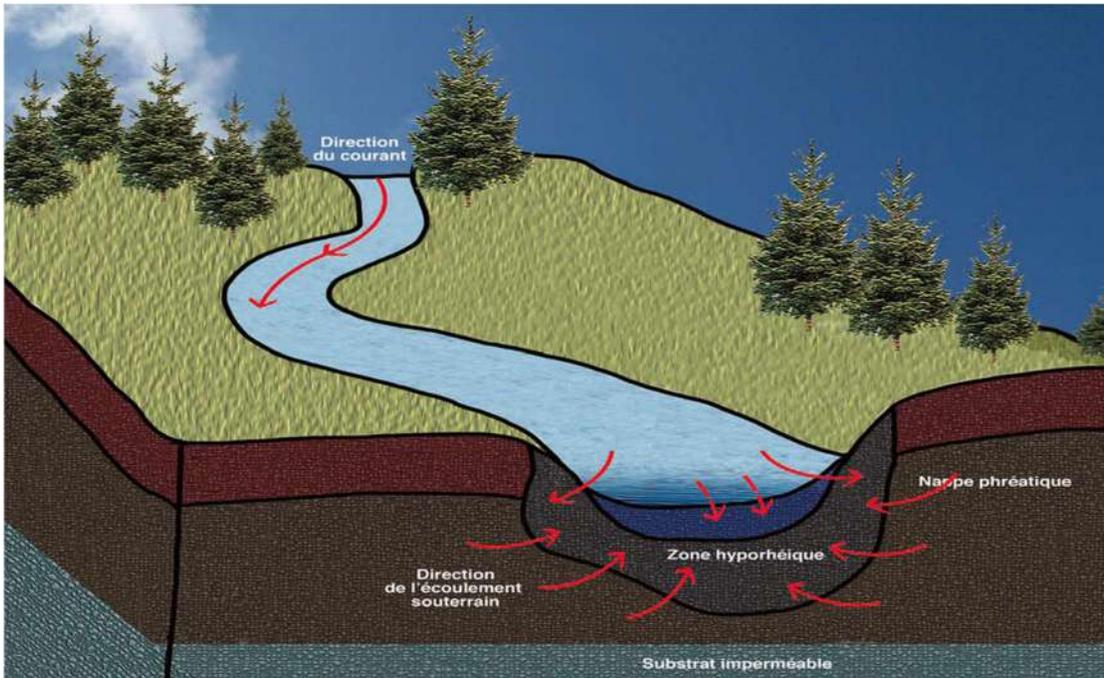
#### **Les processus biotiques**

Outre l'effet régulateur sur la température de l'eau, la bande riveraine procure également un écran visuel pour les poissons leur permettant d'échapper à la vue des oiseaux prédateurs. Elle a également une influence sur la morphologie et la structure physique du cours d'eau par l'apport de débris ligneux favorables à l'habitat de certaines communautés aquatiques et pouvant servir d'abris aux poissons. Lorsque cet apport est excessif, il peut toutefois avoir des effets négatifs en favorisant la formation d'embâcle et la sédimentation (Broadmeadow & Nisbet, 2004). Enfin, la bande riveraine constitue un habitat pour plusieurs espèces d'insectes, de petits mammifères, d'amphibiens et d'oiseaux (FQSA-DGR, 2012).

### **4.1.3 Le rôle de la nappe phréatique et des écoulements hyporhéiques**

La nappe phréatique, ou nappe libre, est la nappe d'eau souterraine la plus proche de la surface qui circule dans les milieux poreux et qui est alimentée par l'infiltration des eaux de surface. La nappe phréatique contribue au maintien du niveau de base de l'écoulement en surface libre des cours d'eau en période d'étiage.

La zone hyporhéique est la partie de la nappe phréatique en contact immédiat avec le lit et les berges des cours d'eau (figure 10). C'est une zone de transition qui contribue à la stabilité écologique du milieu aquatique et au maintien des propriétés bio-physico-chimiques de la zone riveraine des cours d'eau.



**Figure 10 : Schéma de la circulation des eaux souterraines montrant la zone hyporhéique. Source : FQSA-DGR (2012)**

Les écoulements hyporhéiques jouent un rôle important dans la régulation du régime thermique des cours d'eau (Burkholder *et al.*, 2008) ainsi que celle du cycle de l'azote (Naiman *et al.*, 2000, cité par FQSA-DGR, 2012). Ils alimentent par résurgence les refuges thermiques en période estivale, participent à l'oxygénation de l'eau et abritent de nombreux insectes aquatiques qui servent de nourriture aux poissons (Richardson & Moore, 2010, cité par FQSA-DGR, 2012).

## 4.2 Les effets de l'exploitation forestière sur l'habitat du saumon

Comme décrit à la section 2, le saumon atlantique est très sensible aux caractéristiques de son habitat dulcicole. L'influence de la qualité de cet habitat sur la santé des populations de saumon est aujourd'hui relativement bien connue. En revanche, la manière dont cet habitat est influencé par les activités anthropiques réalisées au sein du bassin versant, comme l'exploitation forestière, implique une chaîne de processus et d'interactions complexes, dont certains sont encore mal compris (Simoneau *et al.*, 2021). Cette chaîne de processus comprend des impacts directs sur l'hydrologie, la qualité de l'eau et la présence de sédiments dans les cours d'eau, ce qui a à son tour un effet sur la qualité des habitats, comme l'illustre la figure 11.



**Figure 11 : Modèle conceptuel des impacts de coupes forestières sur les composantes hydrologiques, hydrogéomorphologiques et écosystémiques d'un bassin versant (source : Simoneau et al., 2021)**

#### 4.2.1 Les effets sur le régime hydrologique

De nombreuses recherches sont menées à travers le monde depuis les années 1970 pour comprendre le rôle du couvert forestier et les effets du déboisement sur le cycle de l'eau et sur le régime hydrologique des cours d'eau. Ces recherches utilisent souvent la méthode des bassins versants jumelés qui consiste à réaliser un suivi sur plusieurs années de bassins versant voisins ayant des caractéristiques et un comportement hydrologique similaires mais qui font l'objet de travaux de déboisement différents. Ils incluent un bassin témoin ne faisant pas l'objet de déboisement. Cela implique que cette approche est, pour des raisons pratiques, surtout réalisée sur des bassins versants de petite taille (moins de 100 km<sup>2</sup>) et que les connaissances sont plus éparpillées dans le cas des bassins versants de grande superficie. D'autres approches complémentaires ont été développées basées sur l'analyse statistique ou la modélisation numérique, qui permettent d'intégrer l'ensemble des facteurs en interrelations dans le temps et l'espace.

De manière générale, il a été démontré que la suppression totale ou partielle de la végétation forestière provoque :

- une diminution de l'interception des précipitations par la canopée et de l'évapotranspiration ce qui résulte en une augmentation de l'humidité du sol (Harr *et al.*, 1979; Ice, 1979; Wright *et al.*, 1990, cités par Plamondon, 2004);
- une diminution de l'infiltration de l'eau dans le sol et une modification des voies d'écoulement des eaux de ruissellement vers les cours d'eau, provoquée notamment par la perturbation du sol qui résulte des travaux de récolte, soit la compaction, l'orniérage et les chemins forestiers (Beschta *et al.*, 2000; Hornbeck *et al.*, 1997; Jones & Grant, 1996; Thomas & Megahan, 1998; Wright *et al.*, 1990, cités par Plamondon 2004);
- une augmentation de la hauteur de la nappe phréatique (Dubé *et al.*, 1995; Jutras *et al.*, 2006);
- une fonte plus précoce du couvert de neige;

- une augmentation et une accélération du ruissellement lors de la fonte et de fortes pluies (Buttle *et al.*, 2018).

À l'échelle du bassin versant, il en résulte de manière générale une augmentation des débits et de la charge en sédiments dans les cours d'eau. Les processus mis en jeu sont représentés sur la figure 12.

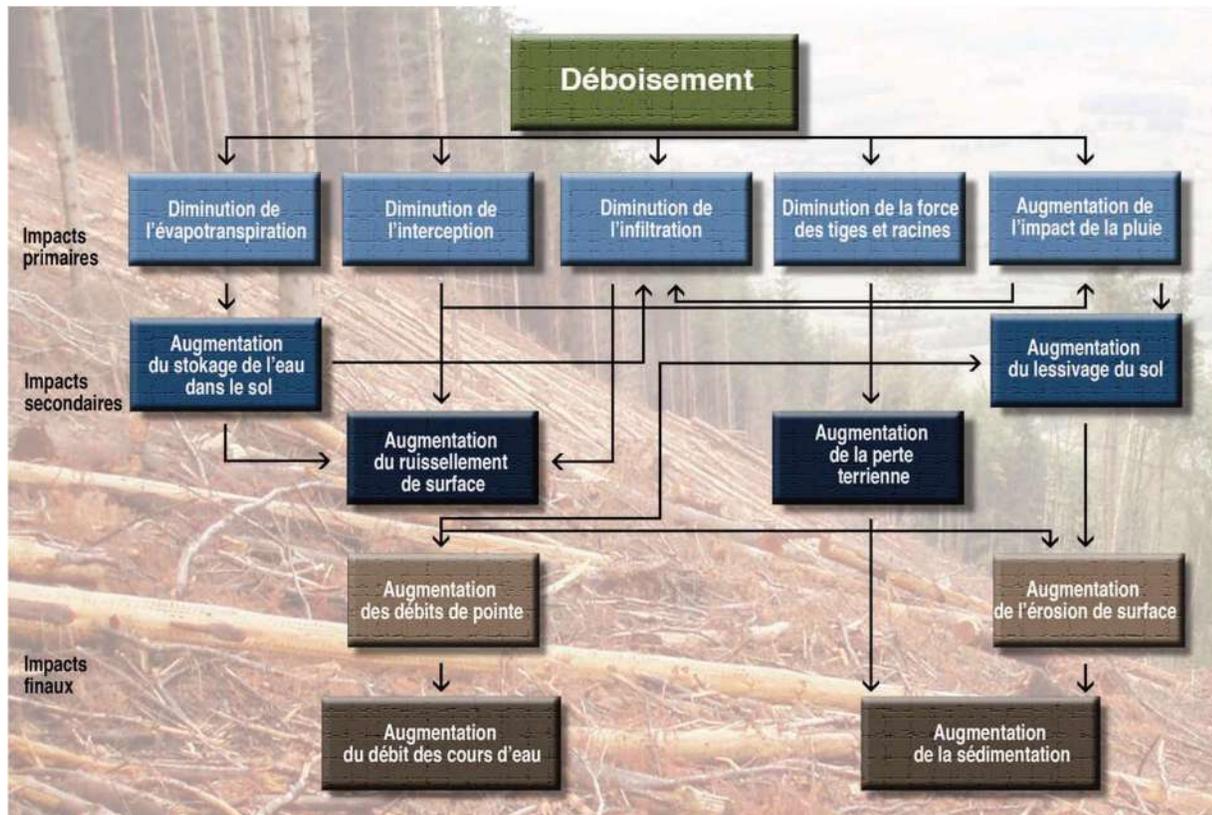


Figure 12 : Modèle conceptuel des effets du déboisement sur l'hydrologie forestière (source : FQSA-DGR, 2012)

### Augmentation de l'écoulement annuel

L'augmentation de l'écoulement annuel de l'eau d'un cours d'eau est habituellement proportionnelle à la superficie déboisée sur son bassin versant (St-Onge *et al.* 2001), mais l'ampleur de cet effet est très variable, entre 8 et 300% selon les études et les bassins versants (FQSE-DGR, 2012). Une revue de littérature réalisée en 2017 sur près de 312 bassins versants à travers le monde (Zhang *et al.*, 2017) confirme que les coupes forestières ont un effet significatif sur l'augmentation de l'écoulement annuel à toutes les échelles, mais que les petits bassins versants de moins de 1 000 km<sup>2</sup> sont les plus sensibles. Plusieurs autres facteurs expliquent l'ampleur et la variabilité de cet effet tels que la nature du peuplement forestier, le type et la répartition des coupes, la topographie ainsi que le contexte climatique (forme, répartition temporelle et quantité de précipitations). Des études par modélisation confirment la forte corrélation entre la superficie boisée du bassin versant et l'écoulement annuel (par ex : Savary *et al.*, 2009). L'effet des coupes forestières s'atténue toutefois



avec le temps et la reprise de la végétation. Au Québec, en forêt boréale, il commence à s'atténuer après 15 ans pour diminuer rapidement jusqu'à disparaître 60 à 80 ans après la coupe (Plamondon, 1993).

### **Augmentation du débit de pointe**

Les débits de pointe jouent un rôle majeur dans les différentes composantes de la morphologie des cours d'eau que sont la profondeur de la section d'écoulement, la granulométrie du substrat, la vitesse d'écoulement et le couvert végétal à proximité du cours d'eau.

De nombreuses études ont montré un lien spécifique entre le déboisement et l'augmentation des débits de pointe (Beschta *et al.*, 2000; Horbeck *et al.*, 1997; Jones & Grant, 1996; Thomas & Megahan, 1998; Buttle *et al.*, 2009). Une synthèse de plus de 70 études menées à travers le monde a été réalisée en 2004 pour le ministère des Ressources naturelles du Québec (Guillemette *et al.*, 2004; Plamondon, 2004) et a permis de mettre en évidence que l'augmentation des débits de pointe varie beaucoup selon les sites étudiés et est globalement corrélée avec la proportion du bassin versant qui a été déboisée lorsque celle-ci dépasse 20-25%. En deçà de cette proportion, aucun effet significatif n'est observé. L'effet est particulièrement marqué pour les débits de pointe engendrés par la pluie : une augmentation de plus de 50% du débit de pointe a été mesurée sur un tiers des bassins versants ayant subi un déboisement sur plus de 50% de leur superficie. Pour les débits de pointe engendrés par la fonte de la neige (crue printanière), l'effet du déboisement est détecté lorsque plus de 20% du bassin versant est déboisé. Ces conclusions ont servi à l'élaboration de la Stratégie d'aménagement durable des forêts afin d'améliorer les pratiques forestières au Québec et de protéger les cours d'eau (MFFP, 2015; voir section 3.2.6).

La FQSA a procédé en 2012 à une réanalyse et une mise à jour de ces données afin de préciser les conclusions dans le contexte spécifique des rivières à saumon du Québec (FQSA-DGR, 2012). Il ressort qu'un taux de récolte supérieure à 25% de la superficie d'un bassin versant est susceptible d'entraîner une augmentation des débits de pointe variant de 5 à 50%. D'autres études arrivent à des conclusions similaires (e.g., Thorman *et al.*, 2004).

Les coupes forestières influenceraient surtout les débits de pointe plus faibles et plus fréquents, c'est-à-dire plus précisément ceux ayant une période de retour de moins de 5 ou 6 ans (Thomas & Megahan, 1998; Beschta *et al.*, 2000; Grant *et al.*, 2008 cités par FQSA-DGR, 2012). Inversement les débits de pointe très élevés mais peu fréquents seraient peu influencés par les coupes forestières.

Les changements du débit de pointe s'estomperaient après 10 ans de régénération naturelle (Hornbeck *et al.*, 1997, cité par Plamondon, 2004).

L'augmentation des débits de pointe a des effets sur l'habitat (érosion du substrat par exemple), ainsi que sur les caractéristiques hydro-morphologiques du cours d'eau (voir section 2.2.2).

### **Devancement de la crue printanière**

Le déboisement peut avoir un effet sur l'hydrogramme des crues printanières avec un devancement de sa phase ascendante, surtout en forêt boréale (Buttle *et al.*, 2009). Ce phénomène s'explique par l'augmentation de l'accumulation de neige et l'accélération de la fonte au printemps dans les zones déboisées.



### Augmentation puis diminution du débit d'étiage estival

Comme indiqué à la section 2.2.2, les débits d'étiage peuvent être un facteur limitant pour les populations de saumon, particulièrement pendant la période de reproduction (Frenette *et al.* 1984; Gibson & Myers, 1988, cités par FQSA-DGR, 2012; St-Onge *et al.*, 2001).

De manière générale, les coupes forestières provoquent une augmentation rapide des débits d'étiage estivaux, ce qui s'explique principalement par la réduction de l'évapotranspiration et donc l'augmentation de la quantité d'eau dans la nappe phréatique ainsi que des écoulements hyporhéiques qui soutiennent le débit de base des cours d'eau. Cet effet est toutefois très variable selon les sites et les études, et ce pour les mêmes raisons que celles mentionnées plus haut dans le cas de l'écoulement annuel. Selon certaines études, il peut être de l'ordre de 3 à 5 fois le débit avant les coupes forestières (Roberge, 1996). Cet effet est souvent de courte durée et s'estompe en fonction du taux de régénération de la végétation, en général 10 ans après la coupe (Pike & Scherer, 2003; Moore & Wondzell, 2005, cité par FQSA-DGR, 2012).

Mais à plus long terme, les étiages deviennent la plupart du temps plus précoces et plus sévères qu'avant la coupe. Cela s'expliquerait par : (i) la compaction de sols occasionnée par le passage de la machinerie et la voirie forestière, qui diminue la capacité de rétention du sol et donc la recharge de la nappe phréatique qui alimente les eaux de surface en période d'étiage, (ii) une fonte de neige plus précoce, et (iii) une efficacité d'évapotranspiration du nouveau couvert différente de celle du couvert initial (St-Onge *et al.*, 2001; Gronsdahl *et al.*, 2019; Coble *et al.*, 2020; Moore *et al.*, 2020). Cette diminution à long terme engendrerait une perte d'habitat du poisson de l'ordre de 20 à 50% selon certaines études (Gronsdahl *et al.*, 2019).

Cet effet des coupes forestières est surtout marqué à l'échelle des petits bassins versants mais s'atténue en aval et n'a pas été observé à l'échelle de grands bassins versants (Coble *et al.*, 2020; Moore *et al.*, 2020).

L'effet sur le débit d'étiage hivernal est encore mal connu car difficile à mesurer compte tenu de la présence de glace dans les cours d'eau.

### 4.2.2 Les effets sur le transport sédimentaire et sur les caractéristiques hydro-morphologiques des cours d'eau

La récolte forestière entraîne une augmentation de l'apport en sédiments et du transport sédimentaire dans les cours d'eau selon différents processus :

- **les chemins forestiers** augmentent l'imperméabilité du sol et créent des chemins d'écoulement préférentiels vers les cours d'eau. Les zones de déblais-remblais constitués de sol nu ainsi que les sites de traversée de cours d'eau sont particulièrement sensibles à l'érosion (voir section 4.2.6 pour plus de détails au sujet des chemins forestiers);
- **les activités forestières** lors de l'extraction et du transport du bois rendent les sols beaucoup plus vulnérables à l'érosion lors de fortes pluies (Chang, 2006). La compaction du sol qui diminue sa capacité d'infiltration ainsi que la formation de rigoles génèrent une augmentation du ruissellement de surface et de l'érosion (Roberge, 1996). De plus, lorsqu'elles sont réalisées sur des versants à forte pente, ces activités peuvent également engendrer des glissements de terrain (Swanson & Dyrness, 1975, cité par FQSA-DGR, 2012). L'intensité du transport sédimentaire dû aux coupes forestières est atténué lorsque les bandes riveraines sont préservées (voir sections 4.1.2 et 4.3.5);



- **l'augmentation des débits de pointe** dans les cours d'eau (voir plus haut) engendre une intensification de l'érosion de leurs berges et de leur lit (Hartman et al., 1987, cité par Ross, 2003; Reiser, 1998, cité par FQSA-DGR, 2012).

Les effets directs des coupes forestières sur l'habitat et les populations de saumon sont schématisés sur la figure 13) :

- **une augmentation de la concentration en matières en suspension**, et donc de la turbidité de l'eau, dans les cours d'eau. Par exemple, des charges en matières en suspension 30 fois supérieures ont été mesurées dans un bassin versant faisant l'objet d'exploitation intensive par rapport à un bassin versant témoin sans exploitation aux États-Unis (Arthur *et al.*, 2007). Une augmentation de près de 80% des matières en suspension a été mesurée suite à des coupes forestières réalisées dans 3 bassins versants du sud de la Beauce au Québec (Plamondon, 1982). Une turbidité élevée, voire très élevée, peut causer une augmentation de la mortalité des alevins ainsi qu'une altération du comportement et de la physiologie des saumons, notamment une augmentation des déplacements, des infections branchiales ainsi qu'une diminution des mouvements migratoires, de l'alimentation, de la croissance et de la tolérance aux maladies (Berg et Northcote, 1985 cité par Simoneau *et al.*, 2021; Bjornn & Raiser, 1991, cité par FQSA-DGR, 2012; Waters, 1995).
- **une sédimentation excessive dans les frayères** qui colmate le substrat et diminue l'apport en oxygène aux embryons (Reiser, 1998, cité par FQSA-DGR, 2012; Sear *et al.*, 2016). Par exemple, des taux de mortalité de 10 à 13% ont été mesurés dans une rivière impactée par des coupes forestières (Scrivener & Brownlee, 1989).

L'intensification du transport sédimentaire (érosion, sédimentation) a également les conséquences suivantes sur les caractéristiques hydro-morphologiques des cours d'eau (Mallik *et al.*, 2011) :

- **un élargissement et une linéarisation du cours d'eau** ainsi qu'une augmentation du nombre de chenaux d'écoulement. Cet effet touche surtout les cours d'eau d'ordre supérieur à 2 et serait temporaire (quelques années);
- **une aggradation<sup>4</sup> durable du lit**, surtout à proximité des sites de coupes, avec comme conséquence la disparation des sites propices à la ponte et à la croissance des alevins;
- **un changement dans la composition du substrat.**

Au final, l'ensemble de ces processus a un impact sur l'habitat du saumon, tel que représenté à la figure 13. Dans l'étude réalisée en Gaspésie, les cours d'eau touchés par des taux de coupe supérieurs à 30% et un élargissement de leur lit hébergeaient moins de jeunes saumons que les sous-bassins dont le taux de déboisement était inférieur à ce seuil (Deschenes et al., 2007).

---

<sup>4</sup> L'aggradation est l'accumulation de sédiments dans le lit d'un cours d'eau, et survient lorsque l'apport de sédiments excède les capacités de transport du cours d'eau

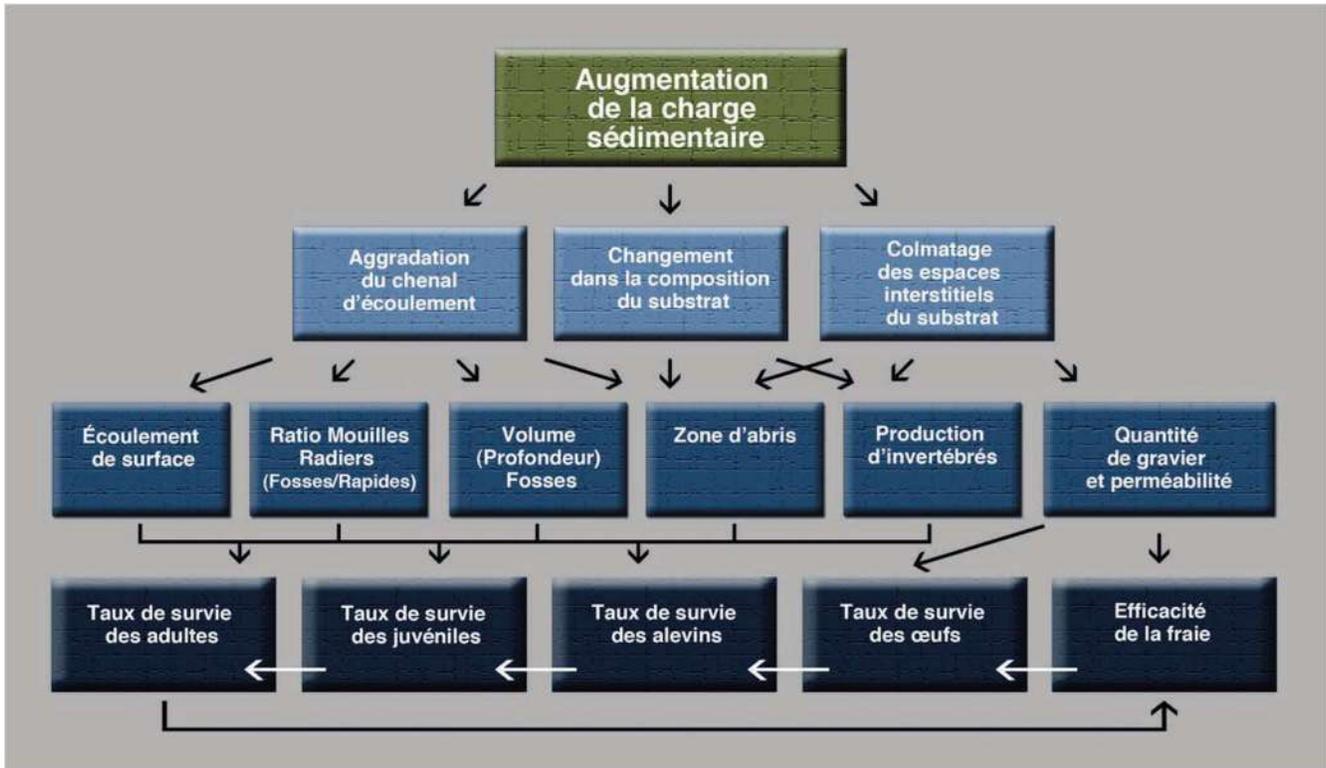


Figure 13: Modèle conceptuel des effets directs et indirects d'une augmentation de la charge sédimentaire sur certaines caractéristiques hydro-géomorphologiques des cours d'eau et de l'habitat du poisson. Source : FQSA-DGR (2012), d'après Reiser (1998).

#### 4.2.3 Les effets sur la température de l'eau

Le régime thermique d'un cours d'eau est déterminé par les facteurs suivants (Johnson & Jones, 2000) :

- l'insolation directe de l'eau en écoulement libre;
- les échanges thermiques par conduction à l'interface eau-substrat du cours d'eau et eau-sol sur les berges;
- les échanges thermiques par advection provenant des apports de la nappe phréatique et des tributaires;
- les échanges thermiques par évaporation et convection à l'interface air-eau.

Les coupes forestières sont susceptibles d'intensifier ces échanges thermiques, en augmentant la quantité d'énergie solaire parvenant au sol, ce qui contribue à réchauffer l'eau souterraine qui s'écoule vers les cours d'eau par les écoulements hyporhéiques (Hartman & Scrivener, 1990; Ice, 1999; St-Hilaire *et al.*, 2000, cité par FQSA-DGR, 2012; Kurylik *et al.*, 2015). Mais c'est surtout le déboisement des bandes riveraines qui a le plus d'impact en réduisant l'ombrage et en favorisant ainsi l'insolation directe de l'eau et son réchauffement (Brown & Krygier, 1970, Plamondon, 2001, cité par FQSA-DGR, 2012; St-Onge *et al.*, 2001; Seto, 2005; Dan Moore *et al.*, 2005; Roth *et al.*, 2010; Cunningham *et al.*, 2023). Les effets sont :

- une augmentation plus rapide de la température en début d'été (Johnson et Jones, 2000);



- une augmentation des températures moyenne pendant l'été pouvant atteindre 4 °C par rapport à un cours d'eau avec des bandes riveraines couvertes de conifères (Brown *et al.*, 2010; Webb & Crisp, 2006, cité par Dugdale, 2018; Wilkerson *et al.*, 2006);
- une augmentation de la température maximale journalière de 2 à 8 °C (Johnson & Jones, 2000; Gomi *et al.*, 2006; Rayne *et al.*, 2008; Cunningham *et al.*, 2023);
- une plus grande variation quotidienne de la température (Lynch *et al.*, 1984);
- un refroidissement et un gel du cours d'eau pendant l'hiver (Hetherington, 1987, cité par FQSA-DGR, 2012; Murphy & Milner, 1997).

Cet effet est variable selon les régions mais aussi selon la localisation du cours d'eau dans le bassin versant, sa taille, sa profondeur, son débit, son orientation, la lithologie ainsi que la répartition des coupes forestières (Brown, 1983, cité par FQSA-DGR, 2012; Holtby, 1988, cité par FQSA-DGR, 2012; Murphy & Milner, 1997; Bourque & Pomeroy, 2001; Bladon *et al.*, 2018). Par exemple, une étude menée en 2022 en Colombie-Britannique a montré que des cours d'eau dont 35% des bandes riveraines avaient été récoltées depuis 1970 présentaient une température de l'eau maximale de 3,7 °C supérieure à des cours d'eau dont seulement 5% des bandes riveraines avaient été récoltées (Cunningham *et al.*, 2023). Le type de végétation dans la bande riveraine a également une influence importante (Dugdale *et al.*, 2018). Certains auteurs ont également observé un lien direct entre l'augmentation du régime thermique et la superficie des coupes forestières dans le bassin versant (Seto, 2005).

La plupart des études souligne le rôle crucial joué par les petits cours d'eau de tête de bassin et l'importance de préserver leurs bandes riveraines (Hawes & Smith, 2005; Yearsley *et al.*, 2019; Cunningham *et al.*, 2023).

Cet effet sur la température de l'eau est rapide après la coupe forestière, surtout lorsque la bande riveraine est affectée, ce qui limite les possibilités d'adaptation des écosystèmes aquatiques. Il est toutefois temporaire puisque le régime thermique se rétablit au fur et à mesure que la bande riveraine se régénère (Seto, 2005).

L'augmentation de la température de l'eau a un impact direct sur le comportement et le taux de survie des saumons. Cet impact peut être positif sur certains aspects, tel qu'une émergence plus précoce qui allongerait leur période de croissance (Scrivener & Andersen 1984; Thedinga *et al.* 1989, cité par St-Onge *et al.* 2001), et négatif sur d'autres aspects, principalement en période estivale, en induisant un stress, une modification du comportement et une diminution du taux de survie des saumons.

L'augmentation de la température de l'eau a aussi des impacts indirects en provoquant une diminution de la concentration en oxygène dissous dans l'eau (voir section 4.2.4) et en favorisant la prolifération d'algues.

#### 4.2.4 Les effets sur la qualité de l'eau

Les coupes forestières peuvent affecter la qualité de l'eau de différentes manières :

##### **Augmentation de la concentration en sédiments**

Comme indiqué à la section 4.2.2, une intensification du transport sédimentaire dans les cours d'eau est observée à la suite de coupes forestières pratiquées dans le bassin versant, ce qui résulte en une augmentation de la concentration en sédiments fins en suspension pouvant causer une augmentation de la mortalité des alevins et une altération du comportement et de la physiologie des saumons (Simoneau *et al.*, 2021).



### Diminution de la concentration en oxygène dissous

Comme indiqué à la section 2.2.1, l'oxygène est un régulateur essentiel des activités biologiques des écosystèmes aquatiques. L'exploitation forestière, surtout lorsqu'elle inclut les bandes riveraines, génère une augmentation de la température de l'eau (voir section 4.2.3), ce qui a pour effet de diminuer la capacité de saturation de l'eau en oxygène. En outre, elle provoque également un apport de matières organiques provenant des débris ligneux, ce qui augmente la charge en demandes chimique et biologique en oxygène (Brown, 1983, cité par FQSA-DGR, 2012). La présence accrue de sédiments fins dans les frayères induit également une diminution de l'oxygène disponible pour l'incubation des œufs de saumon (St-Onge *et al.*, 2001). Ces impacts seraient toutefois de courte durée, les concentrations en oxygène se rétablissant en même temps que la diminution graduelle de la température de l'eau et de la matière organique.

### Augmentation de la concentration en nutriments

Les nutriments sont des composés azotés et phosphorés essentiels à la productivité des cours d'eau. L'exploitation forestière génère une augmentation de la concentration en nutriments dans les sols et les cours d'eau de deux manières (FQSA-DGR, 2012) :

- un enrichissement de l'eau souterraine et des écoulements hyporhéiques en nutriments puisque la température plus élevée du sol favorise la décomposition et la minéralisation de la matière végétale au sol et que les nutriments ne sont plus prélevés par le système racinaire;
- un apport de débris ligneux dans le cours d'eau qui, combiné au réchauffement de l'eau, génère une intensification de la décomposition organique et donc de la production de nutriments dissous dans l'eau.

Cet effet concerne surtout les composés azotés, de nombreuses études ayant mesuré une augmentation en nitrates à la suite de coupes forestières (Swank *et al.*, 2001, Wang *et al.*, 2006, cités par Tremblay *et al.*, 2009). À titre d'exemple, dans de petits bassins versants de la forêt Montmorency près de Québec, la concentration en nitrates dans les cours d'eau est passée de moins de 0,01 mg/L à 0,4 mg/L deux ans après une récolte de 50% du bassin versant, et ce malgré l'application de pratiques de gestion bénéfique telles que la préservation d'une bande riveraine de 20 m (Tremblay *et al.*, 2009). L'effet est plus faible, voire nul dans certains cas, concernant les composés phosphorés (Hartman *et al.* 1996; Swank *et al.* 2001; cités par Tremblay *et al.*, 2009; Seto 2005). Dans une autre menée sur des lacs en Haute-Mauricie au Québec, les concentrations en phosphore total et en azote total organique ont doublé dans certains lacs affectés par la coupe forestière (Carignan *et al.*, 2000).

La relation entre la superficie déboisée dans le bassin versant et l'augmentation des concentrations en nutriments est très variable selon les études et dépend de plusieurs facteurs tels que le type de peuplement, le type de sol, la connectivité hydraulique, la superficie et le type de récolte, les conditions météorologiques après la coupe, la vitesse de reboisement, ainsi que la présence d'une bande riveraine (Kreutzweiser *et al.*, 2008). Les augmentations sont souvent décalées d'un an ou deux après la coupe et s'estompent après quelques années avec la reprise de la végétation (Jewett *et al.*, 1995; Roberge, 1996; Plamondon, 1993, cité par FQSA-DGR, 2012; Rosén *et al.*, 1996, cité par St-Onge *et al.*, 2001).

Une étude menée en 1995 sur plusieurs bassins versants au Nouveau-Brunswick a montré que l'effet des coupes forestières sur les teneurs en nitrites-nitrates dans le sol étaient particulièrement marquées sur les parcelles de bois dur, plus que sur les parcelles de résineux (Jewett *et al.*, 1995). Les concentrations dans le sol et dans les cours d'eau suivaient une évolution temporelle divergente, avec un pic de concentration en plein été dans le sol, et à la fin de l'été / début d'automne dans les cours d'eau.

Les pratiques de fertilisation forestière réalisées dans certains pays accentuent ces effets et les niveaux de concentrations atteints dans les cours d'eau (Binkley *et al.*, 1999; McBroom *et al.*, 2008).

Les nitrates peuvent avoir un effet direct sur la santé des saumons, plus spécifiquement sur la synthèse ou le métabolisme de stéroïdes sexuels, et ce à des niveaux de concentrations de l'ordre de 10 mg/L (Freitag *et al.*, 2015). Selon d'autres études, ils n'auraient pas d'effets chroniques à moins de 100 mg/L (Davidson *et al.*, 2017).

### **Augmentation de la concentration en herbicides (glyphosate)**

Les herbicides à base de glyphosate (N-(phosphonomehyl) glycine) sont aujourd'hui les principaux herbicides utilisés dans l'industrie forestière. Au Canada, c'est le Nouveau-Brunswick qui utilise le plus de glyphosate à l'hectare de forêt exploitée (40% des coupes forestières ont fait l'objet d'épandage en 2014). La foresterie compte pour 61% de l'utilisation totale de glyphosate au Nouveau-Brunswick (OCMOH, 2016). Les applications concernent à chaque année moins de 0,5 % des forêts du Nouveau-Brunswick. Elles sont interdites à moins de 65 m des eaux de surface ainsi que durant des périodes sans vent ou lorsque le vent dépasse 16 km/h. Elles sont réalisées habituellement à la fin de l'été ou au début de l'automne. La toxicité de ces herbicides sur les insectes et sur la faune aquatique a été démontrée de longue date en laboratoire, ainsi que *in situ* avec toutefois des résultats plus variables (Thompson *et al.*, 2004; Relyea, 2005). De manière générale, les concentrations mesurées en glyphosate dans l'environnement aquatique sont faibles et inférieures aux critères de qualité lorsque les épandages sont réalisés selon les normes en vigueur (Adams *et al.*, 2007; Rolando *et al.*, 2017). La présence de glyphosate dans l'eau diminue rapidement dans les jours suivant l'épandage tandis que les concentrations dans les sédiments benthiques peuvent persister plus longtemps, jusqu'à 18 mois après l'application (Rolando *et al.*, 2017).

Au Canada, les seuils de concentration admissibles sont de 27 mg/L pour l'effet aigu et 0,8 mg/L pour l'effet chronique (CCME, 2012), mais ces valeurs sont de plus en plus remises en question, étant probablement trop élevées. Une revue de littérature internationale réalisée en 2021 sur les risques posés par la présence de glyphosate dans les cours d'eau arrive à la conclusion que des concentrations inférieures à 0,1 µg/L représentent un risque faible tandis que des concentrations supérieures à 1 µg/L représentent un risque élevé (Brovini *et al.*, 2021). Dans le même ordre d'idée, des recherches récentes en écotoxicologie montrent que le glyphosate, même à des concentrations de l'ordre de 0,1 mg/L (100 µg/L), peut affecter les populations de zooplancton et donc l'ensemble de la chaîne alimentaire (Hébert *et al.*, 2021).

Lors d'un échantillonnage réalisé dans plusieurs rivières du Nouveau-Brunswick en 2020 et 2021, les concentrations mesurées en glyphosate et en son sous-produit principal l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) étaient inférieures aux seuils de détection analytique de 1 et 2 µg/L respectivement, que ce soit à court terme après un épandage et un événement de précipitation ou à long terme dans des secteurs ayant subi des traitements répétés au fil des années (MRNDE & SCF, 2021). Ce résultat serait attribuable à la faible proportion de la superficie des bassins versants qui est traitée annuellement, au fait que le glyphosate se fixe rapidement dans le sol et que son transport vers les milieux aquatiques est limité dans les conditions d'application.

De plus, la plupart des études se sont focalisées sur les concentrations en glyphosate, qui est le composé actif des herbicides utilisés dans l'industrie forestière. Or, ces herbicides contiennent aussi des adjuvants (ou agents surfactants ou tensioactifs) qui ont également un effet toxique mais dont la présence et la persistance dans les écosystèmes aquatiques est encore mal évaluée et qui ne font l'objet d'aucun critère de concentration dans l'eau. Ainsi, l'adjuvant rentrant dans la composition de l'herbicide Vision<sup>MD</sup>, largement utilisé dans l'industrie forestière au Nouveau-Brunswick, est le polyoxyéthylène amine (POEA) qui rentre également dans la



composition du Roundup<sup>MD</sup>. Selon des essais réalisés en laboratoire, le POEA serait le composé principalement responsable de la toxicité du Roundup<sup>MD</sup> chez les poissons et les invertébrés aquatiques (Mann et Bidwell 1999; Tsui et Chu, 2003). La toxicité aiguë du POEA pour la grenouille verte serait également bien plus élevée que celle du glyphosate (Howe *et al.* 2004).

En résumé, les connaissances actuelles suggèrent qu'il y aurait peu ou pas de présence de glyphosate dans les cours d'eau lorsque les applications sont réalisées selon les normes en vigueur. En revanche, il n'existe pas encore à l'heure actuel de consensus scientifique sur l'impact de ces faibles concentrations de glyphosate et surtout de l'adjuvant POEA, sur la faune aquatique, incluant les poissons. De plus, si les normes actuellement imposées pour l'épandage d'herbicides en milieu forestier préviennent les risques d'épandage dans les cours d'eau, les ministères ont peu de ressources pour vérifier si les détenteurs de permis d'épandage respectent l'ensemble de ces normes.

À l'automne 2021, à la suite d'audiences publiques sur le sujet de l'épandage de glyphosate en milieu forestier, le Comité permanent des changements climatiques et de l'intendance de l'environnement du Nouveau-Brunswick, composé d'élus, a publié des recommandations incluant notamment l'interdiction de l'épandage de glyphosate à moins de 1 km des habitations et à moins de 100 m des zones naturelles protégées, des cours d'eau et des milieux humides (Comité permanent des changements climatiques et de l'intendance de l'environnement, 2021). L'un des constats de ce rapport est le manque de preuves concernant les effets à long terme du glyphosate, de ses dérivés et des adjuvants sur la santé des êtres humains et de la faune, ce qui demande des actions de protection par application du principe de précaution. Ces recommandations ont jusqu'à maintenant été ignorées par le gouvernement.

Au Québec, l'usage d'herbicides dans les forêts publiques a été interdit en 2001 après une consultation publique du Bureau d'Audience Publique en Environnement (BAPE).

### **Augmentation de la concentration en insecticides (Btk et tébufénozide)**

L'est de l'Amérique du Nord connaît une nouvelle épidémie de tordeuse du bourgeon de l'épinette depuis 2005. Les programmes de protection au Canada consistent à protéger le feuillage de l'année courante afin d'assurer la survie des arbres et limiter les pertes de bois. Des applications d'insecticides sont réalisées tous les deux ans dans les peuplements de sapin et d'épinette blanche et tous les trois ans dans les peuplements d'épinette noir (MacLean *et al.*, 2019). Les produits actuellement utilisés sont le Tébufénozide (sous la formulation Mimic® 240LV et/ou Limit® 240) et le bio-insecticide *Bacillus thuringiensis* K. (Btk). Des traitements à l'aide de phéromones sont également utilisés. Ces insecticides sont susceptibles d'être transportés jusqu'aux cours d'eau, où ils peuvent être présents à l'état de traces étant donné les taux d'application et leur faible persistance. Les études réalisées en laboratoire ont montré que ces produits pouvaient avoir des effets sur la faune aquatique à de fortes concentrations, par exemple :

- une diminution de la sensibilité immunitaire chez le touladi (*Salvelinus namaycush*) à des concentrations de Tébufénozide supérieures à 0,19 mg/L (Hamoutene *et al.*, 2008);
- des concentrations létales moyennes de Tébufénozide de 0,7, 3,0 et 5,4 mg/L de tébufénozide chez le cyprinodonte à tête de mouton (*Cyprinodon variegatus*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) respectivement (US-EPA, 2000);
- une réduction de l'abondance de cladocères (macroplankton) exposées au Tébufénozide (Kreutswieser & Thomas, 1995);



- une inhibition de la croissance des espèces de phytoplancton *Scenedesmus* et *Chlorella* après 72 h d'essai biologique à des concentrations de Tébufénozide entre 0,12 à 0,15 mg/L (Gomez de Barreda *et al.*, 2004);

Lors d'expérimentations menées à l'échelle de mésocosmes, Edge *et al.* (2022) ont constaté peu d'effets directs du Tébufénozide sur les larves d'amphibiens et sur les communautés de zooplancton, et des effets subtiles sur les communautés microbiennes. Le Btk n'aurait pas non plus d'effet nuisible sur les communautés benthiques (Richardson & Perrin, 1994), même à des doses plus de 100 fois supérieures aux concentrations attendues dans l'environnement.

Historiquement, d'autres insecticides ont été utilisés tels que le DDT dans les années 1970 et l'amminocarbe (sous la formulation Matacil®) jusqu'à la fin des années 1980. Ces produits avaient d'importants effets toxiques sur le saumon (Brown & Fairchild, 2003; Arsenault *et al.*, 2004)

#### **Augmentation de la concentration en mercure**

Certains métaux, en particulier le mercure, ont tendance à s'accumuler dans la matière organique du sol forestier et peuvent, à la suite des perturbations découlant des activités forestières, être lessivés vers les cours d'eau et les plans d'eau, puis entrer dans la chaîne alimentaire sous forme de méthylmercure et s'y bioaccumuler (St-Onge *et al.* 2001). Garcia & Carignan (1999, 2000) ont démontré que les concentrations en méthylmercure étaient significativement plus élevées chez le zooplancton et le grand brochet dans les lacs du bouclier canadien dont les bassins versants ont subi des coupes comparativement à ceux sans perturbations. Cet impact est également présent dans les cours d'eau et dépendrait du type d'exploitation réalisé au sein du bassin versant. Ainsi, dans une étude comparative menée sur trois bassins-versants du nord du Nouveau-Brunswick, le bassin versant ayant subi la plus grande proportion de coupe à blanc mais une perturbation totale modérée présentait des concentrations en méthylmercure dans l'eau plus élevées, mais une biomagnification dans la chaîne alimentaire plus faible que les bassins versants avec une perturbation totale faible à élevée mais moins de coupe à blanc (Negrazis *et al.*, 2022).

#### **4.2.5 Les effets sur les écosystèmes aquatiques l'habitat du saumon**

Comme indiqué précédemment, les coupes forestières ont pour effet d'augmenter la température de l'eau (section 4.2.3), les concentrations en nutriments (section 4.2.4), ainsi que de l'ensoleillement des cours d'eau lorsque les bandes riveraines sont coupées. Ces changements stimulent la production primaire (algues, phytoplancton) qui constitue la base de la chaîne alimentaire des cours d'eau (Dallaire, 2006; Martin *et al.*, 2000; cités par FQSA-DGR, 2012). Certaines études ont ainsi montré que l'abondance et la diversité des espèces de diatomées était inversement corrélée avec les superficies déboisées au sein du bassin versant (Naymik *et al.*, 2005).

Les perturbations engendrées par les coupes forestières ont également un impact sur les insectes benthiques, qui constituent l'alimentation des saumons juvéniles. Ainsi, une augmentation de l'abondance mais une diminution de la diversité spécifique de la faune benthique est observée lorsque des coupes forestières sont réalisées sur des superficies de plus de 10% du bassin versant (Naymik *et al.*, 2005; Martel *et al.*, 2007; Reid *et al.*, 2010). Ces modifications peuvent persister plus d'une dizaine d'année après les coupes, particulièrement dans les grands cours d'eau. Cet effet à long terme serait dû à l'augmentation des sédiments dans les interstices de la couche granulaire du substrat des cours d'eau. La présence de bandes riveraines permet d'atténuer cet impact (Martel *et al.*, 2007; Reid *et al.*, 2010).



Si l'augmentation de l'abondance de la faune benthique peut sembler a priori positive pour le saumon, les observations montrent au contraire que dans cette situation, la densité des poissons prédateurs tend à diminuer et est même inversement corrélée à celle de la faune benthique dans les cours d'eau en aval (Erdozain et al., 2021b). Cela serait dû à la prépondérance d'espèces benthiques plus tolérantes aux conditions environnementales mais qui ont une moins grande valeur énergétique pour les jeunes saumons (Poff & Huryn, 1998, cité par FQSA-DGR, 2012) et qui sont davantage prisées par d'autres prédateurs tels que les cyprinidés et les cottidés.

La relation directe entre les pratiques forestières et les populations de saumon est plus difficile à mettre en évidence étant donné les échelles spatiales et temporelles et la diversité des processus mis en jeu (Roberge 1996, St-Onge et al. 2001). Deschênes et al. (2007) ont montré que les coupes forestières avaient un impact important sur la présence et la densité de jeunes saumons, mais que cet effet variait selon le contexte du milieu local et l'échelle spatiale considérée (voir section 4.2.7 sur les effets cumulatifs). Un taux de coupe de 29% de la superficie du bassin versant a été identifié comme seuil critique pour observer un effet sur la densité des saumons juvéniles (Deschênes et al., 2007; Lapointe et al., 2004, cité par FQSA-DGR, 2012).

#### **4.2.6 Le rôle spécifique des chemins forestiers**

La construction de routes a une contribution importante dans l'effet de l'exploitation forestière sur les cours d'eau :

##### **Augmentation du ruissellement, devancement et intensification du débit de crue**

Les chemins forestiers contribuent au devancement et à l'augmentation du débit la crue du fait de la faible perméabilité de leur surface et des écoulements préférentiels qu'ils génèrent. Selon Jones & Grant (1996), un réseau routier occupant 6% du territoire occasionne des modifications à l'hydrogramme aussi importantes qu'une coupe forestière de la totalité du bassin versant sans chemin forestier.

##### **Augmentation du transport sédimentaire**

L'apport supplémentaire de sédiments vers le cours d'eau par les chemins forestiers est dû à :

- L'érosion en ravines et en rigoles qui se forment à la surface des chemins forestiers lors de fortes pluies, ainsi que l'érosion dans les fossés (Elliot et al., 2009);
- Les mouvements de masse (glissements de terrain) dus à la gravité dans les zones de forte pente;
- la susceptibilité à l'érosion des zones de déblais-remblais;
- la construction et l'entretien des structures de traverses de cours d'eau (Wellman et al., 2000, Wheeler et al., 2005; cités par Gagnon-Poiré, 2017).

Selon certaines études, jusqu'à 90 % de la production de sédiments dans le milieu forestier peut être attribuable au réseau routier (Chang, 2006, cité par FQSA-DGR, 2012). Une étude menée au Québec par Dubé et al. (2006) a permis de démontrer que la construction de ponceaux, même si elle est réalisée selon les normes en vigueur, pouvait produire de la sédimentation en aval sur une distance de 200 m pour une période de plus de 3 ans. Selon Murphy & Milner (1997), le nombre de ponts et de ponceaux aménagés dans le bassin versant serait positivement corrélé à la charge de sédiments fins retrouvés dans les cours d'eau.



## Obstacles au déplacement des poissons

La présence de chemins forestiers implique celle de traverses de cours d'eau, principalement des ponceaux, qui peuvent constituer des obstacles au déplacement des poissons de différentes manières (Gagnon-Poiré, 2017) :

- une vitesse d'écoulement trop élevée;
- une profondeur d'eau trop faible;
- la présence d'une chute d'eau infranchissable en aval;
- une baisse de luminosité à l'intérieur du ponceau;
- la présence d'obstacles (débris organiques, sédiments) dans le ponceau.

Ces structures ont alors un impact sur la densité des populations de poissons en amont et en aval (Pépino *et al.*, 2012). Une étude réalisée dans la rivière Cascapédia en Gaspésie (Lapointe *et al.*, 2004) a mis en évidence que les densités les plus faibles de jeunes saumons étaient observées à proximité de sites où la densité routière s'élevait à plus de 2,4 km/km<sup>2</sup>.

Si les chemins principaux sont habituellement entretenus pour des raisons de sécurité routière, ce n'est pas le cas des chemins de plus petite envergure qui sont habituellement utilisés durant une courte période, puis abandonnés, ce qui provoque la défaillance des ponceaux et a des conséquences sur le milieu aquatique (Keller & Ketcheson, 2015, cité par Paradis-Lacombe, 2018). Les ponceaux en mauvais état peuvent en effet devenir des obstacles au passage des poissons et générer de grandes quantités de sédiments dans le cours d'eau (Elliott *et al.*, 1996, cité par Gilbert *et al.*, 2021; Bérubé *et al.*, 2010).

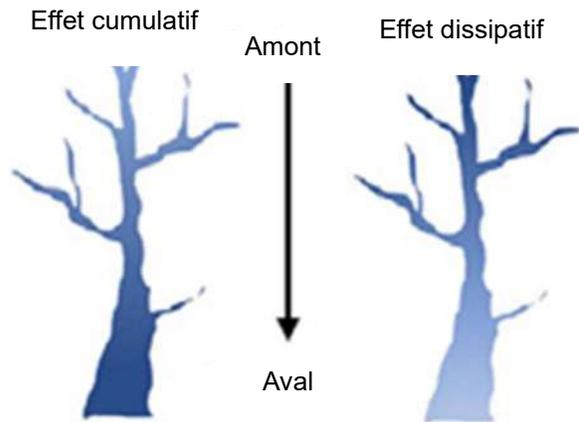
### 4.2.7 Effets à long terme et cumulatifs à l'échelle des bassins versants

Comme mentionné tout au long des sections précédentes, les quelques études qui ont suivi des cours d'eau sur le long terme après des coupes forestières sur leur bassin versant montrent que certains impacts sont réversibles au fur et à mesure de la reprise de la végétation (effet sur le régime hydrologique, le transport sédimentaire, la température de l'eau, la qualité de l'eau). Toutefois, d'autres effets sont irréversibles :

- l'élargissement du chenal d'écoulement (Lyons & Beschta, 1983; Dose & Ropper, 1994, cités par FQSA-DGR, 2012);
- l'aggradation et le creusement du lit des cours d'eau selon les secteurs (Davies *et al.*, 2005, cité par FQSA-DGR, 2012);
- la diminution de la diversité morphologique des cours d'eau avec la disparition de certains faciès comme des fosses et des radiers (Davies *et al.*, 2005, cité par FQSA-DGR, 2012; Mallik *et al.*, 2011);
- la diminution de l'abondance et de la diversité spécifique de la faune benthique (Martel *et al.*, 2007; Reid *et al.*, 2010).

De plus, si certains des effets des coupes forestières mentionnés aux sections précédentes restent localisés dans les cours d'eau à proximité de l'endroit où sont réalisés ces coupes (par exemple l'effet du déboisement des bandes riveraines sur la température de l'eau), d'autres effets peuvent se répercuter sur l'ensemble des cours d'eau situés en aval, qui accumulent alors les impacts des coupes forestières, mais aussi des autres activités anthropiques (agriculture, industries, urbanisation du territoire) qui ont lieu sur leur bassin versant. La démonstration scientifique de ces effets cumulatifs est complexe compte des échelles spatiale et temporelle de la diversité des processus mis en jeu. Certains facteurs peuvent s'accumuler au fil du réseau hydrographique et devenir plus importants en aval qu'en amont (effet cumulatif), et d'autres facteurs peuvent devenir moins

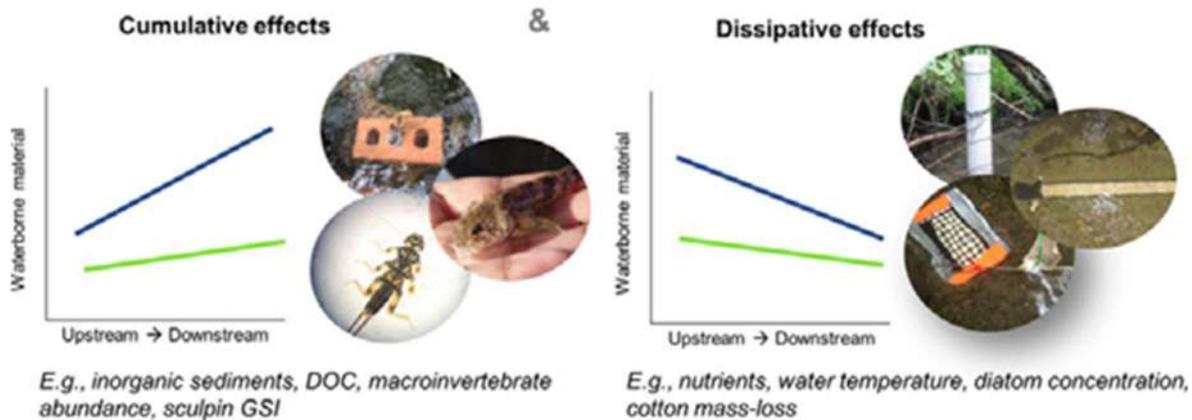
importants en aval qu'en amont (effet dissipatif) grâce notamment à l'effet de dilution ou aux réactions physico-chimiques (figure 14).



**Figure 14: Représentation des effets cumulatifs et dissipatifs au sein d'un réseau hydrographique, d'après Erdozain et al. (2021b)**

Les études menées dans la rivière Cascapédia ont mis en évidence des modifications de la faune benthique (augmentation de l'abondance mais perte de diversité) à plus de 8 km en aval des coupes forestières, ce qui serait dû au transport et à l'accumulation de sédiments dans le lit du cours d'eau (Deschênes *et al.*, 2007; Martel *et al.*, 2007).

Une étude a été menée en 2017 et 2018 sur trois bassins versants du nord du Nouveau-Brunswick avec l'objectif spécifique de déterminer les effets cumulatifs de l'exploitation forestière sur l'ensemble des cours d'eau en aval (Erdozain *et al.*, 2021a, 2021b). Le bassin versant sélectionné pour son exploitation forestière intensive est celui de la rivière Black Brook, un sous-bassin versant de la rivière Restigouche. Le deuxième site est un sous bassin de la rivière Quisibis, faisant l'objet d'une exploitation extensive avec moins d'interventions et une régénération naturelle. Enfin le troisième site est un sous-bassin de la rivière Charlo soumis à une gestion minimale et servant de bassin de référence. Les résultats confirment que les effets connus des coupes forestières sur les petits cours d'eau (voir sections précédentes) sont également observés en aval. Un effet cumulatif est constaté pour les concentrations en sédiments inorganiques, la demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que l'abondance et la diversité des populations benthiques. Un effet dissipatif est observé pour les concentrations en nutriments et en sédiments organiques, la température et les communautés de diatomées (figure 15).



**Figure 15: Effets cumulatifs et dissipatifs des coupes forestières sur les cours d'eau selon Erdozain et al. (2021a et 2021b). En bleu : bassins versants ayant subi des coupes forestières intensives, en vert : bassin versant témoin**

Ces différentes tendances le long du réseau hydrographique impliquent une modification de l'équilibre des écosystèmes aquatiques entre l'amont et l'aval. Ainsi, le type d'alimentation pour la production primaire est modifié avec une augmentation des sédiments inorganiques et une diminution des nutriments, ce qui impliquerait une diminution de l'efficacité des transferts énergétique dans la chaîne alimentaire et expliquerait en partie pourquoi la densité de certains poissons prédateurs comme le saumon diminue alors que celle du benthos augmente (Erdozain et al., 2021b; Brett et al., 2017).

La comparaison des résultats entre les bassins versants indique que le transport sédimentaire dans les cours d'eau est plus important dans les bassins versants ayant subi les coupes forestières les plus intenses, alors que l'activité de dégradation de la litière foliaire diminue. La voirie forestière serait le facteur ayant le plus d'impact sur les milieux aquatiques, et le type d'intervention (récolte partielle vs coupe à blanc) a plus d'influence que l'intensité globale des pratiques forestières (Erdozain et al., 2022).

L'ensemble des effets de l'exploitation forestière sur les cours d'eau, l'habitat, la croissance et la survie des saumons, tels que présentés dans les sections précédentes, sont synthétisés dans le tableau 1. L'intensité de ces effets peut toutefois être très variable selon les études et les caractéristiques physiques et géographiques des sites étudiés. Le facteur ayant le plus grand impact est le transport sédimentaire qui a de multiples sources (érosion des sol, chemins forestiers, traverses de cours d'eau, érosion des berges due à l'augmentation des débits de pointe) et de multiples effets (modification du lit des cours d'eau et des habitats, colmatage des frayères, augmentation de la turbidité de l'eau) dont certains ne sont réversibles qu'à long terme ou sont permanents.

**Tableau 1 : Synthèse des effets des coupes forestières sur les caractéristiques des cours d'eau, l'habitat et la survie des salmonidés**

Composante	Processus au niveau terrestre	Effet principal sur le cours d'eau	Effet sur l'habitat des salmonidés	Effet potentiel sur la croissance et la survie des salmonidés	Réversibilité avec la régénération forestière	Effet le long du réseau hydrographique
<b>Régime hydrologique</b>						
Débit de crue	Diminution de l'évapotranspiration, augmentation du ruissellement	Devancement et augmentation du débit de pointe	Mise en mouvement du matériau granulaire	Mortalité des œufs et des alevins	Réversible à long terme (> 10 ans)	Cumulatif
		Élargissement du lit	Diminution de la hauteur d'eau, perte d'habitats	Baisse du taux de survie lors des étiages estivaux	Réversible à long terme (> 10 ans)	Cumulatif
Débit d'étiage	Diminution de l'évapotranspiration, augmentation à court terme du niveau de la nappe phréatique  Diminution de l'infiltration, diminution à long terme du niveau de la nappe phréatique	Augmentation à court terme des débits d'étiage	Augmentation de la hauteur d'eau		Réversible à court terme (< 10 ans)	Dissipatif
		Diminution à long terme des débits d'étiage	Diminution de la hauteur d'eau et de la température de l'eau en été	Baisse du taux de survie lors des étiages estivaux	Réversible à long terme (> 10 ans)	Dissipatif
<b>Transport sédimentaire</b>						
Transport sédimentaire	Augmentation de l'érosion des sols, accentuée par la coupe des bandes riveraines et par les chemins forestiers	Augmentation du transport sédimentaire (érosion, sédimentation)	Colmatage du substrat, des frayères	Mortalité des œufs et des alevins	Permanent	Cumulatif
			Diminution de la diversité de la faune benthique	Perte d'abondance	Réversible à long terme (> 10 ans) dans les petits cours d'eau	Cumulatif
		Élargissement du lit	Diminution de la hauteur d'eau, perte d'habitats	Baisse du taux de survie lors des étiages estivaux	Réversible à long terme (> 10 ans)	Cumulatif
		Aggradation du lit	Perte d'habitats (ex: fosses, radiers)	Modification du comportement, perte d'abondance	Permanent	Dissipatif (surtout près des coupes)
		Augmentation de la concentration en sédiments fins	Turbidité	Mortalité des alevins, modification de comportement	Réversible à court terme (< 10 ans)	Cumulatif

**Tableau 1 (suite) : Synthèse des effets de la récolte forestière sur les caractéristiques physiques des cours d'eau, l'habitat, la croissance et la survie des salmonidés**

Composante	Processus au niveau terrestre	Effet principal sur le cours d'eau	Effet sur l'habitat des salmonidés	Effet potentiel sur la croissance et la survie des salmonidés	Réversibilité avec la régénération forestière	Effet cumulatif ou dissipatif le long du réseau hydrographique
<b>Température de l'eau</b>						
<b>Température de l'eau</b>	Coupe des bandes riveraines	Augmentation de la radiation solaire directe	Augmentation de la température de l'eau Diminution de l'oxygène dissous	Augmentation de la taille des alevins Mortalité et modification du comportement en période estivale	Réversible à court terme (< 10 ans)	Dissipatif
	Augmentation de la température du sol et de l'eau souterraine (écoulements hyporhéiques)	Augmentation de la température de l'eau des résurgences, notamment dans les refuges thermiques	Augmentation de la production primaire			
<b>Qualité de l'eau</b>						
<b>Nutriments</b>	Augmentation du lessivage des nutriments du sol	Augmentation de la concentration en nutriments (azote surtout)	Augmentation de la production primaire	Toxicité chronique (possible)	Réversible à court terme (< 10 ans)	Dissipatif
<b>Oxygène dissous</b>	Augmentation du transport de débris et de particules organiques	Augmentation de la DCO et de la DBO <sub>5</sub> Diminution de l'oxygène dissous	Diminution de l'oxygène dissous	Mortalité et modification du comportement	Réversible à court terme (< 10 ans)	Cumulatif
<b>Herbicides</b>	Lessivage d'herbicide (glyphosate et POEA)	Augmentation de la concentration en glyphosate et POEA		Toxicité chronique (possible)	Réversible à court terme (< 10 ans)	Dissipatif
<b>Mercure</b>	Lessivage de la matière organique	Augmentation de la concentration en méthylmercure	Bioaccumulation de méthylmercure dans la chaîne alimentaire	Toxicité chronique	Réversible à court terme (< 10 ans)	Inconnu



## 4.3 Adapter les pratiques forestières pour protéger l'habitat du saumon

### 4.3.1 Efficacité des pratiques de gestion bénéfiques

Les effets connus des pratiques forestières sur les cours d'eau, énumérés à la section précédente, sont liés aux superficies déboisées au sein du bassin versant, au déboisement des bandes riveraines, au réseau de chemins forestiers et des traverses de cours d'eau, et aux méthodes d'exploitation (type de coupe, mode de régénération après coupe, mode de désherbage). Des pratiques forestières destinées à atténuer ces effets, aussi appelées pratiques de gestion bénéfique ou PGB (best management practices ou BMP en anglais) ont été imposées et mises en application depuis plusieurs années en Amérique du Nord pour protéger les milieux aquatiques, qu'ils soient fréquentés ou non par le saumon atlantique. Elles consistent principalement à limiter la superficie des coupes forestières au sein des bassins versants, préserver les bandes riveraines, limiter les coupes à blanc, mais aussi à mieux gérer la récolte mécanisée et le réseau routier.

De nombreuses études ont démontré l'efficacité de ces PGB sur les débits de pointe, l'érosion et la pollution diffuse par les nutriments. Ces études ont été menées sur des bassins versants jumelés dont certains font l'objet de PGB et d'autres d'exploitation intensive sans PGB. Les résultats indiquent que les PGB permettent d'améliorer la qualité de l'eau lorsqu'elles sont appliquées correctement et que leur efficacité varie selon les régions et les sites étudiés (Cristan *et al.*, 2016; Warrington *et al.*, 2017). Arthur *et al.* (2007) ont observé que les charges en sédiments dans les cours d'eau étaient 30 fois supérieures dans un bassin versant exploité de manière intensive sans PGB que dans un bassin versant non exploité, mais seulement 14 fois supérieure dans un bassin versant faisant l'objet de PGB. Dix-sept mois après la fin des récoltes forestières, ces proportions tombaient à 6,5 et 4 fois respectivement. Les mêmes conclusions s'appliquent aux concentrations en nutriments ainsi qu'au débit. Dans certains cas, les concentrations en nutriments (azote et phosphore) dans les cours d'eau n'augmentent pas de manière significative après une exploitation forestière intensive incluant des coupes à blanc avec application de PGB (McBroom *et al.*, 2008).

Comme mentionné précédemment, les effets de l'exploitation forestière sur les écosystèmes aquatiques et l'habitat du saumon sont multifactoriels et peuvent donc varier beaucoup d'une région à l'autre et même d'un bassin versant à l'autre. C'est donc également le cas pour l'efficacité des mesures de gestion bénéfique. C'est pourquoi une gestion forestière intégrée, écosystémique et adaptée par bassin versant est à favoriser autant que possible pour trouver un compromis plus efficace entre récolte de bois et protection des écosystèmes aquatiques.

De plus, des dispositions particulières, souvent plus strictes, sont nécessaires pour protéger les cours d'eau fréquentés par les salmonidés, plus précisément par le saumon atlantique.

### 4.3.2 Le contexte des pratiques de gestion bénéfique dans l'exploitation forestière au Nouveau-Brunswick

Un régime d'aménagement forestier (RAF) pour les terres de la Couronne a été adopté en 1982 à la suite de la promulgation de la **Loi sur les terres et forêts de la Couronne** (LTFC; L.N.-B. 1980, ch. C-38.1). Cette Loi prévoyait l'établissement de permis de coupe sur les terres de la Couronne et confiait à l'industrie forestière



(titulaires de permis) la responsabilité d'aménager les terres visées par les permis. Le cadre de travail est décrit dans le **Manuel d'aménagement forestier (MAF)** publié en 2014, qui fait partie de l'**Accord d'aménagement forestier (AAF)** et qui établit les responsabilités précises des titulaires de permis et du ministre relativement à l'aménagement et à l'utilisation des terres de la Couronne (MRNDE, 2014a). Une nouvelle version du MAF est actuellement en préparation. Il y a actuellement cinq titulaires de permis et une quarantaine de titulaires de sous-permis qui aménagent les forêts publiques à l'échelle de la province.

Le MAF inclut plusieurs PGB visant la protection des habitats fauniques, de la qualité de l'eau, des écosystèmes aquatiques ainsi que la réduction de la perturbation du sol. Les mesures liées à la réduction de l'érosion sont :

- limiter l'orniérage;
- concevoir et installer les chemins forestiers et les traverses de cours d'eau selon les normes en vigueur afin de limiter l'érosion et favoriser le libre passage du poisson;
- préserver des bandes riveraines à proximité des cours d'eau et des milieux humides d'au moins 30 m de largeur pour les cours d'eau permanents et les milieux humides de plus de 1 ha, et d'au moins 7 m (avec coupe partielle) pour les cours d'eau intermittents et les milieux humides de moins de 1 ha (voir section 4.3.5).

Selon la **Loi sur l'assainissement de l'eau (L.N.-B. 1989, ch. c-6.1)** et le **Règlement sur la modification des cours d'eau et des terres humides (RMCETH)**, toute personne travaillant dans ou à moins de 30 mètres d'un cours d'eau ou d'un milieu humide doit obtenir un permis.

Le gouvernement a également publié en 2014 une stratégie forestière, qui énonce plusieurs nouvelles orientations en matière d'aménagement des terres de la Couronne avec comme objectif principal d'augmenter l'intensité d'exploitation de bois d'œuvre dans les forêts publiques de la province (RNDE, 2014b). Les opérations forestières menées sur les terres de la Couronne font l'objet chaque année de milliers de vérifications sur le terrain effectuées par le personnel du MRNDE pour s'assurer que les règlements, politiques et plans d'exploitation sont suivis conformément au MAF.

Les propriétaires de boisés privés sont également tenus de respecter les lois fédérales et provinciales en vigueur, incluant le RMCETH. L'application de la plupart des autres PGB n'est pas obligatoire mais recommandée. Un guide des bonnes pratiques, basées sur le programme international SFI (Sustainable Forestry Initiative®), a été publié à cette fin en 2011 (Comité d'application du programme SFI du Nouveau-Brunswick, 2011). Ce guide couvre le plan d'aménagement forestier, la construction des chemins, la sylviculture et la planification opérationnelle. La forêt privée occupe 30% du territoire forestier exploité de la province.

### **4.3.3 Le contexte réglementaire et des pratiques de gestion bénéfique dans l'exploitation forestière au Québec**

Le gouvernement du Québec a adopté **La Loi sur l'aménagement durable des forêts (LADF, A-18.1)** en 2013, basée sur les critères du Conseil canadien des ministres des forêts. L'ambition de cette loi était que l'aménagement des forêts contribue à la conservation de la diversité biologique, au maintien et à l'amélioration de l'état et de la productivité des écosystèmes forestiers, à la conservation des sols et de l'eau et au maintien de l'apport des écosystèmes forestiers aux grands cycles écologiques.



Les plans généraux d'aménagement forestiers doivent également intégrer les Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV) qui ont été adoptés en 2005 à la suite d'une vaste consultation publique (MFFP, 2015a). L'un de ces OPVM vise à limiter les superficies de coupe dans les bassins versants de rivières à saumon afin de réduire l'effet du déboisement sur les débits de pointe (Langevin, 2004).

La **stratégie d'aménagement durable des forêts (SADF)** a été publiée en 2015 et est à la **base de toutes les politiques et actions du Ministère, aussi bien en terre publique que privée (MFFP, 2015b)**. La SADF insiste sur l'importance d'adopter une approche écosystémique dans l'industrie forestière, en considérant les impacts sur l'ensemble de l'écosystème aquatique et du milieu environnement, et non plus seulement sur certaines problématiques rapidement détectables dans les cours d'eau. Deux objectifs concernent spécifiquement le transport sédimentaire et la protection des milieux aquatiques :

- réduire les perturbations du sol qui nuisent au fonctionnement des écosystèmes et qui diminuent la productivité de la forêt à long terme, en améliorant les mesures pour contrer l'orniérage et les pertes de superficies productives associées au réseau routier et aux abords des chemins
- protéger le milieu aquatique en améliorant les interventions forestières et l'aménagement du réseau routier et en assurant le respect d'un niveau maximal de déboisement (aire équivalente de coupe) dans les bassins versants de rivières à saumon atlantique et certaines rivières à ouananiche.

Les activités d'aménagement forestier sont encadrées par la **Loi sur l'aménagement durable des forêts (LADF, A-18.1)**. Sur les terres publiques, c'est **Le règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État (RADF, A-18.1, r. 0.01)**, été adopté en 2018. Ce règlement a remplacé le règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) qui datait de 1988 et qui contenait déjà de nombreuses normes visant à protéger les milieux aquatiques, en particulier de l'apport de sédiments dans les cours d'eau (MRN, 1997). Le RADF inclut des mesures destinées à réduire l'érosion et le transport de sédiments vers les cours d'eau, notamment :

- préserver des bandes riveraines (ou lisières boisées) d'au moins 20 m de part et d'autre des cours d'eau permanents (voir section 4.3.5);
- limiter l'orniérage (art. 45);
- réduire l'érosion des routes forestières (art. 77);
- construire des traverses de cours d'eau bien conçues, durables (art. 96 à 102, 108, 109) et permettant le libre passage du poisson (art. 103 à 108);
- des dispositions pour la fermeture des chemins (art. 81), même si aucune obligation n'est formulée à ce sujet (voir section 4.3.6).

La forêt privée occupe 16 % de l'ensemble de la superficie forestière productive de la province (MFFP, 2015b). Ce sont les agences régionales de mise en valeur de la forêt privée qui définissent des orientations de planification régionale et administrent le programme d'aide technique et financière pour la réalisation des travaux sylvicoles. Ces agences sont également tenues d'élaborer un plan de protection et de mise en valeur (PPMV) propre à chaque MRC de son territoire. Les producteurs doivent également respecter les lois et règlements en vigueur, tels que la Loi sur la Qualité de l'Environnement et les règlements associés. Ainsi, seules des coupes partielles sont autorisées dans la bande riveraine des cours d'eau, d'une largeur de 10 ou 15 m



selon la pente de la berge, afin d'y maintenir au moins 50% de couvert forestier et en laissant en place des arbres répartis uniformément (*Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles*, art. 36).

Des guides de saines pratiques ont été publiés pour l'aménagement des chemins forestiers et des ponceaux (MRN, 2001; MPO, 2016) ainsi que pour les travaux en forte pente (MRN, 1998) aussi bien en terre publique que privée.

#### 4.3.4 Limiter les superficies déboisées au sein des bassins versants

La limitation des superficies déboisées au sein des bassins versants fait partie des PGB adoptées dans certains pays et dans certaines provinces du Canada. Elle s'exprime la plupart du temps en aire équivalente de coupe (AEC), qui représente la surface cumulative du bassin versant qui a été récoltée ou déboisée de diverses façons naturelles au cours des années, exprimée en termes d'une superficie fraîchement coupée au cours de la dernière année. Le concept d'AEC a été développé par l'USDA en 1974.

Cette approche est largement utilisée aux États-Unis et au Canada. Cependant la valeur limite d'AEC permise varie selon les provinces et selon les enjeux spécifiques des bassins versants. En Colombie-Britannique, l'AEC est limitée à 20% pour les cours d'eau alimentant une source d'eau potable, 25% pour les cours d'eau à haute valeur piscicole et 30 % pour les autres bassins versants (British Columbia ministry of forests, 1992; Winter et Boon, 2017).

**Au Nouveau-Brunswick**, la notion d'AEC n'est pas considérée dans la réglementation ni les lignes directrices. Les seules limites de superficie de coupe sont de 200 ha dans la plupart des régions de la province (« Stand »), et de 75 ha dans les secteurs plus sensibles aux perturbations naturelles (« Gap »).

Les détenteurs d'une licence ainsi que les compagnies forestières en terre privée sont toutefois tenus de respecter les lois et règlements, et notamment la loi d'Assainissement de l'eau. Cette loi désigne notamment un "secteur protégé des bassins hydrographiques" ainsi qu'un "secteur protégé des champs de captage" visant à protéger les prises d'eau potable, de surface et souterraine respectivement. Dans les secteurs protégés des bassins hydrographiques, les activités forestières sont interdites à moins de 15 m des cours d'eau et limitées à des coupes partielles jusqu'à 75 m, et les coupes à blanc sont limitées à 25 ha dans le reste du bassin versant (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2001). Les activités forestières autorisées sont également limitées dans les secteurs protégés de champs de captage, qui sont le plus souvent localisés à proximité de la prise d'eau souterraine.

**Au Québec**, l'AEC est limitée dans les bassins versants de rivières à saumon en vertu d'un OPMV de 2004 (Langevin, 2004). Cet OPMV suggère qu'une "AEC maximale de 50 % soit appliquée à tous les bassins de rivières à saumon atlantique du Québec, ainsi qu'aux bassins versants de 100 km<sup>2</sup> et plus de leurs tributaires qui, classés comme habitats du saumon, sont protégés en tout ou en partie par une lisière boisée de 60 m selon la Loi sur les forêts (L.R.Q., ch. F-4.1)." Cette mesure vise à limiter l'impact des coupes forestières sur les débits de pointe à l'échelle des grands bassins versants. En revanche, elle ne s'applique pas à l'échelle des sous-bassins versants de moins de 100 km<sup>2</sup>. Les principales lacunes de cette approche sont :

- puisque cette limitation ne s'applique qu'aux bassins versants de plus de 100 km<sup>2</sup>, les coupes forestières peuvent se concentrer sur certains secteurs et couvrir plus de 50% de la superficie des petits bassins versants de moins de 100 km<sup>2</sup>. Cela est susceptible de provoquer une augmentation drastique des débits



de pointe dans des tributaires qui constituent un habitat important pour le saumon, celui-ci étant capable de coloniser des sous-bassins versants de faible superficie (20 à 40 km<sup>2</sup>);

- cette mesure ne prend pas non plus en considération l'impact des coupes forestières sur les autres aspects de l'habitat du saumon tels que le transport sédimentaire, les modifications hydrogéomorphologiques, la qualité de l'eau et les composantes biotiques.

Afin de remédier à ces limites, et avec l'objectif spécifique de perturber le moins possible les conditions biophysiques de l'habitat des saumons juvéniles, la FQSA recommande plutôt de limiter le déboisement à 25-30 % AEC du bassin versant des cours d'eau coulant en milieu alluvial ou semi-alluvial, et à 40-50 % pour les cours d'eau à forte pente coulant sur un substrat grossier non facilement érodable. Ces limites devraient s'appliquer à tout cours d'eau colonisé ou potentiellement colonisé par le saumon atlantique, à quelque stade de son cycle vital que ce soit, et par conséquent inclure ceux drainant un sous-bassin versant dont la superficie est supérieure à 20 km<sup>2</sup> entre 20 et 40 km<sup>2</sup> (FQSA-DGR, 2012).

L'approche des AEC pour limiter l'effet des coupes forestières sur le débit des cours d'eau est une représentation très simplifiée de la relation complexe et multifactorielle entre le milieu forestier et le réseau hydrographique, et cette relation peut varier beaucoup d'un bassin versant à l'autre. C'est pourquoi l'utilisation des AEC doit autant que possible être adaptée aux caractéristiques des bassins versants (superficie, topographie, climatologie) et en combinaison avec d'autres mesures visant à protéger les cours d'eau (Winkler & Boon, 2017).

Plusieurs auteurs recommandent également d'adapter la distribution spatiale de la récolte forestière selon la sensibilité hydrologique au ruissellement (pente, type de sol) ou l'enneigement. Selon Zhao *et al.* (2021), le fait d'identifier et d'éviter les zones sensibles au ruissellement lors des coupes partielles peut réduire le débit de pointe de 40 %. Le fait de concentrer les coupes totales dans des zones à forte accumulation de neige peut aussi réduire les débits de pointe de fonte de neige.

#### 4.3.5 Préserver les bandes riveraines

Comme indiqué à la section 4.1.2, les bandes riveraines jouent un rôle important d'interface entre le milieu forestier et le milieu aquatique. Dans le contexte de l'exploitation forestière, leur rôle principal est de protéger les milieux aquatiques des perturbations engendrées par les coupes forestières. Ainsi, dans la plupart des études recensées, le fait de laisser des bandes riveraines d'au moins 30 m atténue les effets mesurés des coupes forestières sur les différentes composantes des cours d'eau, que ce soit le régime hydrologique, le transport sédimentaire, la température, la qualité de l'eau ainsi que les composantes biotiques de l'habitat du saumon (voir section 4.2). La préservation de bandes riveraines le long des cours d'eau (ou lisières boisées, ou encore zones tampon) dans l'exploitation forestière est donc un élément incontournable des PGB adoptées partout dans le monde pour protéger les cours d'eau en milieu forestier. Néanmoins, l'efficacité d'une bande riveraine dépend de plusieurs facteurs tels que sa largeur, sa structure, sa composition végétale et son mode de gestion.

La largeur optimale d'une bande riveraine varie d'un site à l'autre et selon les caractéristiques des cours d'eau à préserver. La plupart des études consultées arrivent toutefois aux conclusions suivantes :

- de 10 à 30 m pour protéger la majorité des caractéristiques et des fonctions des cours d'eau, en particulier les caractéristiques physico-chimiques telles que la température (Castelle & Johnson, 2000; Broadmeadow & Nisbet, 2004; Dan Moore *et al.*, 2005; Gomi *et al.*, 2006; Wilkerson *et al.*, 2006);



- au moins 30 m pour préserver les caractéristiques hydrogéomorphologiques des cours d'eau ainsi que leur intégrité écologique, incluant les communautés benthiques (Broadmeadow & Nisbet, 2004; Newbold *et al.*, 1980, cité par FQSA-DGR, 2012; Sweeney & Newbold, 2014);
- plus de 50 m pour une protection optimale des écosystèmes aquatiques, particulièrement dans des milieux sensibles à l'érosion comme des sites à forte pente (Broadmeadow & Nisbet, 2004; Martel *et al.*, 2007).

La littérature scientifique est également unanime sur le fait que la délimitation des bandes riveraines devrait autant que possible suivre une approche systématique et s'appuyer sur des caractéristiques écosystémiques et géomorphologiques, en particulier la largeur des cours d'eau et de leur plaine inondable (Tormos, 2010, Holmes & Goebel, 2011, cités par FQSA-DGR, 2012). Elle devrait également tenir compte des connaissances locales sur la susceptibilité des sols à l'érosion, les effets de pente des rives, la qualité du drainage et les possibilités de chablis (FQSA-DGR, 2012).

Plusieurs études recommandent des bandes riveraines constituées d'au moins deux zones, avec une zone de protection intégrale à proximité du cours d'eau d'au moins 10 m de largeur, et une ou deux zones extérieures plus large avec récolte partielle, dont la largeur peut être adaptée en fonction des caractéristiques du site, incluant notamment la pente du terrain, le type de sol et le type de couverture végétale (Kleinschmidt, 1999; Haberstock *et al.*, 2000; Hawes & Smith, 2005). Dans l'étude de Haberstock *et al.* (2000) qui a été réalisée avec l'objectif spécifique de protéger les rivières à saumon du nord-est des États-Unis, la largeur recommandée de la première zone de protection intégrale est de 11 m et celle de la seconde zone de récolte partielle varie de 12 à 80 m. L'absence totale d'intervention à proximité du cours d'eau vise à préserver autant que possible la capacité d'absorption du sol.

La plupart des études soulignent également l'importance de préserver les bandes riveraines des petits cours d'eau de tête de bassin versant, qui ont, à l'échelle du bassin versant, plus d'influence positive sur la température et la qualité de l'eau que les zones tampons des plus gros cours d'eau en aval (Hawes & Smith, 2005). De plus, ces bandes riveraines présentent souvent un mauvais drainage et sont donc fragiles par rapport à la circulation de la machinerie lourde. C'est particulièrement vrai pour les cours d'eau intermittents qui ont la plus forte proportion de superficies de bandes riveraines fragiles (Bertrand, 2007). Pour ces petits cours d'eau de tête de bassin, incluant les cours d'eau intermittents, la préservation totale des bandes riveraines a toutefois un impact économique important en termes de quantité de bois non récolté à l'échelle de l'ensemble du bassin versant. L'utilisation de bandes riveraines avec coupe partielle représente alors un bon compromis en termes d'avantage/coût (Wilkerson *et al.*, 2006; Sonesson *et al.*, 2021). De nombreux auteurs recommandent également de moduler la protection des bandes riveraines de ces petits cours d'eau en fonction des caractéristiques locales (pente, drainage, couvert forestier, biodiversité; Bertrand *et al.*, 2002).

### **Les bandes riveraines dans la législation**

Les largeurs de bande riveraine qui sont imposées dans la législation nord-américaine sont très variables d'un état ou d'une province à l'autre. La préservation de bandes riveraines trop larges ou trop étendues sur le territoire peut générer des contraintes importantes pour l'exploitation forestière en morcelant les zones exploitées, ce qui peut dissuader les gestionnaires et exploitants (Bren, 1995, cité par Broadmeadow & Nisbet, 2004). Chaque juridiction tente donc de trouver un compromis entre protection et industrie forestière en fonction des connaissances disponibles, des environnements spécifiques et des objectifs de protection des cours d'eau. Les bandes riveraines peuvent être de largeur fixe ou variable, s'appliquer à l'ensemble d'un cours d'eau ou à



certains secteurs spécifiques, et inclure ou non un certain taux de récolte forestière (récolte partielle). Le choix d'une largeur variable est le plus recommandé car il permet de mieux s'ajuster aux spécificités locales mais suppose une bonne connaissance préalable du territoire, ce qui rend cette approche plus complexe à intégrer au niveau réglementaire et à faire appliquer sur le terrain (Richardson *et al.*, 2012). La notion de récolte partielle autorisée dans la bande riveraine, et les restrictions correspondantes, diffèrent également d'une juridiction à l'autre.

L'approche adoptée dans **l'État de Washington** consiste à préserver des bandes riveraines constituées de trois zones dont la largeur totale correspond à la hauteur potentielle des arbres, soit entre 25 et 60 m environ (WFPA, 2022) :

- une première zone de 15 m en bordure immédiate du cours d'eau sans aucune intervention permise;
- une zone intermédiaire où deux options de récolte partielles sont autorisées, soit la récolte des petits arbres uniquement sur l'ensemble de cette zone ou bien une récolte partielle à partir de 24 m du cours d'eau;
- une zone extérieure avec récolte partielle

Dans **l'État de l'Oregon**, la largeur des bandes riveraines est fonction du débit annuel du cours d'eau à protéger et peut être de 15, 21 ou 30 m. Aucune intervention n'est autorisée à moins de 6 m du cours d'eau, une récolte partielle étant autorisée dans le reste de la bande riveraine (ODF, 2022).

Dans **l'État du Maine**, la largeur des bandes riveraines est fonction de la taille du bassin versant, soit 75 m pour un bassin versant de plus de 65 km<sup>2</sup> et 23 m pour un bassin versant entre 1,2 et 65 km<sup>2</sup>. Une récolte partielle est autorisée dans les deux cas (Maine Forest Service, 2014).

**En Colombie-Britannique**, le Code de pratiques forestières définit six catégories d'aires riveraines d'aménagement (ARA) en fonction de la largeur des cours, la présence de poissons dans les cours d'eau et l'utilisation dite "communautaire" du bassin versant, c'est-à-dire la présence de prises d'eau potable (Province of British Columbia, 1995). Les ARA comportent une zone "Réserve" qui doit être maintenue intacte et une zone "Management" où certaines activités forestières sont autorisées. La largeur des ARA varie de 20 m dans les petits cours d'eau exempts de poisson à 100 m le long des rivières de plus de 100 m de largeur. Le Code des pratiques forestières inclut également des mesures additionnelles pour les cours d'eau comportant des populations de poissons sensibles ou encore s'ils soutiennent des activités de pêche de grande valeur. En revanche, la protection totale des bandes riveraines n'est pas requise pour les cours d'eau de moins de 1,5 m de largeur ni dans ceux de moins de 3 m de large qui ne font pas l'objet d'activité de pêche (Forest Practices Board, 2018).

**En Alberta**, la largeur des bandes riveraines à préserver varie selon la taille du cours d'eau, soit 100 m pour les grands cours d'eau et 30 m pour les petits cours d'eau incluant les cours d'eau intermittents. Aucune récolte n'est autorisée dans les 10 premiers mètres, et le mode de récolte est limité et soumis à un permis dans le reste de la bande riveraine.

**Au Nouveau-Brunswick**, la largeur minimale des bandes riveraines est de (MRNDE, 2014a) :

- 30 m pour les cours d'eau permanents, les cours d'eau intermittents de plus de 0,5 m de largeur et les milieux humides de plus de 1 ha, avec une récolte partielle autorisée à partir de 7 m du cours d'eau;



- 7 m pour les cours d'eau intermittents de moins de 0,5 m de largeur et les milieux humides de moins de 1 ha, avec coupe partielle (récolte des arbres marchands);
- Aucune bande riveraine n'est requise autour des milieux humides boisés.

Certains milieux particuliers sont également protégés, notamment :

- 30 m à proximité de sources et refuges d'eau froide, sans aucune récolte autorisée;
- 60 m à proximité de frayères importantes (désignées par le MRNDE), sans aucune récolte autorisée;
- 90 m pour les eaux réservées aux baux de pêche à la ligne, avec récolte partielle au-delà de 30 m;
- 150 m le long de la rivière Restigouche, avec récolte partielle autorisée au-delà de 60 m.

La récolte partielle autorisée à l'intérieur des bandes riveraines doit être réalisée de manière à maintenir la fonction de la bande riveraine au fil du temps et que le sol minéral exposé par suite d'opérations forestières et risquant de pénétrer un cours d'eau naturel soit immédiatement stabilisé. Ces exigences relatives aux zones tampons correspondent ou dépassent celles prescrites par la Loi sur l'assainissement de l'eau et le Règlement sur la modification des cours d'eau et des terres humides (RMCETH). Cette approche permet une protection localisée de certains secteurs sensibles mais ne protège pas adéquatement l'ensemble des rivières à saumon et de leurs tributaires. L'identification et la cartographie des sources et refuges d'eau froide a été réalisée par le MRNDE il y a plusieurs années mais celui-ci n'a aucun processus formel pour mettre à jour ces informations (L. Godin, forestier, MRNDE, section opérations forestières, communication personnelle, 20 octobre 2022).

De plus, les cours d'eau intermittents ne sont pas ou peu cartographiés et sont donc identifiés sur place au moment de la préparation du plan d'aménagement. C'est le cas également de certains cours d'eau permanents (P. Mezzetta, AV Cell inc., communication personnelle, 2 novembre 2022). Cette identification est donc sous la responsabilité des exploitants forestiers, que ce soit en terre privée ou sur les terres de la Couronne. Et lorsqu'une bande riveraine est appliquée sur le terrain, la machinerie moderne permet aujourd'hui de récolter l'ensemble des arbres marchands à l'intérieur de cette bande riveraine sans y rouler (D. LeBlanc, LeBlanc MultiRessources, communication personnelle, 14 novembre 2022). Si cette pratique permet de réduire l'impact sur l'érosion, elle a un impact important sur la fonction d'ombrage jouée par la bande riveraine, et les petits cours d'eau ne sont plus protégés contre le rayonnement solaire.

Des travaux sont réalisés depuis plusieurs années, notamment à l'université du Nouveau-Brunswick, afin d'améliorer la cartographie des petits cours d'eau sur la base des courbes de niveau (Murphy *et al.*, 2008). Ces outils sont utilisés par certains exploitants forestiers dans la planification des travaux pour une meilleure protection des cours d'eau.

Dans les terres privées, les propriétaires suivent les exigences prescrites par la Loi sur l'assainissement de l'eau et le Règlement sur la modification des cours d'eau et des terres humides (RMCETH) qui exige un permis pour toute activité réalisée dans les 30 mètres d'un cours d'eau ou d'une terre humide désignée. Certains travaux à faible impact sont autorisés à l'intérieur de cette bande riveraine de 30 m, notamment une récolte limitée à 30% de la surface terrière. Aucune machinerie n'est permise à moins de 15 m du cours d'eau (Comité d'application du programme SFI du Nouveau-Brunswick, 2011).



**Au Québec**, la largeur minimale des bandes riveraines définie dans le RADF est de :

- 20 m avec récolte partielle pour les cours d'eau permanents;
- 5 m avec récolte partielle pour les cours d'eau intermittents;
- 60 m sans récolte autorisée (sauf autorisation du ministère) pour les rivières désignées comme rivières à saumon. Cette mesure ne s'applique qu'à la rivière elle-même et non à ses tributaires.

Si ces largeurs sont cohérentes avec les recommandations de la littérature scientifique pour protéger les cours d'eau et en particulier l'habitat du poisson (voir plus haut), cette approche présente toutefois quelques lacunes :

- aucune zone de protection totale n'est définie à proximité des cours d'eau (à l'exception des rivières à saumon) ce qui signifie qu'une récolte partielle est autorisée jusqu'à la berge;
- la bande riveraine de 60 m avec protection totale ne concerne que le tronçon principal des rivières à saumon et non ses tributaires qui sont donc uniquement protégés par une bande de 20 m avec coupe partielle alors qu'ils comportent des habitats cruciaux pour le saumon tels que des frayères (FQSA-DGR, 2012).

#### **4.3.6 Améliorer la gestion des chemins forestiers et des traverses de cours d'eau**

**Au Nouveau-Brunswick**, Le gouvernement fournit un réseau de routes d'accès principales sur les terres de la Couronne en partageant les coûts de réparation et d'entretien avec les titulaires de permis de coupe et les autres usagers. Le MRNDE est chargé de :

- s'occuper des réparations et de l'entretien de plus de 5 000 km de « routes désignées » (les routes d'accès principales sur les terres de la Couronne). Les routes désignées offrent actuellement un niveau d'accès tel que plus de 75 % des terres de la Couronne se trouvent dans un rayon de trois kilomètres d'une route désignée ou d'une autoroute publique;
- surveiller l'état de plus de 50 000 km de routes et de plus de 10 000 franchissements de cours d'eau;
- rappeler aux usagers que les routes sur les terres de la Couronne ne sont pas toutes entretenues pour le passage de véhicules, et qu'ils doivent être prudents et savoir qu'ils circulent à leurs propres risques.

La gestion des chemins forestiers en forêt publique est sous la responsabilité des détenteurs de permis et encadrée par la LTFC. La planification des chemins doit être présentée dans les plans d'aménagement et les plans d'exploitation qui sont soumis au MRNDE (LTFC, art. 29 (4b iv) et art. 29 (5c vii)). Les détenteurs de permis doivent également suivre les instructions suivantes du MAF (MRNDE, 2014) :

- s'assurer que les activités de construction, d'entretien et d'installation de franchissements de cours d'eau sont conformes aux lois et aux règlements applicables;
- concevoir et de construire des chemins et des franchissements de cours d'eau qui satisfont aux exigences et qui tiennent compte des dangers, des terrains sensibles et des valeurs des ressources forestières;
- concevoir des mesures et de les adapter de manière à minimiser les impacts environnementaux potentiels;
- surveiller la construction pour s'assurer que les objectifs sont atteints;



- créer et de tenir une base de données hiérarchisée sur les problèmes environnementaux, de sécurité ou de responsabilité civile associés aux chemins forestiers;
- faire état de l'information sur la construction et l'entretien des chemins et l'installation de franchissements de cours d'eau selon les exigences du rapport annuel ou tel que convenu d'un commun accord entre le titulaire de permis et le MRNDE.

Les exploitants sont également tenus de suivre les Lignes directrices concernant les chemins et les traverses de cours d'eau (MRNNB, 2004) qui visent notamment à limiter le transport de sédiments et à protéger le milieu aquatique. Selon ces lignes directrices, les chemins forestiers temporaires, d'une longueur maximale de 400 m, doivent être remis en état et reboisés aux frais de l'exploitant dans l'année suivant la fin de la récolte. Ce document ne fournit toutefois aucune directive sur la manière de réhabiliter les chemins abandonnés. L'abandon d'un chemin doit être approuvé par le MRNDE. Le détenteur de permis doit réhabiliter l'emprise des chemins forestiers abandonnés à la satisfaction du MRNDE à moins que ce dernier choisisse d'en prendre la responsabilité (LTFC, art. 81 (2)). En pratique toutefois, très peu de chemins sont ainsi réhabilités. Les chemins sont construits pour être permanents et réutilisables moyennant un défrichage et un resurfaçage (P. Mezzetta, Forestier de gestion, AV Cell inc., communication personnelle, 1<sup>er</sup> novembre 2022).

Une fois les opérations forestières terminées dans un secteur de coupe, les routes et chemins restent sous la responsabilité du MRNDE. Ils ne sont habituellement pas surveillés ni entretenus à moins d'une anomalie majeure reliée à la sécurité ou au transport de sédiments (P. Mezzetta, Forestier de gestion, AV Cell inc., communication personnelle, 1<sup>er</sup> novembre 2022). La réfection des chemins est réalisée au moment où des travaux de récolte doivent être effectués à nouveau dans le secteur. Dans certains cas, les détenteurs de permis choisissent de construire un nouveau chemin plutôt que de réparer un ancien chemin en mauvais état.

De plus, les méthodes d'aménagement des chemins et des ponceaux ont beaucoup évolué au fil des décennies et de nombreux chemins forestiers utilisés aujourd'hui ont été construits bien avant l'entrée en vigueur des normes de construction et d'entretien actuelles. Certains étaient aménagés à proximité immédiate des cours d'eau (Mezzetta, 2022). Ces anciens chemins et ponceaux peuvent donc constituer d'importantes sources de sédiments vers les cours d'eau.

En forêt privé (boisé privés et terres de J.D. Irving Ltd.), des directives sont présentes dans le *guide des bonnes pratiques d'aménagement* (Comité d'application du programme SFI du Nouveau-Brunswick, 2011) ainsi que dans les *Directives techniques de la modification des cours d'eau et des terres humides* (ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 2012). La gestion des chemins forestiers est similaire à celle réalisée sur les terres de la Couronne (P. Mezzetta, Forestier de gestion, AV Cell inc., communication personnelle, 1<sup>er</sup> novembre 2022).

Au Québec, la construction de chemins forestiers et l'aménagement de traverses de cours d'eau font l'objet de nombreuses mesures réglementaires et de recommandations dans les guides de saines pratiques afin de limiter le transport de sédiments et de protéger le milieu aquatique (MRN, 2001; MPO, 2016). En revanche, l'entretien des chemins forestiers ainsi que leur gestion une fois qu'ils ne sont plus utilisés est peu réglementée, ce qui a des impacts sur les cours d'eau (voir section 4.2.6). En cas de fermeture d'un chemin forestier, certaines normes s'appliquent comme le démantèlement des ponceaux ou le reboisement des lisières boisées (art. 81 du RADF), mais rien n'oblige l'exploitant à procéder à la fermeture des chemins et en pratique, ils sont dans la majorité des cas abandonnés. Actuellement, moins de 20% des chemins forestiers seraient correctement entretenus et plus



de la moitié des traverses de cours d'eau (principalement des ponceaux) seraient en mauvais état (Paradis-Lacombe, 2018).

Afin de mieux protéger les cours d'eau, les écosystèmes aquatiques et en particulier les populations de saumon atlantique, il convient de développer une approche de gestion intégrée des infrastructures routières incluant (Jutras & Gilbert, 2021) :

- réaliser un inventaire et une cartographie des chemins forestiers et des traverses de cours d'eau, à l'aide notamment des données Lidar;
- intégrer l'entretien et le démantèlement des infrastructures dans la réglementation;
- proposer des incitatifs financiers pour la fermeture des chemins forestiers non utilisés;
- encourager la construction de traverses temporaires, faciles à démanteler;
- encourager le remplacement des traverses de cours d'eau désuètes et peu utilisées par des passages à gué enrochés réalisés selon des méthodes reconnues. De telles traverses ont en effet beaucoup moins d'impacts sur les milieux aquatiques que des ponceaux mal entretenus et abandonnés (Gilbert et al., 2021).

#### **4.3.7 Améliorer le contrôle des pratiques forestières**

Dans la plupart des législations, les gouvernements n'ont pas suffisamment de ressources pour vérifier si les pratiques forestières sont réalisées conformément à la réglementation, aux permis délivrés ou aux guides de saines pratiques, que ce soit pour les superficies déboisées, les largeurs de bande riveraines préservées, les restrictions dans les coupes partielles autorisées à l'intérieur des bandes riveraines, l'aménagement de chemins et de traverses de cours d'eau, ou encore les méthodes d'application d'herbicides à base de glyphosate. Au Nouveau-Brunswick, depuis 2006, la vérification des aires de coupes à proximité des cours d'eau n'est soumise qu'à une vérification aléatoire qui atteint de 40 à 50% des aires de coupes à risques, c'est-à-dire situées à proximité d'habitats sensibles (CGBVRR, 2009).

#### **4.3.8 Adapter la gestion forestière aux changements climatiques**

Les changements climatiques auront un impact significatif sur le milieu forestier avec une augmentation des perturbations naturelles (feux, tempêtes, sécheresses, infestation de ravageurs) et des températures. Dans ce contexte, les principales espèces exploitées dans les provinces atlantiques (épinette rouge, épinette noire et sapin baumier) devraient subir une diminution en taux de croissance et en abondance (Dietz & Arnold, 2021), avec des conséquences économiques pour l'industrie forestière et pour les communautés dépendantes de la forêt. Une adaptation proactive à ces changements est nécessaire afin de minimiser ces impacts tout en tirant avantage des bénéfices potentiels au niveau économique. Cette adaptation doit notamment prendre en compte la dimension écosystémique des forêts afin d'augmenter leur résilience. Par exemple, il est aujourd'hui reconnu qu'une plus grande diversité dans les espèces d'arbres qui s'établissent et croissent ensemble dans un milieu est un facteur clé pour augmenter sa capacité d'adaptation aux changements climatiques (Nagel *et al.*, 2017; Bowditch *et al.*, 2020). Elle devrait également inclure autant que possible le développement de nouveaux produits et services issus de la forêt (Halofsky *et al.*, 2018; voir 4.3.9).



Ressources Naturelles Canada a adopté une approche régionale d'adaptation pour l'exploitation forestière, avec la mise en place des évaluations régionales intégrées (ÉRI). L'ÉRI pour les provinces maritimes (MaRIA) a été créée en 2017, impliquant des chercheurs, les gouvernements provinciaux et des représentants de l'industrie forestières. Les principales adaptations proposées et en cours de développement ou d'application sont basées sur les éléments suivants:

- établir un partenariat entre scientifiques et gestionnaires (Nagel *et al.*, 2017; Halofsky *et al.*, 2018);
- intégrer les projections climatiques dans les modèles de croissance et de rendement forestier afin d'estimer de manière plus précise le taux de régénération des forêts après les coupes (Dietz & Arnold, 2021);
- instaurer des coupes pré-commerciales afin de favoriser la croissance des espèces d'arbres mieux adaptées au climat (Thiffault *et al.*, 2021);
- anticiper et accompagner la migration des espèces d'arbres en favorisant la diversification des plantations et la régénération naturelle après les coupes (Williams & Dumroese, 2013; Halofsky *et al.*, 2018).

Certaines de ces mesures ont été adoptés dans les plans d'adaptation aux changements climatiques des différentes provinces. Au **Nouveau-Brunswick**, le plan d'action sur les changements climatiques de 2016 (MEGL, 2016, 2020) inclut :

- la formation des professionnels sur l'adaptation des plans de gestion forestière;
- le financement de projets de recherche sur (i) l'évolution future de la régénération des arbres à l'échelle du peuplement et son intégration dans les outils de planification de la gestion forestière, et (ii) l'analyse avantages-coûts de l'adaptation dans les conditions des différents régimes éoliens et de sécheresse que connaissent les forêts du Nouveau-Brunswick;
- l'évaluation des stocks de carbone forestier et de leur évolution future;

Toutefois, la notion de préservation de la biodiversité forestière n'est pas prise en compte. De plus, l'adaptation aux changements climatiques n'est pas encore intégrée dans les stratégies gouvernementales, les règlements et les outils de gestion propres à l'exploitation forestière (RAF et stratégie forestière) qui restent principalement orientés vers l'intensification de l'exploitation du bois d'œuvre (voir section 4.3.2).

D'autres approches d'adaptation sont développées ailleurs dans le monde telles que la "Climate-Smart Forestry" (CSF) aux États-Unis et en Europe. Cette vision de la foresterie est basée sur un ensemble de stratégies et d'actions de gestion ayant trois objectifs principaux : (i) augmenter le stockage de carbone et diminuer les émissions de CO<sub>2</sub>, (ii) améliorer la résilience du milieu forestier aux changements climatiques, et (iii) augmenter la productivité forestière de manière durable. Cela inclut également la préservation des écosystèmes ainsi que des dimensions sociales et culturelles liées à la forêt (Bowditch *et al.*, 2020).

#### **4.3.9 Développer un autre modèle de foresterie et d'autres usages de la forêt**

L'exploitation forestière telle qu'elle est pratiquée à l'heure actuelle au Canada, notamment au Nouveau-Brunswick et au Québec, a des impacts sur les écosystèmes aquatiques, notamment l'habitat du saumon atlantique, et ce même si des améliorations notoires ont été apportées dans les pratiques forestières au cours des dernières années afin de protéger les cours d'eau (par exemple, la préservation de bandes riveraines, voir section 4.3.5). Le modèle de gestion forestière reste principalement orienté vers l'exploitation du bois d'œuvre



ou l'industrie des pâtes et papier et implique la plupart du temps du déboisement intensif et un reboisement monospécifique. L'importance d'adopter une vision et une gestion écosystémique de la forêt a commencé à apparaître dans les stratégies gouvernementales (par exemple la SADF et le RADF au Québec) mais tarde à se concrétiser dans les méthodes d'exploitation. Les changements climatiques amènent également les gouvernements et les gestionnaires à reconsidérer le mode de gestion forestière afin d'anticiper au mieux les impacts de ces changements et d'adapter la gestion forestière de manière durable.

Dans ce contexte de remise en question du modèle traditionnel de gestion forestière, il semble opportun de considérer et de développer d'autres alternatives de mise en valeur et d'exploitation de la forêt, mais aussi de mode de gestion de la forêt.

### **L'aménagement écosystémique**

Ce type d'aménagement a pour objectif de veiller au maintien des principaux attributs et des principales fonctions écologiques des forêts naturelles dans le but de favoriser la santé de l'écosystème et sa biodiversité. L'état des forêts aménagées est maintenu proche de celui des forêts naturelles afin que les espèces fauniques et floristiques y trouvent des conditions d'habitats auxquelles elles sont adaptées. Pour ce faire, les aménagistes peuvent avoir recours à trois axes de solution (Grenon *et al.*, 2010) :

- les actions de conservation, en définissant, selon les circonstances, des portions de territoire vouées à la conservation;
- le mode de répartition spatiale et temporelle des interventions forestières, qui inclut l'allongement des révolutions;
- les actions sylvicoles (coupes partielles et coupes à rétention variable).

La Colombie-Britannique est la province canadienne pionnière en matière d'aménagement écosystémique et l'un des leaders mondiaux dans sa mise en œuvre. Au Québec, cette approche a été intégrée en 2013 dans la Loi sur l'Aménagement durable des Forêts et dans la planification forestière.

### **Le zonage forestier (ou Triade)**

L'aménagement forestier en triade est une forme de zonage selon laquelle le territoire est divisé en zone sous aménagement extensif, aménagement intensif et zone de réserve, pour lesquelles l'aménagement est fait sur mesure pour chaque zone de telle sorte que tous les objectifs sont atteints collectivement sur l'ensemble du territoire (Seymour & Hunter, 1992; Himes *et al.*, 2022). Ce zonage forestier peut réduire considérablement les conflits entre les divers utilisateurs de la forêt d'un territoire. Au Québec, cette approche a été intégrée en 2013 dans la Loi sur l'aménagement durable des Forêts.

### **La biomasse forestière**

La biomasse forestière est principalement constituée des résidus ou des sous-produits laissés par les procédés de fabrication. Les autres sources possibles sont les plantations spécifiques (par exemple, les espèces de saules et de peupliers à croissance rapide), les résidus de récolte, les arbres et les branches éliminés durant l'éclaircie des peuplements forestiers, les déchets de construction et de démolition, les arbres tués par des perturbations naturelles comme les incendies de forêt, les insectes et les maladies (RNC, 2020a). Cette biomasse peut être utilisée pour la production d'énergie, de combustibles et de bio-produits à grande valeur ajoutée. Cette avenue se développe depuis plusieurs années au Canada et permet de diversifier et d'améliorer



la durabilité économique de l'industrie forestière. Le Nouveau-Brunswick a adopté une politique de la biomasse forestière en 2008 (MRN, 2008) et plus de 20 installations Néo-Brunswickoises consomment actuellement des produits forestiers résiduels. Des recherches sont en cours pour développer des petits réacteurs modulaires avancés (MEGL, 2020). Au Québec, la biomasse était en 2013 la quatrième source d'énergie consommée par les Québécois derrière l'électricité, le pétrole et le gaz naturel.

### **Les produits forestiers non ligneux (PFNL)**

Les PFNL désignent des produits d'origine biologique autres que le bois d'œuvre, tirés des forêts. Ils comprennent (RNC, 2022b):

- des produits alimentaires extraits de la forêt (ex: sirop d'érable, baies sauvages, champignons sauvages, plantes indigènes)
- des produits ornementaux tirés de la forêt (ex : cèdres, sapins de Noël, fleurs)
- des substances extraites de plantes forestières servant à fabriquer des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène personnelle (ex : les huiles essentielles, le paclitaxel qui est principalement extrait d'ifs tels que l'if du Canada).

Les PFNL représentent déjà une part non négligeable de l'industrie forestière du Canada. Le Service canadien des forêts mène actuellement des recherches sur les possibilités de développement des PFNL, par exemple pour augmenter les rendements de paclitaxel, exploiter les propriétés médicinales d'autres espèces comme le mélèze, le saule et l'aubépine, ou encore sur la culture durable de produits comme les champignons et les baies sauvages (RNC, 2022b). Au Nouveau-Brunswick, les PFNL sont de plus en plus populaires chez les propriétaires de forêts privées et la demande des consommateurs augmente. Il existe également un grand potentiel pour développer davantage l'acériculture, surtout dans le nord de la province, où l'activité est très rentable (S. Gadbois, Agent de développement des entreprises, ministère de l'Agriculture, Aquaculture et Pêches du Nouveau-Brunswick, Programmes financiers destinés à l'industrie, communication personnelle, 16 juin 2022). Les acériculteurs réclament plus d'accès aux terres de la Couronne ainsi que davantage de ressources du gouvernement (Radio-Canada, 2018). L'acériculture est une manière de diversifier les revenus issus de la forêt, avec des retombées locales, et qui a globalement moins d'impact sur le milieu naturel que les coupes forestières, surtout lorsqu'elle est réalisée selon des pratiques durables. Concernant les autres PFL tels que les baies sauvages, les volumes disponibles sont limités et une mise en culture est nécessaire pour atteindre un volume suffisant pour une commercialisation (Landry & Jarret, 2011), comme c'est le cas pour les bleuets sauvages dans l'est de la province.

### **Les forêts communautaires**

Le principe des forêts communautaires est de confier leur gestion à des organismes locaux, pour le bénéfice de la population locale. Plusieurs modèles de forêts communautaires existent et sont adaptés aux valeurs et aux principes des communautés. Cette approche a le potentiel de diversifier les économies locales, de permettre une gestion plus écosystémique de la forêt et de fournir une distribution plus équitable de la richesse que dans le modèle actuel. Les communautés peuvent notamment décider de développer la forêt pour le tourisme, l'éducation ou encore la production de PFNL.

Plusieurs exemples de forêts communautaires ont été développés avec succès au Canada depuis les années 1990, principalement en Colombie Britannique, en Ontario et au Québec (CCNB & Falls Brook Centre, s.d.). Au



Nouveau-Brunswick, le principal exemple est le Conseil de gestion intégrée des forêts publiques de Madawaska-Restigouche qui a été créé en 2008, au cœur de la crise forestière qui frappait de plein fouet les territoires du nord du Nouveau-Brunswick. Il s'agissait d'une structure hybride impliquant des acteurs municipaux et des industriels forestiers, qui est devenue un interlocuteur à part entière de la planification forestière, même si elle n'était pas reconnue officiellement par le gouvernement (Chiasson *et al.*, 2013).

### **L'intégration des connaissances traditionnelles autochtones et des connaissances locales**

L'état actuel des forêts dites « acadiennes » ainsi que le contexte des changements climatiques amènent une prise de conscience de l'importance de reconsidérer l'importance et la place des connaissances traditionnelles des peuples autochtones relatives à la forêt. En effet, ces connaissances sont issues de siècles d'adaptation aux conditions environnementales locales et sont axées sur la préservation de la biodiversité. Elles pourraient constituer un élément clé dans le développement d'une gestion forestière plus durable, davantage orientée vers la communauté et plus résiliente (Parotta & Agnoletti, 2012; Jao *et al.*, 2018), même si leur intégration avec le mode de gestion moderne de la forêt représente un défi important. C'est l'objectif de l'approche « two eyed seeing » développée notamment par l'organisation Atlantic Forest Research Collaborative (AFRC), basée à l'université du Nouveau-Brunswick. Un groupe de travail spécifique a été mis sur pied en 2019 avec pour objectif de combiner les connaissances autochtones ancestrales et celles de la science moderne, en leur accordant la même valeur, afin d'élaborer une gestion moderne de l'exploitation forestière, pour le bénéfice de tous (AFRC, 2023).

Outre les connaissances traditionnelles autochtones, ce sont l'ensemble des connaissances écologiques locales qui gagnent à être intégrées dans la planification forestière pour une meilleure conservation de la biodiversité (Joa *et al.*, 2018)

### **La forêt modèle de Fundy**

La Forêt modèle de Fundy (FMF) a été créée en 1992 dans le contexte du Programme canadien de Forêts Modèles dont l'objectif était de définir et mettre en œuvre des concepts de gestion durable des forêts, puis de faciliter le transfert de connaissances pour l'adoption de pratiques durables (Forêt modèle de FundyA, 2022). La FMF est membre du Réseau canadien de forêts modèles qui fait partie du Réseau international de forêts modèles. Il y a actuellement 7 forêts modèles au Canada et plus de 50 à l'échelle mondiale.

L'organisation travaille sur programmes stratégiques : Recherche et surveillance, mobilisation des connaissances et capacité communautaire.

Les objectifs sont de :

- augmenter la capacité communautaire sur la diversification bioéconomique, la compétitivité de l'industrie et la gestion durable des forêts;
- diversifier les opportunités économiques;
- améliorer la durabilité de l'écosystème.

Parmi les actions entreprises, mentionnons :

- la diversification de la bioéconomie avec les produits forestiers autres que le bois, la bioénergie, les biens et services écologiques;



- la recherche appliquée pour la gestion durable des forêts;
- la recherche socio-économique;
- l'élaboration d'outils de planification axés sur la communauté;
- le transfert de connaissances aux professionnels du milieu forestier et aux collectivités;
- la communication et la sensibilisation auprès des collectivités rurales.

D'autres modèles d'exploitation forestière existent ou sont en développement un peu partout dans le monde, telles que la sylviculture « close-to-nature » (O'Hara, 2016) ou l'approche « basket of benefices » (Morgan *et al.*, 2022), ce qui traduit un changement graduel de culture et de vision relativement au rôle de la forêt dans nos sociétés et à la manière de l'aménager, particulièrement dans le contexte des changements climatiques (Achim *et al.*, 2022). D'autres usages du territoire forestier sont également possibles telles que l'agroforesterie ou le tourisme sauvage et d'aventure.

#### **4.3.10 Des outils pour une gestion forestière intégrée et écosystémique**

Plusieurs approches ont été proposées pour mieux adapter les mesures de protection et les plans d'aménagement forestier aux réalités hydro-géomorphologiques et écosystémiques du territoire et des cours d'eau :

- **Watershed Assessment procedure (WAP)**

Le WAP est un outil d'aide à la décision élaboré en Colombie Britannique dans le contexte du *Forest practices code of British Columbia Act* (British Columbia Ministry of Forests, 2001). Il permet d'évaluer les effets hydrologiques et géomorphologiques de coupes forestières projetées dans un bassin versant. Il se base sur une évaluation hydro-géomorphologique du bassin versant incluant les débits de pointe, le transport de sédiments, la stabilité des chenaux secondaires, les caractéristiques des bandes riveraines et aboutit à des recommandations destinées aux gestionnaires sur les meilleures pratiques forestières à adopter. Cette approche a été appliquée sur de nombreux bassins versant de Colombie-Britannique (voir par exemple Dobson Engineering Ltd., 1998).

- **Approche bivariée**

Cette approche a été proposée par Simoneau *et al.* (2021) à la FQSA. Elle s'applique à l'ensemble du réseau fluvial d'un bassin versant et résulte de la combinaison de l'indice de Sensibilité Morphologique (ISM) et de l'Indice de Qualité de l'Habitat (IQH) (Caron, 1999, cité par Simoneau *et al.*, 2021). Une valeur est attribuée à chacun des deux indices sur chaque tronçon de cours d'eau homogène d'un point de vue géomorphologique. La combinaison obtenue permet de déterminer si un tronçon est propice à la fraie et l'alevinage et s'il est sensible à des changements hydro-géomorphologiques. Si les deux indices obtiennent des valeurs fortes, c'est-à-dire qu'un tronçon est considéré à la fois "sensible" et "propice", des mesures de protection supplémentaires sont conseillées, tel que des bandes riveraines plus larges ou des restrictions dans la superficie de coupe forestière au sein du bassin versant. Cet outil est encore théorique et n'a pas été appliqué et validé sur des bassins versants.



- **Approche de l'habitat limite (AHL)**

Cette approche a également été proposée par Simoneau *et al.* (2021) à la FQSA. Elle est basée sur les caractéristiques géomorphologiques d'un cours d'eau qui permettent de cibler les sites les plus propices à la fraie et l'alevinage, soit la granulométrie médiane, la profondeur moyenne et la vitesse moyenne. La spatialisation de l'AHL se fait par le cumul de ces trois indicateurs. Lorsque ces caractéristiques s'approchent des limites hydro-géomorphologiques (maximales et/ou minimales) de l'habitat du saumon, le cours d'eau est considéré comme un habitat sensible et des mesures de protection additionnelles sont recommandées. Au même titre que l'approche bivariée, l'AHL est encore théorique et n'a pas été appliquée et validée.



## 5 Effets de l'agriculture sur l'habitat du saumon

« Une agriculture qui ne peut produire sans détruire porte en elle les germes de sa propre destruction. »

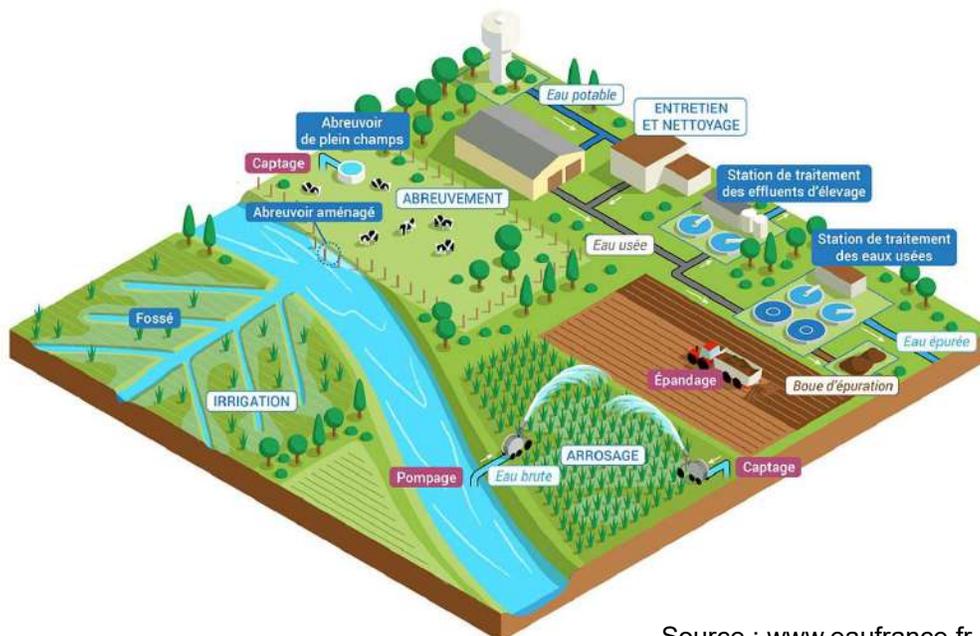
Pierre Rahbi

Les bassins versants de rivières à saumon sont le plus souvent essentiellement forestiers et les terres agricoles y occupent une superficie marginale. Ce sont toutefois des milieux anthropisés qui ont un impact sur le régime hydrologique et la qualité de l'eau et peuvent donc exercer une influence non négligeable sur l'habitat du saumon.

Comme ces effets peuvent être très variables selon le type de culture, la présente revue de littérature a été orientée vers les enjeux posés par la culture de la pomme de terre, qui occupe une place importante dans le paysage agricole du Nouveau-Brunswick et du bassin versant de la Restigouche (voir section 7.5).

### 5.1 Le cycle de l'eau en milieu agricole

Le milieu agricole se caractérise par une configuration spatiale très aménagée, par des interventions mécaniques répétées sur le sol et sur le couvert végétal, par l'introduction de substances chimiques et par l'utilisation de l'eau pour l'irrigation, ce qui a des répercussions sur le cycle de l'eau est ses différentes composantes (figure 16).



Source : [www.eaufrance.fr](http://www.eaufrance.fr)

Figure 16: L'agriculture dans le cycle de l'eau



## 5.2 Les effets de l'agriculture sur l'habitat du saumon

À l'image de l'exploitation forestière (section 4.2), les activités agricoles réalisées au sein d'un bassin versant engendrent une chaîne de processus et d'interactions complexes qui ont un impact sur l'hydrologie, la qualité de l'eau, la présence de sédiments dans l'eau, ce qui à son tour a un effet sur la qualité de l'habitat du saumon.

### 5.2.1 Les effets sur le régime hydrologique

Un milieu agricole est un territoire qui a été déboisé ou défriché pour y permettre l'agriculture, avec comme principales conséquences une augmentation de l'écoulement annuel, une augmentation des débits de pointe, un devancement de la crue printanière et une diminution à long terme des débits d'étiage (voir section 4.2.1). L'effet sur l'écoulement annuel peut toutefois varier beaucoup en fonction du type de culture, de l'implantation de PGB ou encore de la présence de drainage artificiel. Ainsi, dans certaines circonstances, lorsque les périodes de sol nu sont limitées et que des aménagements sont réalisés pour freiner le ruissellement (culture en contour, terrasses, bandes enherbées, voir section 5.3), l'écoulement annuel spécifique peut être plus faible dans un bassin versant agricole par rapport à un bassin forestier (Chow *et al.*, 2011).

#### Le ruissellement

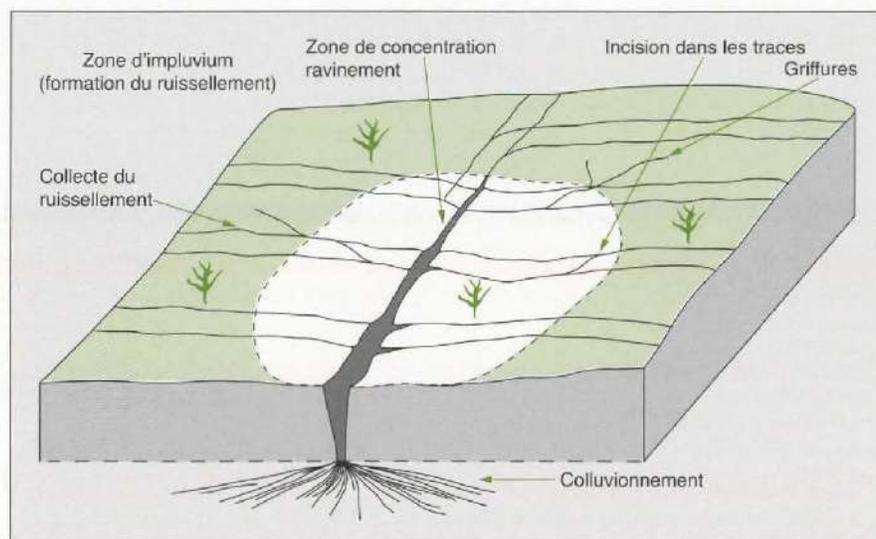
Le processus de ruissellement revêt une importance particulière en milieu agricole car les sols sont souvent nus ou à faible couverture végétale, et donc vulnérables, et parce que le ruissellement constitue un vecteur important de sédiments et de contaminants d'origine agricole. Les mécanismes régissant le phénomène de ruissellement de surface à l'échelle de la parcelle agricole sont liés essentiellement à l'intensité de la pluie et aux propriétés du sol qui déterminent sa capacité d'infiltration et sa capacité de stockage. Lorsque le sol est saturé et/ou que l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration du sol, l'eau commence à s'accumuler en surface dans les dépressions du sol puis à ruisseler (Le Bissonnais & Papy, 1997).

En zone cultivée, le ruissellement se rencontre principalement sous trois formes :

- le ruissellement de surface diffus apparaît habituellement sur des pentes faibles (inférieures à 5%) et de grandes surfaces. Généralement peu érosif, il emporte toutefois les particules fines et mobiles du sol ce qui peut constituer une érosion diffuse non négligeable à l'échelle du bassin versant (Le Bissonnais & Papy, 1997);
- le ruissellement de surface concentré se manifeste sur des pentes plus fortes avec l'apparition de rigoles sur les versants et de ravines dans les lignes de dépression. La pente locale, la position spatiale relative des aires contributives au ruissellement et l'importance du réseau de collecte déterminent la mise en place des incisions et de l'érosion en rigoles (Ludwig *et al.*, 1996). Ce ruissellement est fortement érosif du fait de sa force tractrice très importante, mais de manière localisée. Ce phénomène est dominant lorsque le sol est à nu ou avec un faible couvert végétal;
- les écoulements hyporhéiques surviennent lorsque l'infiltration dans l'horizon supérieur dépasse la capacité d'infiltration de l'horizon secondaire. Ce phénomène est accentué par le travail répété du sol, qui peut générer, principalement dans les sols argileux ou limono-argileux, la formation d'une couche de sol très dense localisée immédiatement sous les passages fréquents du soc de la charrue, et appelée la « semelle

de labour ». Les ruissellements à forte composante hyporhénique surviennent principalement lors de pluies peu intenses mais de longue durée (Dorioz & Ferhi, 1994).

Il est possible de distinguer deux zones distinctes au sein d'un bassin versant agricole : la zone de production du ruissellement (aussi appelée « impluvium ») située en amont et où se forme la majeure partie du ruissellement, et la zone de concentration du ruissellement composée du réseau de collecte, des rigoles jusqu'au thalweg et où se déroulent les incisions et la majeure partie de l'érosion (figure 17).



Source : Auzet (1987)

**Figure 17: Domaines fonctionnels d'un bassin versant cultivé**

Les principaux facteurs favorisant le ruissellement sont :

- la topographie, principalement la forme, la longueur et l'inclinaison des versants;
- la sensibilité du sol au ruissellement qui est fonction de son état de surface, sa texture, sa stabilité structurale et son état de saturation;
- la présence et le degré de couverture végétale;
- la répartition spatiale des parcelles agricoles;
- le sens du travail du sol par rapport à la pente;
- la présence d'obstacles (ex : les haies) ou au contraire de voies d'écoulement préférentielles telles que les traces de roues de machinerie agricole, les fossés ou un réseau de drainage souterrain.

## Le drainage artificiel

La présence d'un réseau de fossés et d'un système de drainage souterrain, qui ont pour fonction d'évacuer l'eau rapidement en période de précipitations, augmentent la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement et d'infiltration vers le réseau hydrographique. De manière générale, le drainage souterrain engendre (Blann *et al.*, 2009; Skaggs *et al.*, 1994):

- une augmentation du régime hydrique annuel de l'ordre de 10%;
- une diminution des débits de pointe pouvant atteindre 60% dans des conditions de sols peu perméables naturellement;
- une augmentation des débits de pointe lorsque les sols sont perméables;
- une augmentation du débit d'étiage dans la plupart des conditions. Le drainage souterrain représente dans certains cas la plus grande contribution au débit de base des cours d'eau à l'échelle du bassin versant.

L'ensemble des processus en jeu dans les effets du drainage agricole sur le milieu aquatique sont schématisés sur la figure 18 (Blann *et al.*, 2009).

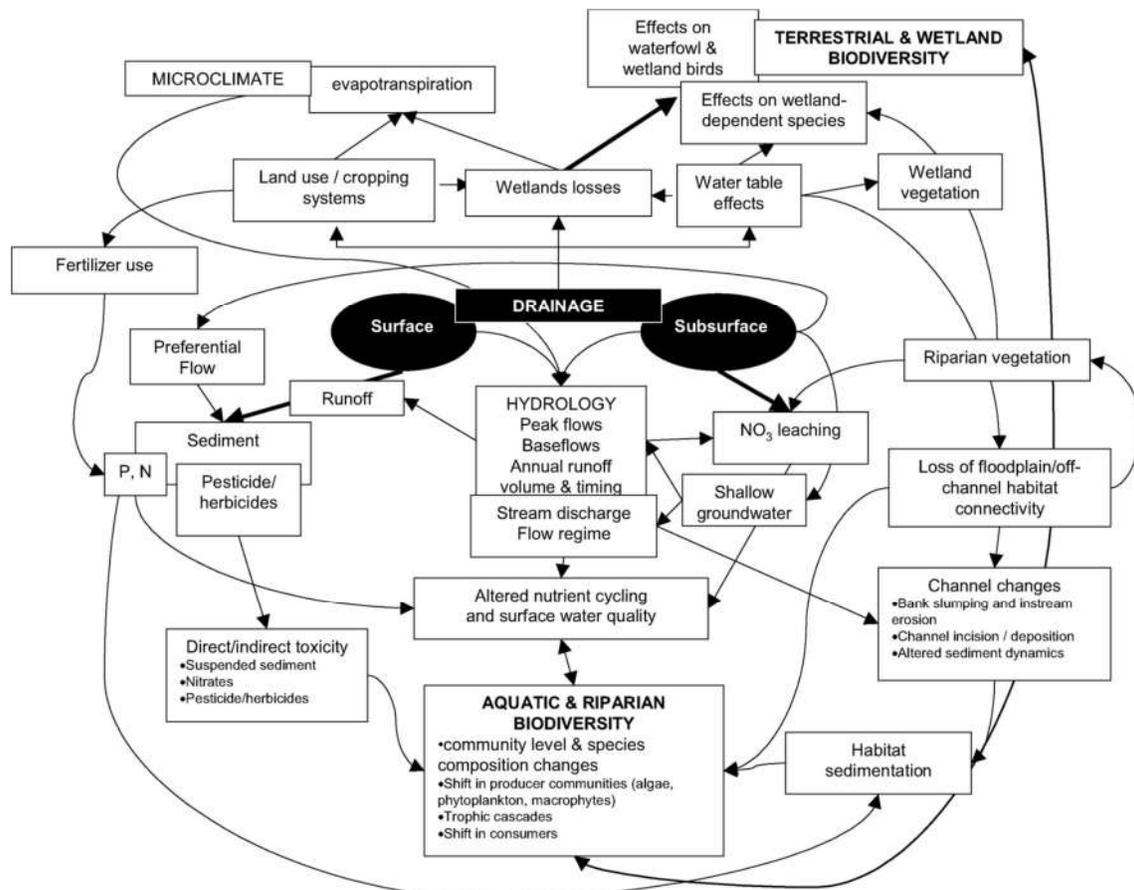


Figure 18 : Modèle conceptuel des effets du drainage sur les écosystèmes aquatiques (Blann 2009)



## **L'irrigation**

La présence d'un système d'irrigation a également un effet important sur le régime hydrologique, avec une diminution de plus de 30% de l'apport en eau annuel à l'échelle du bassin versant (Kienzle & Schmidt, 2008). Cet effet serait dû aux pertes en eau dans le système d'irrigation et lors de l'application ainsi qu'à l'augmentation de l'évapotranspiration. Cet impact peut être particulièrement drastique en période d'étiage estival avec, selon certaines études, une diminution de 85% du débit minimum annuel sur 7 jours consécutifs (Kienzle & Schmidt, 2008). Cet impact va devenir de plus en plus problématique dans le contexte des changements climatiques où les périodes de sécheresse seront plus fréquentes et plus sévères, avec des débits d'étiage qui vont diminuer et des besoins en eau pour les cultures qui vont augmenter.

### **5.2.2 Les effets sur le transport sédimentaire**

L'érosion constitue un enjeu majeur en milieu agricole et survient sous trois formes : l'érosion hydrique, éolienne et du travail du sol.

#### **L'érosion hydrique**

L'érosion hydrique se produit généralement sous l'effet combiné des gouttes de pluie, qui provoquent la désagrégation des mottes de terre et l'arrachement des particules fines (argile, silt, matière organique) par « effet splash » (Le Bissonais & Papy, 1997), et du ruissellement dont la capacité de transport est fonction de l'intensité de la pluie, de la viscosité et de la pente de la surface d'écoulement. Le principal vecteur de l'érosion hydrique est le ruissellement de surface.

On distingue l'érosion en nappe, liée au ruissellement de surface diffus, et l'érosion en rigoles et ravines, liée à la concentration du ruissellement dans des chenaux d'écoulement. Les zones touchées par l'érosion en nappe sont identifiables par des rendements plus faibles et des teintes de sol plus pâles, ainsi que par des sites de déposition du matériel érodé quand des replats sont situés en aval.

Les eaux de ruissellement chargées de sédiments s'écoulent en aval des versants agricoles jusqu'à atteindre des zones d'infiltration et colluvionnement situées le plus souvent en bas de parcelle ou de versant, en fonction de la topographie, des obstacles et de la végétation. En l'absence de telles zones, ces eaux peuvent atteindre le réseau hydrographique et engendrer alors une augmentation drastique de la turbidité des eaux de surface ainsi qu'une contamination en matière organique, en nutriments et en produits phytosanitaires (voir section 5.2.4).

#### **L'érosion liée au travail du sol**

L'érosion liée au travail du sol est un lent mouvement en masse et superficiel du sol vers le bas des pentes provoqué par le travail mécanique du sol et la gravité. Ce phénomène peut engendrer des pertes considérables de sol dans le haut des pentes et des accumulations dans le bas des pentes. De plus, le sous-sol exposé devient alors vulnérable à l'érosion hydrique et éolienne. L'érosion liée au travail du sol peut représenter une part importante de l'ensemble des pertes de sol, voire la plus importante dans certaines circonstances (Govers *et al.*, 1996). L'érosion liée au travail du sol peut être identifiée à des sommets de collines érodés, ces secteurs étant peu sensibles à l'érosion hydrique.



## L'érosion éolienne

L'érosion éolienne s'observe dans les régions vulnérables, mais ne touche qu'un faible pourcentage des terres agricoles, essentiellement les terres sableuses et les terres noires. Elle survient lorsque des vents violents soufflent à la surface d'un sol lisse, exposé, aéré et sec. Selon la situation, la vitesse du vent nécessaire à l'érosion des sols minéraux varie entre 25 et 50 km/h mesurée à 30 centimètres au-dessus de la surface du sol. Les particules de sol d'un diamètre entre 0,1 et 0,5 millimètres sont les premières à être emportées (AAC, 2020). Il existe trois modes de déplacement des particules de sol, selon la grosseur des particules et la puissance du vent : la suspension, la saltation et le roulement. Ce type d'érosion peut être très dommageable pour le sol et les cultures en croissance.

## Pertes en sol

Les pertes en sol à l'échelle de versants ou de bassins versant peuvent être estimées à l'aide du modèle empirique Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) qui est un outil universel et largement utilisé par les scientifiques et les gestionnaires (Wischmeier & Smith, 1978; Renard *et al.*, 1997; Wall *et al.*, 2002). Les pertes en sol (A) sont égales au produit de 6 facteurs liés à l'érosivité de la pluie (R), l'érodabilité du sol (K), la longueur de pente (L), l'angle de la pente (S), le couvert végétal (C) et les pratiques de conservation (P).

Le couvert végétal joue un rôle très important en prévenant l'impact des gouttes de pluie sur la surface du sol et en dissipant l'énergie cinétique de la pluie avant qu'elle touche le sol. Le facteur de couvert végétal (C) est ainsi directement influencé par le type de végétation, le stade de croissance et le pourcentage de couverture végétale. Les cultures les plus à risque relativement à l'érosion hydrique sont les cultures en rang et à faible couvert végétal comme la pomme de terre et la betterave à sucre.

À l'échelle globale, les pertes en sol moyennes sur l'ensemble des terres cultivées est estimée à 6 t.ha<sup>-1</sup>.y<sup>-1</sup> (Wilkinson & McElroy, 2007). Cette valeur constitue également la perte de sol tolérable<sup>5</sup> recommandée pour la plupart des sols canadiens (Wall *et al.*, 2002).

Outre l'effet sur le milieu hydrique, ces pertes en sol ont un impact à long terme sur la fertilité et la productivité des terres agricoles et donc sur les rendements. De manière générale, sous agriculture intensive et mécanisée, les rendements diminuent de 4% pour chaque 10 cm de sol perdu (Nearing *et al.*, 2017). Cela est notamment dû à l'appauvrissement des sols en matière organique qui accompagne l'érosion.

### 5.2.3 Les effets sur la température de l'eau

Les parcelles agricoles sont exposées aux radiations solaires une partie de l'année (semis, croissance, après la récolte), surtout lorsqu'elles sont cultivées avec des cultures en rang qui ont une couverture végétale partielle même à maturité. De la même manière que le déboisement, cela a pour effet de réchauffer le sol et l'eau souterraine qui s'écoule vers les cours d'eau par les écoulements hyporhéiques (section 4.2.3). De plus, les fossés et cours d'eau sont souvent peu protégés contre l'insolation par des bandes riveraines boisées, ce qui accentue le réchauffement des eaux de ruissellement et de surface.

Au nord du Nouveau-Brunswick, la température de l'eau en été en région agricole peut être 2 à 3°C plus élevée qu'en milieu forestier (Gray & Munkittrick, 2005).

---

<sup>5</sup> Une perte de sol tolérable est la quantité annuelle maximale de sol pouvant être enlevée sans que cette perte ait une incidence défavorable sur la productivité naturelle à long terme d'un sol recouvrant le versant d'une colline (Wall *et al.*, 2002).



## 5.2.4 Les effets sur la qualité de l'eau

### Augmentation de la concentration et de la déposition de sédiments fins

L'érosion hydrique des parcelles agricoles survient lors d'évènements de précipitation intense, et provoque une augmentation rapide de la concentration en sédiments dans les cours d'eau. Le transport de sédiments en milieu agricole se caractérise également par la proportion importante de sédiments fins qui sont transportés sur de grandes distances. Ces sédiments se déposent sur le lit des cours d'eau et s'infiltrent dans le substrat. Lorsque des frayères sont présentes, elles peuvent ainsi se colmater complètement (siltation) en l'espace d'un seul évènement météorologique, provoquant une baisse de la concentration en oxygène dissous (Soulsby *et al.*, 2001). Le phénomène d'érosion hydrique devrait s'accroître avec les changements climatiques et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des évènements orageux (Borelli *et al.*, 2020).

La charge de sédiments dans les cours d'eau dépend beaucoup de la nature et de l'intensité des connexions hydrologiques entre le champ et le cours d'eau, c'est-à-dire les réseaux de drainage, les fossés, les chemins, les ponceaux (Boardman *et al.*, 2019). Des parcelles subissant une forte érosion mais faiblement connectées au réseau hydrographique, par exemple lorsqu'il y a présence de bandes enherbées suffisamment larges, ne génèrent pas forcément des fortes turbidités dans les cours d'eau. L'identification et la cartographie de ces connexions est donc essentielle pour identifier les zones à risques et améliorer la protection des cours d'eau.

### Augmentation de la concentration en nutriments

L'agriculture est la principale source anthropique d'azote, que ce soit sous forme organique (fumier, lisier) ou sous la forme d'engrais azotés de synthèse qui sont composés d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et/ou d'urée ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ). L'ion nitrate est la forme la plus stable de l'azote dans le sol. Il présente une grande mobilité et a tendance, lorsqu'il n'est pas prélevé par la microflore ou les plantes, à être facilement lessivé et à migrer vers les couches profondes et vers l'eau souterraine.

Certaines cultures comme les céréales et les pommes de terre sont particulièrement exigeantes en azote et requièrent plusieurs apports azotés fractionnés pendant la période de croissance pour une production optimale. Ces apports constituent des réservoirs d'azote dans la couche superficielle du sol, susceptibles d'être transportés par ruissellement et érosion en cas d'évènement pluvieux.

À l'inverse, le phosphore est un élément très peu soluble qui existe majoritairement dans le sol sous forme d'ion orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). La fertilisation phosphatée peut être sous forme d'engrais minéraux ou sous forme organique (fumier, lisier). Le phosphore qui n'est pas prélevé par les plantes a tendance à s'accumuler dans le sol, principalement sur les particules fines et dans l'horizon de surface. Le transport de phosphore vers le milieu hydrique s'effectue principalement par érosion.

Le drainage artificiel des terres agricole a des effets variables sur le transport des nutriments: le drainage souterrain réduit les pertes en phosphore et en azote organique mais augmente celles en nitrates et en sels solubles. Inversement, le drainage de surface augmente les pertes en phosphore et réduit celles en nitrates (Skaggs *et al.*, 1994).

### Diminution de l'oxygène dissous

Comme pour le déboisement, l'augmentation de la température de l'eau combinée à une présence accrue de sédiments génère une diminution de la capacité de saturation de l'eau en oxygène (section 4.2.4).



## Augmentation de la concentration en pesticides

La lutte contre les parasites requiert l'application de plusieurs sortes de pesticides : les fongicides, les herbicides et les insecticides. Dans la culture de pomme de terre, les menaces principales sont les doryphores (*Leptinotarsa decemlineata*) et le mildiou. Dans les provinces de l'Atlantique, les producteurs de pommes de terre réalisent habituellement 1 à 2 applications d'herbicides, 2 à 4 applications d'insecticides et 8 à 10 applications de fongicides (Murphy, 2007).

Les pesticides atteignent les eaux de surface soit par aspersion directe dans les cours d'eau situés à proximité des parcelles traitées, soit par l'intermédiaire du ruissellement et de l'érosion après une pluie ou au moment de la fonte de la neige. Les périodes les plus à risque sont au printemps et à l'automne lorsque les sols sont à nus, ou ponctuellement lors d'évènements pluvieux de forte intensité en période de croissance estivale. L'ampleur des concentrations en pesticides dans les eaux de surface est influencée par le type de culture, le taux d'application, les précipitations et le mode de gestion des terres agricoles

Lors d'une étude menée de 2003 à 2007, Xing *et al.* (2012) ont inventorié l'application de pesticides dans 12 bassins versants situés au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard et échantillonné les cours d'eau correspondant après des évènements de précipitation et de ruissellement. Cette campagne incluait le ruisseau Five Fingers localisé dans le bassin versant de la rivière Restigouche et drainant la région agricole de Saint-Quentin (voir section 7.5). Les pesticides les plus fréquemment détectés dans les cours d'eau (dans 17 à 22 % des échantillons) étaient le chlorothalonil (fongicide), le linuron (herbicide) et le métalaxyl (fongicide). Pour ces trois substances, ainsi que pour le métribuzin, les concentrations mesurées ont souvent dépassé les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux du CCME.

Lors d'une étude similaire menée entre 2013 et 2018 sur 13 cours d'eau situés également au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard (dont certains en commun avec l'étude de Xing *et al.*, 2012), les pesticides les plus fréquemment identifiés étaient les insecticides chlorantraniliprole, clothianidine, imidaclopride et thiaméthoxame ainsi que les herbicides atrazine et métalochlor (Lalonde & Garron, 2020). Les concentrations étaient relativement similaires par temps sec et par temps de pluie, ce qui suggère que les substances provenaient, au moins en partie, de l'eau souterraine (résurgence d'écoulements hyporhéiques).

En juillet 2002, un évènement de précipitations intenses a provoqué une hausse soudaine des concentrations en insecticide azinphos-methyl (0,4 - 0,8 µg/L) et la mort de milliers de poissons dans la rivière Wilmot, à l'Île-du-Prince-Édouard. L'impact a été considérable sur les insectes aquatiques dont l'abondance a diminué de plus de 90%, certaines familles d'espèces ayant totalement disparu (Purcell & Giberson, 2007). Les populations de salmonidés ont également été affectés, avec une mortalité chez les jeunes de l'année (1+) et une diminution des espèces endémiques au profit des espèces exotiques comme la truite arc-en-ciel (Gormley *et al.*, 2005).

Certains pesticides ont un impact direct sur le saumon à faible concentration. Par exemple, une concentration de 0,5 µg/L d'atrazine provoque une réduction de 50% des hormones sexuelles (Moore & Waring, 1998), et une concentration de 1 µg/L induit une réduction du comportement reproducteur (Moore & Lower, 2001).

Si les effets létaux et sublétaux des différents pesticides sur les organismes aquatiques sont relativement bien connus tels que déterminés en laboratoire, ces substances sont la plupart du temps présentes dans les cours d'eau sous forme de mélanges, dont la toxicité cumulative est plus complexe à caractériser (Hapke *et al.*, 2016). Elle serait le plus souvent additive, mais aussi parfois synergique avec un niveau de toxicité jusqu'à 100 fois



supérieur (Thompson *et al.*, 1996). Ces effets sont toutefois variables selon les espèces et les doses considérées.

### 5.2.5 Les effets sur les écosystèmes aquatiques et l'habitat du saumon

L'ensemble des processus décrits plus haut ont un impact sur les écosystèmes aquatiques. Certaines études ont mis en évidence, en milieu agricole :

- une diminution de l'abondance et une modification de la diversité de macroinvertébrés (Loomer *et al.*, 2022), avec une prévalence d'espèces tolérantes à la pollution (Chase *et al.*, 2016), aux sédiments et à la chaleur (Dance & Hynes, 1980).
- une augmentation de la taille mais une diminution de la densité et la performance reproductive de certains poissons comme le chabot visqueux (*Cottus cognatus*, Gray *et al.*, 2005; Brasfield *et al.*, 2015);
- une surmortalité des œufs de salmonidés pouvant atteindre 86% (Soulsby *et al.*, 2001).
- une diminution de la densité de truites (Lange *et al.*, 2013);

Les études à long terme (plus de 10 ans) menées aux États-Unis suggèrent que l'abondance des espèces aquatiques évolue peu en période d'étiage et que les principaux changements (mortalité, perte d'abondance et de diversité) surviennent principalement durant les événements de crue (Grossman *et al.*, 1998). Cet impact au moment des crues est plus important en milieu agricole, particulièrement dans un contexte de culture de pomme de terre, qu'en milieu forestier (Brasfield *et al.*, 2015), ce qui serait principalement dû à l'effet combiné d'épisodes de ruissellement et d'érosion plus intenses, des fortes charges en sédiments et des contaminants d'origine agricole, principalement des pesticides, parfois à de fortes concentrations.

Les différents impacts de l'agriculture sur le milieu aquatique (contaminants, sédiments, température de l'eau) agissent comme cofacteurs de stress sur les organismes aquatiques. Lorsque ces derniers vivent dans des conditions environnementales proches de leurs limites de tolérance, ils sont plus vulnérables à un stress chimique supplémentaire. Ainsi, il a été observé que la toxicité des pesticides est plus élevée lorsque la température de l'eau est de 19°C que lorsqu'elle est de 11°C (Dietrich *et al.*, 2014). Elle est également plus élevée lorsque la nourriture est plus rare (Heugens *et al.*, 2001).

### 5.2.6 Les enjeux spécifiques de la culture de pomme de terre au Nouveau-Brunswick

La pomme de terre est la plus grande culture légumière au Canada et représentait en 2020 1,3 milliards de dollars, soit 28% des recettes globales à la ferme pour tous les légumes (AAC, 2021). En 2020, la production au Nouveau-Brunswick était de 522 727 tonnes, pour une superficie cultivée de 19 643 ha équivalente à 14% de la superficie cultivée dans l'ensemble du Canada (Statistique Canada, 2022b).

La culture commerciale de pomme de terre est réalisée en rangs, comme d'autres légumes tels que la betterave à sucre. L'espacement recommandé entre les rangs varie de 75 à 95 cm selon les cultivars (AAC, 2021). La plantation est réalisée en avril ou mai selon les régions et la récolte en octobre. La couverture végétale augmente graduellement pendant l'été mais reste partielle puisque les inter-rangs restent à nu (figure 19).



**Figure 19 : Couverture végétale de la pomme de terre**  
(source: Acadie Nouvelle)

La culture de pomme nécessite de fréquents passages de machinerie dans les champs, est gourmande en éléments nutritifs et laisse peu de résidus végétaux au sol après la récolte. Il est donc important d'adopter de de bonnes rotations culturales et de bonnes pratiques de travail du sol, qui rétablissent sa fertilité, maintiennent ou augmentent sa teneur en matière organique et réduisent le compactage du sous-sol et du sol en surface (AAC, 2021).

### **Des pertes de sol considérables**

L'érosion des sols associée à la culture de pommes de terre a été identifiée comme l'un des problèmes de dégradation des sols les plus sévères au Canada (Coote *et al.* 1981). Le risque d'érosion, que ce soit par érosion hydrique ou par le travail du sol, est considérablement plus important dans la culture de la pomme de terre que pour les autres systèmes culturaux typiques du Canada (Tiessen *et al.*, 2009).

Dans les provinces de l'Atlantique, les pertes en sol annuelles dans les champs mal gérés sont dix fois supérieures au taux de renouvellement du sol (MAAP, 2022). Dans les régions du Nouveau-Brunswick et du Maine, les pertes en sol sous culture de pomme de terre peuvent atteindre 24,3 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> selon des études menées sur des parcelles expérimentales à forte pente (Chow *et al.*, 1990), et 20,8 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en conditions réelles à l'échelle d'un petit bassin versant avec une pente moyenne de 5% (Chow *et al.*, 1999). Des études réalisées à l'aide de la technique du Cs-137 ont permis d'estimer les pertes en sol total (incluant l'érosion par travail du sol et l'érosion éolienne) sur des parcelles près de Grand-Sault (NB) à 13,6 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (Tiessen *et al.*, 2009). Localement, ces pertes dépassaient 25 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans les zones les plus érosives des parcelles étudiées. Dans la partie supérieure de la vallée de la rivière Saint-Jean, les dégâts causés par l'érosion ont entraîné l'abandon de champs pour la production agricole commerciale (MAAP, 2022).

Des teneurs en matière organique de 17 g.kg<sup>-1</sup> ont été mesurées en 1984 dans la couche superficielle de champs cultivés en pomme de terre de manière intensive depuis plus de 15 ans, au nord-ouest du Nouveau-



Brunswick (Wang *et al.*, 1984) alors que ces valeurs étaient de plus du double dans les années 1960 avant l'intensification de la culture de pomme de terre (Langmaid *et al.*, 1976) et que des teneurs de l'ordre de 20 à 29 g.kg<sup>-1</sup> sont requises pour une production optimale (Hinds, 1989, cité par Rees *et al.*, 2011).

### Effets sur la qualité de l'eau

Plusieurs études ont été réalisées au Nouveau-Brunswick afin de comparer la qualité de l'eau dans des cours d'eau situés en zone agricole et en zone forestière et d'évaluer ainsi l'impact des activités agricoles, et plus spécifiquement de la culture de pommes de terre.

Chow *et al.* (2011) ont suivi de 2003 à 2007 la rivière Little, située au nord-ouest du Nouveau-Brunswick, ainsi que deux de ses sous-bassins. Le sous-bassin du ruisseau Black Brook, à dominance agricole avec principalement la culture de pomme de terre, a présenté le plus faible débit annuel spécifique, la charge en sédiments, la température et les concentrations en nutriments les plus élevées (tableau 2).

**Tableau 2: Qualité de l'eau selon l'occupation agricole dans le sous-bassin, bassin versant de la rivière Little River (Chow *et al.*, 2011)**

Sous-bassin	Black Brook	Upper Little River	Little River
Occupation du sol (agriculture – forêt)	65% - 21%	4% - 91%	16% - 77%
Débit annuel spécifique (Mm <sup>3</sup> /km <sup>2</sup> )	0,59	0,90	0,85
Charge annuelle en sédiments (t/km <sup>2</sup> /année)	181,6	57,0	121,6
Concentration moyenne en matières en suspension (mg/L)	0,33	0,06	0,13
Concentration moyenne en nitrates (mg/L)	4,39	0,45	1,24
Concentration moyenne en orthophosphates (mg/L)	56,4	19,6	24,3
Température (°C)	7,6	5,9	7,2

Brasfield *et al.* (2015) ont suivi de 2002 à 2004 trois autres tributaires de la Little River, dont les sous-bassins présentaient une densité agricole variable. Les résultats ont montré une température de l'eau plus élevée dans le ruisseau Ten Mile Brook (tableau 3), dont le sous-bassin est majoritairement agricole, ainsi que la présence de résidus de pesticides associés à la culture de pomme de terre, principalement lors d'évènements de précipitations et de ruissellement. Certains pesticides (azinphos-méthyl, imidaclopride et linuron) ont dépassé à plusieurs reprises les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux du CCME. En particulier, l'azinphos-méthyl (insecticide) a atteint un pic de concentration de 9 ng/L, ce qui est 461 fois supérieur au seuil recommandé.

**Tableau 3: Effet de l'occupation agricole d'un sous-bassin sur la température de l'eau de tributaires de la rivière Little (Brasfield et al., 2015)**

Sous-bassin	Ten Mile Brook	Dead Brook	Donat Brook
Occupation du sol (agriculture – forêt)	69% - 21%	45% - 48%	24% - 72%
Température de l'eau (nombre de degrés-jours au-dessus de 0°C, valeur médiane sur les trois années)	929,6	990,1	996,6

Chase *et al.* (2016) ont mené une étude similaire dans la région de Grand Falls dans le nord du Nouveau-Brunswick. Des sous-bassins cultivés, avec une grande densité de cultures en rangs comme les pommes de terre, ont été comparés avec des sous-bassins forestiers. Les résultats ont montré qu'en région agricole, les débits d'étiage étaient plus faibles, les crues plus fréquentes, les concentrations en nitrates et en orthophosphates plus élevées, la température de l'eau plus élevée et l'oxygène dissous plus faible. Les auteurs ont constaté que la présence d'une couverture forestière sur les rives des cours d'eau en milieu agricole permettait d'atténuer ces effets de manière significative à l'échelle du bassin versant.

Gray *et al.* (2005) ont comparé la qualité de l'eau de 19 rivières du Nouveau-Brunswick situées en milieu forestier et en milieu agricole. Celles situées en milieu agricole avec prédominance de culture en rang présentaient davantage de sédiments fins, une température de l'eau plus élevée et des concentrations en nitrates également plus élevées.

### 5.3 Pratiques de gestion bénéfiques pour protéger les rivières à saumon

Il existe une multitude de pratiques permettant de réduire le ruissellement, l'érosion, les pertes en sol, en nutriments et en pesticides. Ces pratiques sont adaptées selon le type de culture, le type de sol, la topographie, la connexion au réseau hydrographique. Outre les avantages à la ferme (prévention de l'érosion et du ravinement qui nuisent aux opérations culturales), elles peuvent également avoir des avantages hors-ferme comme une réduction des coûts liés à l'entretien des fossés, ainsi que des effets d'intérêt public (protection des milieux aquatiques, de la biodiversité et des sources d'eau potable). L'adoption de telles pratiques culturales est d'autant plus importante dans le contexte des changements climatique et de l'intensification des processus de ruissellement et d'érosion (Eekhout *et al.*, 2022).

### 5.3.2 Aménager les terres agricoles

**Les terrasses et déviations** (appelées parfois « terrasses de contour ») sont des aménagements qui séparent un champ long et incliné en une série de champs à inclinaison plus courte dans le but de faire dévier le ruissellement et de favoriser l'infiltration (figure 20). Cette pratique sert à préserver l'eau pour la croissance des plantes ainsi qu'à réduire l'érosion par ruissellement. Les eaux de ruissellement excessives s'écoulent dans les voies d'eau gazonnées et dans d'autres exutoires adéquats.



**Figure 20: Zone de culture où un labour en terrasse a été associé à un maillage de zones tampons (talus enherbés, haies ou bandes enherbées; comté de Woodbury, dans l'Iowa). Source : Wikipédia**

**Les voies d'eau engazonnées** peuvent être utilisées seules ou conjointement avec des déviations et sont normalement construites dans des dépressions naturelles où l'eau peut s'écouler et s'accumuler (figure 21). La réduction de l'inclinaison et l'augmentation de la rugosité de la surface des voies d'eau gazonnées ralentissent le ruissellement, filtrent les sédiments et diminuent l'érosion. Les voies d'eau peuvent également être enrochées.



**Figure 21: Voie d'eau engazonnée**

Le programme *Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques* (EPBH) est un projet de recherche à long terme lancé par Agriculture et Agroalimentaire Canada en 2004 visant à déterminer les répercussions économiques et sur la qualité de l'eau de certaines PGB dans neuf bassins versants au Canada (Stewart, 2017; AAC, 2019). Parmi ces bassins versants, celui du Ruisseau Black au Nouveau-Brunswick a fait l'objet de l'aménagement de détournements et de voie d'eau engazonnées afin de déterminer leur effet sur les pertes en sol et en contaminants (figure 22). En aval des deux sous-bassins à l'étude, le débit annuel moyen a diminué de 24 % et la charge de sédiments annuelle totale a été réduite de plus de la moitié par rapport aux niveaux antérieurs aux PGB. La concentration moyenne de sédiments dans les eaux du ruisseau est passée de 0,7 à 0,4 g/l. Les chartes en nutriments (azote et phosphore) sont demeurées inchangées tandis que les concentrations en pesticides ont diminué de moitié. Les déviations ont eu un effet positif sur les rendements, insuffisants toutefois pour compenser les coûts d'installation et d'entretien, estimés à 360 \$/ha/an.



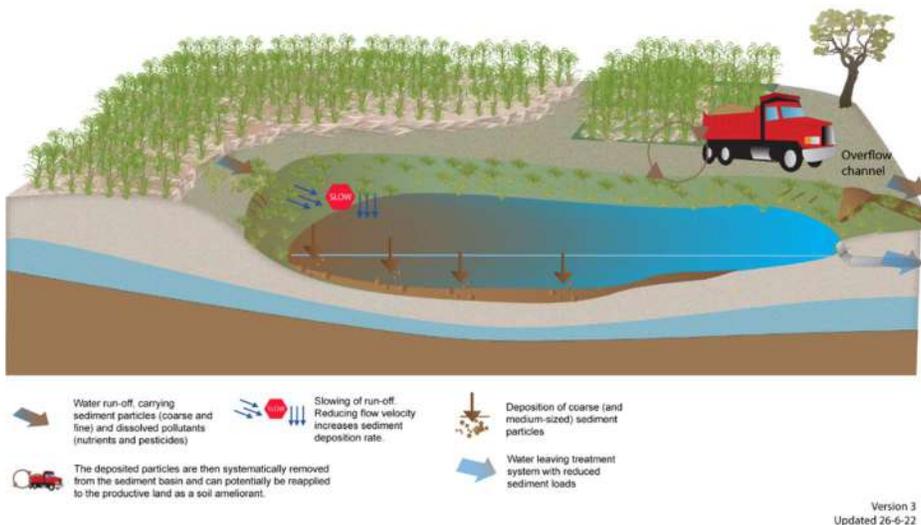
**Figure 22 : Voies d'eau engazonnées dans le bassin versant du ruisseau Black au Nouveau-Brunswick (Stewart, 2017)**

**Les bandes enherbées (ou bandes engazonnées ou encore bandes tampon)** sont des bandes de végétation naturelle ou plantée composées de graminées, de plantes fourragères, d'arbustes et/ou d'arbres, qui sont aménagées le plus souvent en bas de pente, entre la parcelle agricole et un fossé, un cours d'eau ou un milieu humide (figure 23). Elles peuvent également être plantées dans la parcelle, transversalement à la pente. Les bandes enherbées ont une largeur de quelques mètres (typiquement de 3 à 10 m) et permettent d'intercepter le ruissellement et le transport de sédiments et de contaminants provenant de la parcelle en favorisant l'infiltration dans le sol. Elles ont également un rôle de protection de la biodiversité et comme corridor pour les animaux sauvages (Stewart *et al.*, 2011).



**Figure 23 : Exemple de bande enherbée (source : [www.herbea.org](http://www.herbea.org))**

**Les bassins de sédimentation et de rétention des eaux** sont aménagés pour intercepter et retenir les eaux de ruissellement lors des fortes pluies avant qu'elles n'atteignent le réseau hydrographique, avec pour effet de ralentir le débit de l'eau et de favoriser le dépôt des sédiments les plus grossiers (sable et silt) et des débris. Ils sont constitués d'une berme, d'une cuvette de rétention et d'un avaloir d'évacuation (figure 24). Un curage régulier des bassins est nécessaire afin de maintenir leur volume de rétention et donc leur efficacité.



**Figure 24 : Représentation schématique du fonctionnement d'un bassin de sédimentation (source : Queensland Government)**

**L'aménagement de petits barrages de terre et de réservoirs** permet de diminuer le débit de pointe des écoulements en aval ainsi que le risque d'inondation (figure 25). Ils peuvent aussi réduire considérablement les charges de sédiments et de qui parviennent aux cours d'eau. Plusieurs types de barrage peuvent être envisagés :

- les barrages secs de protection contre les inondations, qui laissent passer lentement et de façon contrôlée les eaux de crue (aucune capacité de stockage);
- les barrages d'irrigation par submersion, qui emmagasinent temporairement (pendant au moins deux semaines) une faible profondeur d'eau sur une grande superficie de terres de culture ou de pâturage, avant de la libérer;
- les barrages polyvalents, qui ressemblent aux barrages secs, mais retiennent environ 10% à 15% de leur capacité de stockage totale, pour les utilisations d'eau en période estivale.



**Figure 25 : Réservoir Steppler présentant un niveau élevé d'eau retenue. Bassin versant du ruisseau Tobacco Suc, au Manitoba (AAC, 2019)**

**La limitation de l'accès du bétail aux cours d'eau** à l'aide de clôtures d'exclusion permet de préserver la bande riveraine et de limiter la contamination du cours d'eau en sédiments fins, nutriments et en bactéries fécales (AAC, 2019; figure 26).



**Figure 26 : Impact de l'accès du bétail aux cours d'eau sur le lit et la bande riveraine (source : University of Alberta)**

### 5.3.3 Améliorer les pratiques culturales

#### La gestion des résidus de culture et le paillage

Le fait de laisser les résidus de la culture principale à la surface du sol après sa récolte permet d'assurer un rôle de couvre-sol, de limiter les pertes de sol, d'ajouter de la matière organique et aide à améliorer la structure du sol. Ces résidus sont ensuite incorporés au sol au printemps suivant avant le semis ou la plantation (figure 28 et

figure 27figure 29). Cette méthode est surtout applicable pour les cultures céréalières. Pour les cultures qui laissent peu de résidus au sol, comme la pomme de terre, le canola, le soja, les légumes et les produits de pépinières, la méthode du paillage est recommandée. Elle consiste à appliquer des résidus de culture (foin, paille, copeaux) à la surface du sol à l'automne, après la récolte de la culture principale. Cette méthode est utilisée depuis de nombreuses années et son efficacité dans le contrôle de l'érosion est bien documentée, surtout dans les régions où les pertes de sol se produisent principalement de la fin de l'automne au début du printemps, comme c'est le cas à l'Île-du-Prince-Édouard (Burney & Edwards, 1995, cité dans Rees *et al.*, 2002). Des études ont également montré son efficacité dans le contexte du Nouveau-Brunswick où les événements d'érosion se produisent essentiellement en été : le paillis est appliqué en surface à l'automne puis incorporé au sol au printemps suivant. Une application de paillis de foin 2,25 t ha<sup>-1</sup> a permis de diminuer raisonnablement la perte de sol sur une pente moyenne (moins de 9 %) touchée par des précipitations relativement faibles. Dans le cas de pentes abruptes et longues qui doivent subir des événements de précipitations intenses, des taux d'application plus élevés sont nécessaires. En outre, le paillis peut permettre dans certaines conditions d'augmenter le rendement des cultures de pomme de terre (Rees *et al.*, 2002). Le paillis de foin présente toutefois l'inconvénient de réduire la température du sol et à augmenter son taux d'humidité au printemps.



**Figure 28 : Incorporation des résidus de culture au printemps à l'aide d'une herse chisel (source : Ontario Ministry of Agriculture)**



**Figure 27: Résidus de culture protégeant la surface du sol (source : Ontario Ministry of Agriculture)**

### **Le labour et la culture selon les courbes de niveau (ou culture en contour)**

Cette pratique consiste à labourer et/ou à planter sur une parcelle en pente en suivant ses courbes de niveau d'élévation plutôt que dans le sens de la pente (figure 29). Les courbes de niveau créent une rupture de pente qui réduit la formation de ravines et rigoles lors d'un évènement de ruissellement important. La rupture de pente laisse également plus de temps à l'eau pour s'infiltrer dans le sol. Cette méthode est également connue pour prévenir l'érosion liée au travail du sol (Farahani *et al.*, 2016).



**Figure 29 : Culture selon les courbes de niveau (source : [www.shutterstock.com](http://www.shutterstock.com))**

### **Le Keyline Design**

Le Keyline Design est une méthode de conception agricole et paysagère, créée dans les années 1940 et utilisée notamment en permaculture, qui consiste à utiliser au mieux la topographie et la gravité lors de l'aménagement des parcelles et du travail du sol afin d'optimiser la répartition et la circulation des eaux de ruissellement sur l'ensemble d'une parcelle, de maximiser l'infiltration de l'eau dans les sols, de réduire l'érosion, d'augmenter la perméabilité des sols et leur capacité de rétention en eau tout en améliorant leur résilience à long terme (Yeomans, 1954 & 1958; Hill, 2003). Cela inclut un travail également l'installation de bassins d'accumulation d'eau (« key points ») et d'un système d'irrigation par gravité à partir de ces bassins. Une étude comparative réalisée par modélisation à l'échelle de petits bassins versants a montré que l'application du Keyline Design peut engendrer une diminution de 8 à 12% du ruissellement annuel (Giambastiani *et al.*, 2023).

### **La réduction du travail du sol (pour les cultures de céréales et d'oléagineuses)**

Le travail du sol classique comporte au moins un labour au printemps et un autre à l'automne. Le travail de conservation du sol va du travail réduit (un seul labour par année) jusqu'au semis direct (aucun travail du sol). Il vise à maximiser la quantité de résidus de culture restant à la surface du sol. Ses avantages sont nombreux (AAC, 2014) :

- réduction de l'érosion du sol et de l'exportation d'éléments nutritifs et de pesticides par ruissellement et par érosion liée au travail du sol;

- augmentation de la teneur en carbone dans le sol;
- augmentation du rendement;
- diminution des coûts de main d'œuvre et d'équipement;
- protection des milieux aquatique et de la biodiversité;
- diminution des gaz à effet de serre.

Cette méthode peut aussi présenter des inconvénients tels que :

- des résidus de récolte excédentaires;
- une humidité du sol excessive et une faible température du sol;
- des problèmes de gestion du fumier;
- des enjeux de lutte contre les mauvaises herbes et contre les parasites.

De plus, elle ne s'applique pas aux cultures en rangs (pomme de terre, betterave à sucre). La réduction du travail du sol réside également dans le choix des outils utilisés.

### **L'implantation de cultures intercalaires**

Les cultures intercalaires consistent à cultiver des plantes compagnes adaptées en rangs intercalaires avec les plantes à faible couverture sol (figure 30). Dans certains cas, les plantes intercalaires pourraient rapporter des recettes supplémentaires aux producteurs (AAC, 2022a).



**Figure 30: Exemple de culture intercalaire (céréales / pois; source : Ontario Ministry of Agriculture)**

### **L'implantation de cultures couvre-sols (ou engrais verts)**

Les cultures couvre-sol sont implantées normalement à l'automne après la récolte de la culture principale (figure 31). Elles protègent le sol contre l'érosion du sol et le transport d'éléments nutritifs à la fin de l'automne, en hiver et au début du printemps. Elles sont ensuite enfouies avant le semis de la culture principale, afin d'enrichir le sol et d'améliorer la productivité. Les cultures couvre-sol les plus répandues sont le trèfle, l'avoine, le seigle ou encore le radis oléagineux (AAC, 2005).

Cette méthode s'applique surtout aux régions où l'hiver est tardif, doux et peu enneigé. Dans les conditions du Québec et du Nord du Nouveau-Brunswick, la saison de croissance est trop courte pour permettre à la plupart des cultures couvre-sol de s'implanter après la récolte de cultures en rangs comme la pomme de terre. Le seigle d'automne et le blé d'hiver peuvent être utilisées mais avec un succès limité (AAC, 2005). Cette méthode pourrait cependant devenir intéressante dans les prochaines années dans le contexte des changements

climatiques, avec la réduction attendue du nombre de jours de protection du sol par la neige ou si les phénomènes météorologiques extrêmes deviennent plus courants au printemps avant l'ensemencement, lorsque le sol est particulièrement exposé à l'érosion (AAC, 2022a).

Les principaux inconvénients résident dans la difficulté de semer à l'automne à cause du taux d'humidité du sol souvent élevé, et dans le fait que les sols restent souvent humides et plus froids au printemps suivant, ce qui peut retarder la plantation ou le semis.



**Figure 31 : implantation de seigle comme couvre-sol (source : Ontario Ministry of Agriculture)**

### **L'amélioration des rotations culturales**

Dans le cas de cultures horticoles ou de cultures racines qui laissent peu de résidus sur des terres agricoles à faible teneur en carbone organique, la rotation des cultures devrait inclure des cultures qui laissent beaucoup de résidus, telles que le trèfle, la luzerne, l'ivraie, l'avoine et le blé d'hiver (AAC, 2022).

Un allongement des rotations permet également de préserver les sols et de réduire les risques de maladie. Une étude réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada au Manitoba a permis de démontrer que des rotations sur 3 ou 4 ans permettent de maintenir la productivité à long terme, particulièrement lorsque la rotation inclut du canola, tandis que les rotations sur 2 ans provoquent une diminution du rendement, associée à des niveaux élevés de mort prématurée des pommes de terre (Potato Early Dying; Mohr *et al.*, 2011). L'introduction de légumineuses comme la luzerne dans les rotations longues permet d'augmenter l'efficacité d'utilisation énergétique en préservant la fertilité du sol, optimisant l'utilisation d'intrants chimiques et en réduisant les émissions de gaz à effet de serre (Khakbazan *et al.*, 2019).

L'allongement des rotations peut toutefois avoir un impact économique important à court terme lorsqu'un type particulier de culture comme la pomme de terre présente un potentiel de revenus plus élevé que la plupart des autres types de cultures. Cela peut alors nécessiter une augmentation des superficies cultivées afin de maintenir le même niveau de revenus (AAC, 2005).

### **La culture en micro-barrages**

Le mode de plantation en buttes, caractéristique de la culture de pomme de terre, a tendance à concentrer le ruissellement lors des événements pluvieux. Une manière de réduire cet impact consiste à créer des petits monticules (ou micro-barrages) à intervalles réguliers entre les buttes. Ces obstacles permettent de contenir l'eau de pluie sous forme de petites flaques temporaires et de favoriser ainsi l'infiltration au détriment du ruissellement. Cette technique est bien développée en Europe. En général, la mise en place de ces micro-



barrages dans les secteurs sensibles à l'érosion peut réduire drastiquement le ruissellement et l'érosion, tout en maintenant l'humidité et les nutriments dans le sol, ce qui a un effet bénéfique sur les rendements (Olivier *et al.*, 2014; Sittig *et al.*, 2020). Une étude comparative réalisée à l'Île-du-Prince-Édouard a montré une réduction du transport de sédiments et de nutriments de 22 à 97% grâce à cette technique, sans effet sur le rendement (Gordon *et al.*, 2011). Cette technique pourrait être moins efficace lors des événements extrêmes pendant lesquels l'eau de ruissellement passe par-dessus les micro-barrages.

### **Favoriser les cultures vivaces plutôt que les cultures annuelles**

Contrairement aux variétés annuelles, les cultures vivaces repoussent chaque année, pendant trois ou quatre ans. Elles ont des racines plus étendues qui utilisent le sol à longueur d'année et leur saison de croissance est plus longue, ce qui implique moins de travail et moins de coûts associés aux semences, mais aussi des avantages environnementaux.

### **Les principaux défis dans la mise en œuvre des PGB**

De nombreux agriculteurs utilisent déjà des PGB, mais des efforts restent à faire pour améliorer le taux d'adoption. Selon une enquête menée par AAC, certains facteurs exercent une influence sur l'adoption de PGB : le niveau d'éducation, l'âge, le sexe, la résidence sur la ferme, la taille de la ferme, la certification biologique, l'appartenance à un groupe de conservation par bassin hydrographique ou encore les coûts de la main-d'œuvre (AAC, 2019).

Le principal frein à la mise en œuvre des PGB par les producteurs est économique (Clearwater *et al.*, 2016) : les frais d'installation et d'entretien annuel sont élevés à court terme, et cela nécessite souvent de la machinerie spécialisée. D'un autre côté, les rendements sont peu ou pas influencés et les retombées potentielles sont à long terme et difficiles à évaluer. L'ampleur du rendement économique potentiel des PGB n'a pas encore été pleinement déterminée (AAC, 2018). Le second facteur principal évoqué par les producteurs est le manque de temps (Clearwater *et al.*, 2016).

Les gouvernements tentent depuis d'élaborer des programmes, incluant des incitatifs financiers pour les agriculteurs, afin de favoriser l'adoption des PGB à l'échelle du Canada et des provinces.

## **5.3.4 Les pratiques de gestion bénéfique en agriculture au Nouveau-Brunswick**

### **Portrait général de l'agriculture au Nouveau-Brunswick**

Le secteur agricole du Nouveau-Brunswick est un élément clé de l'économie provinciale. Avec environ 3 000 fermes, il emploie plus de 13 000 personnes et la valeur des expéditions d'aliments et de boissons représente plus d'un milliard de dollars (MAAP, 2022b). Les produits laitiers et les pommes de terre représentent 45 % des revenus agricoles, l'élevage (bœuf, volaille et porc) 30 %, les grandes cultures de fruits et légumes 7,5 %, les œufs 6 % et les produits de l'érable 2 %. Les pommes de terre, surtout de semences, représentent la principale exportation agricole de la province, qui fournit 20 % de la production canadienne. Elles sont surtout cultivées dans la vallée du fleuve Saint-Jean. En 2021, 52 200 acres (21 125 ha) étaient cultivées en pomme de terre à l'échelle de la province, avec une production de 826 000 tonnes, soit un rendement moyen de 39 t/ha (MAAP, 2021).

Plus de 70% des terres agricoles du Nouveau-Brunswick présentent des caractéristiques limitantes comme un sous-sol compacté et une mauvaise structure (45,5 %), une topographie escarpée (20,8 %) et un substrat



rocheux peu profond (5,8 %). En plus de ces caractéristiques limitantes, l'érosion hydrique constitue désormais le principal défi qui afflige la zone de production de pommes de terre située dans la vallée de la rivière Saint-Jean. Les principaux facteurs qui ont augmenté la dégradation du sol sont (MAAP, 2022b) :

- La monoculture, c'est-à-dire l'absence de rotation culturale et l'utilisation minimale de plantes de couverture;
- Le passage de machines lourdes sur le sol humide;
- Une trop faible pierrosité;
- Le travail du soi de haut en bas et de bas en haut sur un terrain en pente raide;
- Le trop grand recours, à des moments inopportuns, de machines non appropriées pour le travail du sol;
- L'application minimale de fumier et d'engrais verts.

Les pratiques conventionnelles consistent en un travail du sol primaire réalisé habituellement à l'automne au moyen d'une charrue à soc, et un travail secondaire au printemps au moyen d'une charrue à disques combinée à un vibroculteur, un cultivateur rotatif, une herse à dents à ressorts et une herse à dents rigides pour préparer le lit de semence (MAAP, 2022b).

### **Politique gouvernementale relativement aux PGB**

Des pratiques culturales de conservation permettent de réduire le nombre de passages des machines dans le champ pour la préparation du soi et d'augmenter la couche de résidus en surface pour protéger le sol et réduire la perte d'humidité. Elles incluent un seul passage des disques, l'utilisation de la herse chisel, le sous-solage, le buttage.

Les principales PGB recommandées par le MAAP pour lutter contre l'érosion sont :

- Les bassins de sédimentation;
- Les voies d'eau engazonnées;
- Les terrasses;
- Le paillage à base de foin (après les cultures de pomme de terre).

L'absence de travail du sol (semis direct) est encore peu répandue au Nouveau-Brunswick (AAC, 2022b).

Le plan de gestion recommandé par le gouvernement dans la culture de pomme de terre est une combinaison des techniques de culture en courbes de niveau et de culture en terrasses, avec une charrue à versoirs réversibles (sillons ouverts vers le haut de la pente), utilisées au printemps de l'année de culture des pommes de terre dans une rotation de 3 ou même de 4 ans (MAAP, 2007).

Le concept de **planification environnementale à la ferme, ou plan de ferme environnemental (PFE)** est né en Ontario en 1993 et a été instauré au Canada Atlantique à la fin des années 1990. Il s'agit d'un outil d'évaluation volontaire conçu pour aider les producteurs agricoles à améliorer leur gestion environnementale en accroissant leur sensibilisation aux risques et aux avantages agroenvironnementaux ainsi que leurs connaissances dans ces domaines. Le PFE dresse la liste des risques agroenvironnementaux et présente un plan d'action détaillant les PGB requises pour atténuer ces risques. L'implantation des PFE fait l'objet d'un partenariat entre les gouvernements fédéral et provinciaux (Partenariat Canadien pour l'Agriculture). Le PFE est



souvent une exigence pour obtenir une aide financière afin de mettre en œuvre des PGB destinées à réduire les risques agroenvironnementaux. En 2011, plus de 50 % des exploitations agricoles dans les Provinces de l'Atlantique étaient dotées d'un PFE (Clearwater *et al.*, 2016).

Le programme gouvernemental *Agriculture écologiquement durable*, en vigueur depuis 2018, fournit de l'aide financière pour planifier et mettre en œuvre des pratiques respectueuses de l'environnement. Cela inclut la mise en place de PGB, avec une aide spécifique pouvant aller jusqu'à 50 000 \$ (MAAP, 2022c).

### **La réglementation des pratiques agricoles pour protéger les prises d'eau potable au Nouveau-Brunswick**

La Loi d'assainissement de l'eau désigne des "secteurs protégés des bassins hydrographiques" ainsi que des "secteurs protégés des champs de captage" visant à protéger les prises d'eau potable, de surface et souterraine respectivement (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2021). Dans le cas des eaux de surface, plusieurs éléments réglementaires restreignent les activités agricoles pratiquées à l'intérieur des bassins hydrographiques désignés qui peuvent couvrir de grandes superficies, jusqu'à plusieurs centaines de km<sup>2</sup> (par exemple l'ensemble du bassin versant de la rivière Iroquois au nord d'Edmunston). Ces restrictions visent essentiellement à réduire les quantités de sédiments et de contaminants chimiques et bactériologiques dans les cours d'eau, et consistent principalement à :

- maîtriser le ruissellement et le drainage souterrain de sorte à ne pas augmenter la concentration en MES dans les cours d'eau de plus de 25 mg/L;
- aménager une bande gazonnée de 5 m de largeur le long de toute parcelle avec une culture en ligne;
- s'assurer que le sol est en tout temps cultivé ou recouvert d'un matériau qui prévient l'érosion;
- ne pas défricher plus de 5% de chaque parcelle agricole à chaque année;
- ne pas entreposer de fumier.

### **5.3.5 Les pratiques de gestion bénéfique en agriculture au Québec**

Au Québec, le secteur de la production agricole regroupe environ 28 000 exploitations. Il est surtout orienté vers l'élevage. La production laitière est la principale production animale tandis que la culture du maïs-grain arrive au premier rang parmi les productions végétales

La pomme de terre est le légume le plus cultivé au Québec. En 2021, 18 700 ha étaient cultivés en pomme de terre à l'échelle de la province, avec une production de 640 000 tonnes, soit un rendement moyen de 34 t/ha (Gouvernement du Québec, 2023).

#### **Politique gouvernementale relativement aux PGB**

Le Règlement sur les Entreprises Agricoles (REA) est entré en vigueur le 14 juin 2002 et résulte d'un exercice de modernisation du Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) mis en vigueur en 1997. Il met de l'avant une approche qui vise à limiter les risques liés à la pollution ponctuelle et diffuse causée par les activités agricoles, notamment par l'atteinte d'un équilibre des sols en phosphore. Cette nouvelle approche de gestion tient compte des besoins nutritifs des plantes à satisfaire pour assurer leur croissance et se base sur le calcul réel des déjections animales produites à la ferme.



Le gouvernement du Québec a publié en 2020 son *Plan d'agriculture durable 2020-2030* (MAPAQ, 2020) dont les objectifs sont de

1. Réduire l'usage des pesticides et leurs risques pour la santé et l'environnement :
  - Réduire de 500 000 kilogrammes de pesticides de synthèse vendus;
  - Réduire de 40 % des risques pour la santé et l'environnement;
2. Améliorer la santé et la conservation des sols :
  - 75 % des superficies cultivées seront couvertes en hiver par des cultures ou par des résidus de cultures;
  - 85 % des sols agricoles auront un pourcentage de matière organique de 4 % et plus;
3. Améliorer la gestion des matières fertilisantes :
  - Réduire de 15 % des apports de matières fertilisantes azotées sur les superficies en culture;
4. Optimiser la gestion de l'eau :
  - Améliorer l'indice de santé benthos des cours d'eau dégradés d'une classe ou de 15 unités;
  - Réduire de 15 % de la concentration en phosphore total des cours d'eau;
5. Améliorer la biodiversité :
  - Doubler les superficies agricoles aménagées (bandes riveraines élargies et haies brise-vent) favorables à la biodiversité.

De plus, le MAPAQ a mis en place l'initiative ministérielle de rétribution des pratiques agroenvironnementales (RPA) dont l'objectif est de reconnaître et d'encourager financièrement l'adoption par les producteurs agricoles de pratiques agroenvironnementales qui vont au-delà des exigences réglementaires et qui génèrent des gains environnementaux importants (MAPAQ, 2021).





## 6 La création d'aires protégées pour préserver l'habitat du saumon

Outre l'amélioration des pratiques afin de limiter l'impact des activités humaines comme l'exploitation forestière et l'agriculture au sein des bassins versants, la protection des écosystèmes aquatiques et de l'habitat du saumon passe également par la création d'aires protégées.

### 6.1 Les aires protégées au Canada

#### 6.1.1 Les aires protégées

La définition d'aire protégée au Canada est inspirée de celle proposée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) : *un espace géographique bien défini qui est géré de façon à y assurer à long terme la conservation de la nature, des services écosystémiques et des valeurs culturelles qui y sont associées.*

Il existe près de 12 000 aires protégées terrestres au Canada, couvrant 13% du territoire (ECCC, 2022a). L'objectif est d'atteindre 30% en 2030. Ces aires protégées peuvent être des parcs nationaux, provinciaux ou territoriaux, des aires protégées autochtones, des réserves nationales de faune, des refuges d'oiseaux migrateurs ou encore des aires marines protégées. Elles sont gérées par plusieurs programmes et organismes incluant Conservation de la nature Canada, Parcs Canada et Environnement et Changement Climatique Canada.

De plus en plus d'aires protégées sont créées en partenariat ou même sur l'initiative de groupes autochtones, avec le soutien du gouvernement du Canada. Le programme *Gardiens pour la Terre (Land needs Guardians)* vise à aider les peuples autochtones du Canada à créer et/ou gérer les aires protégées, rétablir les écosystèmes dégradés, y cultiver leurs savoirs traditionnels et leur relation avec le territoire (Gardiens pour la Terre, 2023). Les « Gens du Saumon » ont pour rôle spécifique de protéger les bassins versants à saumons. Les aires protégées et de conservation autochtones (APCA) sont créées en partenariat avec les gouvernements, et certaines peuvent être désignées comme des parcs tribaux, des parcs nationaux ou territoriaux, ou encore comme des réserves nationales de la faune. Depuis 2018, trois APAC ont vu le jour dans les Territoires du Nord-Ouest. Les gouvernements autochtones jouent un rôle de premier plan pour déterminer les terres à protéger et en assumer la gestion. Les APCA se heurtent toutefois à plusieurs défis, tels que le manque de financement à long terme, l'absence d'un cadre législatif et les relations entre les Autochtones et l'État. Ainsi, cet essai propose plusieurs recommandations touchant divers aspects de la désignation et de la gestion (Leblanc-Rajotte, 2020). Au Québec, le gouvernement a modifié en février 2021 la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* en y introduisant le concept d'aires protégées d'initiative autochtone. Les Premières Nations peuvent désormais proposer des projets sur leur territoire afin d'y conserver des éléments de la biodiversité et de leur culture.

#### 6.1.2 Les zones d'importance écologique (ZIE)

Une ZIE est un outil réglementaire de gestion par zone créé en vertu de l'art. 35.2 de la *Loi sur les pêches* qui s'applique aux eaux douces, estuariennes et marines. L'objectif de ces zones consiste à garantir la protection et



la conservation à long terme, par l'intermédiaire de la réglementation, de zones clés du poisson et de son habitat qui sont sensibles, hautement productives, rares ou uniques, et à garantir la restauration efficace de ces zones, lorsque cela est nécessaire.

Aucune ZIE n'est présentement établie au Canada. Toutefois, le MPO a publié début 2023 un Cadre national pour la désignation, la mise en place et la gestion des ZIE (MPO, 2023) et évalue actuellement différentes zones candidates pour l'établissement de ZIE.

## **6.2 Les aires protégées au Nouveau-Brunswick**

### **6.2.1 Les zones naturelles protégées (ZNP)**

Le gouvernement du Nouveau-Brunswick a adopté en 2003 la *Loi sur les zones naturelles protégées* afin d'assurer la protection des régions sauvages et d'empêcher la perte des habitats naturels. Les terres désignées en vertu de cette loi sont protégées contre tout développement futur (MRNDE, 2022a). L'ajout de nouvelles ZNP a été réalisé en 2003, 2008 et 2014. Il existe actuellement 208 ZNP représentant un total de 2 738 km<sup>2</sup> de terres et de cours d'eau, incluant 6 ZNP en terres privées (18 km<sup>2</sup>) et 202 ZNP sur les terres de la Couronne (2 720 km<sup>2</sup>). Les ZNP sont classées en deux catégories :

- les ZNP de classe I où l'accès est interdit afin de protéger des éléments sensibles, à moins de posséder un permis scientifique ou éducatif;
- les ZNP de classe II où les activités récréatives à faible impact sont permises. Des activités traditionnelles de cueillette sont également permises. Les activités de nature industrielle, commerciale et agricole, de même que les activités de mise en valeur y sont interdites. Ces zones offrent la possibilité d'étudier le milieu naturel et la reconstitution d'écosystèmes altérés. Un permis y est exigé pour y tenir des activités de nature éducative et scientifique.

La sélection des ZNP a été réalisé afin de maximiser la valeur écologique du réseau de ZNP. Parmi les caractéristiques prioritaires, on retrouve les forêts anciennes, les types de forêts rares, les caractéristiques géologiques rares, les lieux ayant une riche diversité d'espèces et les lieux ayant des espèces rares. La taille et la forme des zones naturelles protégées ont été choisies de manière à maximiser la quantité d'habitats fauniques intacts, tout en tenant au minimum la quantité incluse de terres touchées par des activités humaines (MRNDE, 2022a). La plupart des ZNP sont donc des écosystèmes forestiers de grande valeur écologique, mais cette approche n'a pas ciblé la protection spécifique des cours d'eau.

Depuis 2021, le gouvernement du Nouveau-Brunswick mène une initiative (« Patrimoine naturel ») en collaboration avec des partenaires autochtones, des groupes de conservation, des intervenants et le public afin de doubler la superficie de terres protégées au Nouveau-Brunswick et d'atteindre l'objectif de désigner 10 % des terres de la province en tant que zones protégées. Une consultation a été menée afin d'identifier les sites les plus propices (MRNDE, 2022b) et une série de 552 aires protégées couvrant une superficie de 3 848 km<sup>2</sup> a été créée en 2022 permettant d'atteindre l'objectif de 10%. Ces nouvelles aires protégées sont davantage ciblées sur la protection des cours d'eau, des lacs et des milieux humides, avec une protection qui s'élargit au-delà des zones tampons déjà établies autour de cours d'eau comme les rivières Restigouche, Patapédia, Kedgwick et Upsalquitch, afin de maintenir la qualité de l'eau et l'habitat d'espèces comme le saumon de l'Atlantique (MRNDE, 2022b).



## **6.2.2 Parcs provinciaux**

Il existe 11 parcs provinciaux au Nouveau-Brunswick, qui couvrent une superficie de 200 km<sup>2</sup>. Il s'agit de territoires protégés et aménagés afin d'offrir des activités récréatives telles que le camping, la randonnée, le ski.

## **6.2.3 Parcs nationaux (Parcs Canada)**

Le Nouveau-Brunswick compte deux parcs nationaux : le parc de Kouchibouguac et celui de la baie de Fundy. Il s'agit là aussi de territoires protégés et aménagés afin d'offrir des activités récréatives telles que le camping et la randonnée ainsi que des activités de découverte de la nature.

## **6.2.4 Réserves nationales de faune**

Le Nouveau-Brunswick compte 5 réserves nationales de faune (RNF), soit celles de Cap-Jourdain, de l'Île Portage, du Ruisseau-Portobello, de Shepody et de Tintamarre, pour un total de 70 km<sup>2</sup>. Ces RNF ont été créées en vertu du Règlement sur les réserves d'espèces sauvages du Gouvernement du Canada, et consistent à protéger l'habitat des oiseaux migrateurs, des espèces en péril et d'autres espèces sauvages d'importance nationale. Elles sont gérées de manière à « protéger et conserver les habitats fauniques vitaux et, au besoin, les améliorer en vue de leur utilisation par les espèces sauvages ».

## **6.2.5 L'acquisition de terrains privés**

Conservation de la Nature Canada a créé plus de 40 réserves naturelles au Nouveau Brunswick, de la Péninsule acadienne, au nord, à l'île de Grand Manan, au sud, pour une superficie de plus de 103 km<sup>2</sup>. Conservation de la Nature Canada a notamment acquis en 2016 plus de 800 ha de terres forestières adjacentes à la rivière Bartholomey, un tributaire de la rivière Miramichi Sud-ouest et important site de fraie du saumon atlantique, pour y créer la réserve naturelle Foxner. Il s'agit du plus grand projet de ce type au Nouveau-Brunswick (CNC, 2016a).

Selon le même principe, la Fondation pour la protection des sites naturels du Nouveau-Brunswick est une organisation caritative de conservation des terres qui se concentre sur la conservation et la gestion de terres privées. Ces terres sont ensuite affectées comme réserves naturelles en vertu de la *Loi sur les zones naturelles protégées*. La Fondation collabore avec des partenaires, des bailleurs de fonds et des particuliers dans le cadre de ce projet, notamment des groupes des Premières Nations du Nouveau-Brunswick dans le but de renforcer les relations et la compréhension, dans l'optique d'accroître la participation à l'intendance des terres de la Fondation au fil du temps (FPSNNB, 2023).

La Fondation gère également le *programme d'intendance des propriétaires fonciers*, qui appuie les propriétaires fonciers privés qui veulent maintenir les valeurs environnementales uniques de leur propriété, comme l'habitat faunique, les zones naturelles sensibles ou les espèces rares. Les participants de ce programme bénéficient de l'expertise du personnel de la Fondation, qui leur fournit du soutien et des conseils.



## **6.2.6 Le rôle des communautés autochtones**

Au Nouveau-Brunswick, les communautés autochtones sont consultées lors de la création de nouvelles aires protégées mais il n'existe pas encore d'aire protégée spécifique ni de statut spécifique comme c'est le cas au Québec avec les aires protégées d'initiative autochtone (voir section 6.1). Ces communautés aspirent à prendre une part plus active dans la gouvernance du territoire. Récemment, le Mi'gmawe'l Tplu'taqnn (MTI) a entrepris une démarche pour la reconnaissance des droits et des titres territoriaux sur l'ensemble de terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick (MTI, 2023).

## **6.3 L'efficacité des aires protégées pour l'habitat et les populations de saumon**

Le principal objectif de la plupart des aires protégées est de fournir des refuges clairement délimités dans l'espace pour la protection de la biodiversité. Ces frontières sont toutefois peu compatibles avec la mobilité de certaines espèces animales ni avec la nature diffuse de certains processus hydrologiques et biogéochimiques (par exemple la circulation des nutriments). C'est particulièrement vrai pour les espèces migratrices telles que le saumon atlantique qui occupent des milieux spécifiques à différents stades de leur vie. Depuis quelques années, des efforts de protection plus adaptés à ces espèces ont été déployés prenant en compte la connectivité entre les aires protégées ou encore la protection des bandes riveraines de l'ensemble d'un cours d'eau (Berger, 2004; Darimont *et al.*, 2010). La sélection des sites à protéger peut être réalisée à l'aide d'outils d'aide à la décision spécifiques (e.g. Burnett *et al.*, 2003) et doit inclure la concertation avec les usagers et la population locale, en particulier les communautés autochtones.

Conservation de la nature Canada (CNC) a réalisé en 2015 un Plan de conservation de l'aire naturelle (PCAN) pour l'entièreté du bassin hydrographique de la Miramichi. Ce plan a notamment contribué à orienter les projets de protection des terres dans le bassin hydrographique de la Miramichi (CNC, 2016b & 2016c).



## **7 Le bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick)**

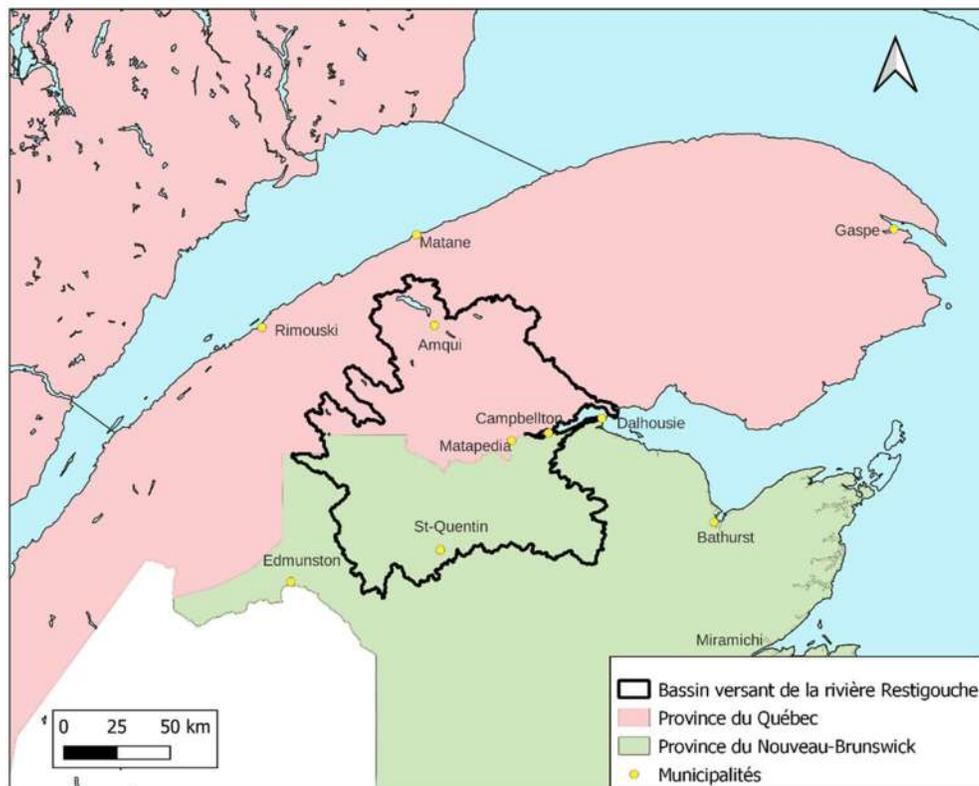
La présente section consiste en un portrait du bassin versant de la rivière Restigouche (partie Nouveau-Brunswick). Les données et informations existantes, principalement celles qui sont les plus pertinentes au regard de l'habitat du saumon, ont été rassemblées et synthétisées afin d'obtenir un état général de la situation dans le bassin versant.

### **7.1 Portrait général du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

#### **7.1.1 Localisation**

La rivière Restigouche prend sa source dans les hautes terres du nord-ouest du Nouveau-Brunswick. Les principaux affluents de la rivière Restigouche sont les rivières Kedgwick, Patapédia et Matapédia coulant vers le sud depuis la Gaspésie et la rivière Upsalquitch orientée vers le nord et partant du centre du Nouveau-Brunswick.

Son bassin versant a une superficie totale de 12 780 km<sup>2</sup>. Un peu plus de la moitié de ce territoire (51,4 %, soit 6 575 km<sup>2</sup>) est située au Nouveau-Brunswick et l'autre partie (48,6 % soit 6 217 km<sup>2</sup>) est en territoire québécois (figure 32). La portion québécoise a fait l'objet d'un portrait détaillé réalisé par l'Organisme de bassin versant Matapédia-Restigouche (OBVMR) en 2015, puis mis à jour en 2017 (OBVMR, 2015 et 2017). La présente étude se concentre sur la partie néo-brunswickoise du bassin versant, qui n'a encore fait l'objet d'aucun portrait complet à ce jour.



**Figure 32: Localisation du bassin versant de la rivière Restigouche**

### 7.1.2 Couverture du sol

La grande majorité du territoire situé au Nouveau-Brunswick est occupée par la forêt (95,9%). L'agriculture occupe 1,1 %, les milieux humides 1,0 % (figure 34 et figure 33).

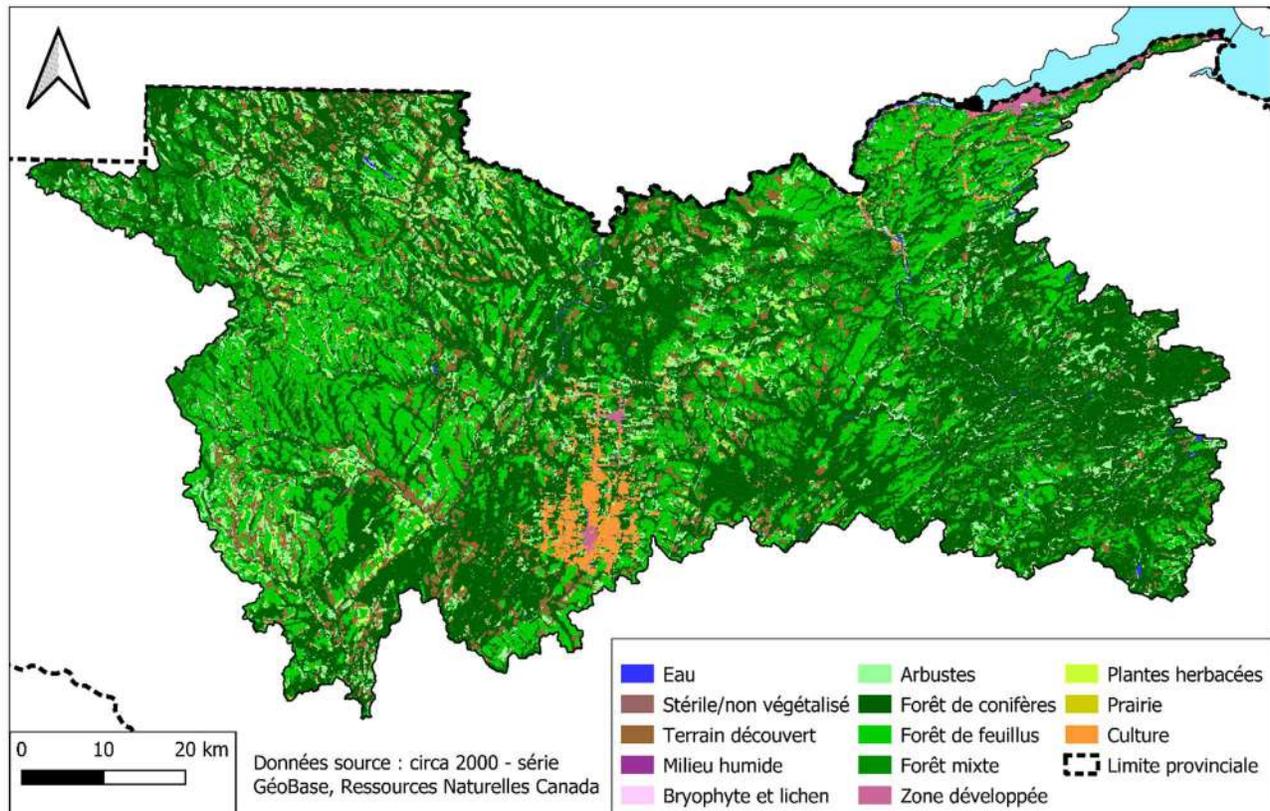


Figure 34: Couverture du sol dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2009

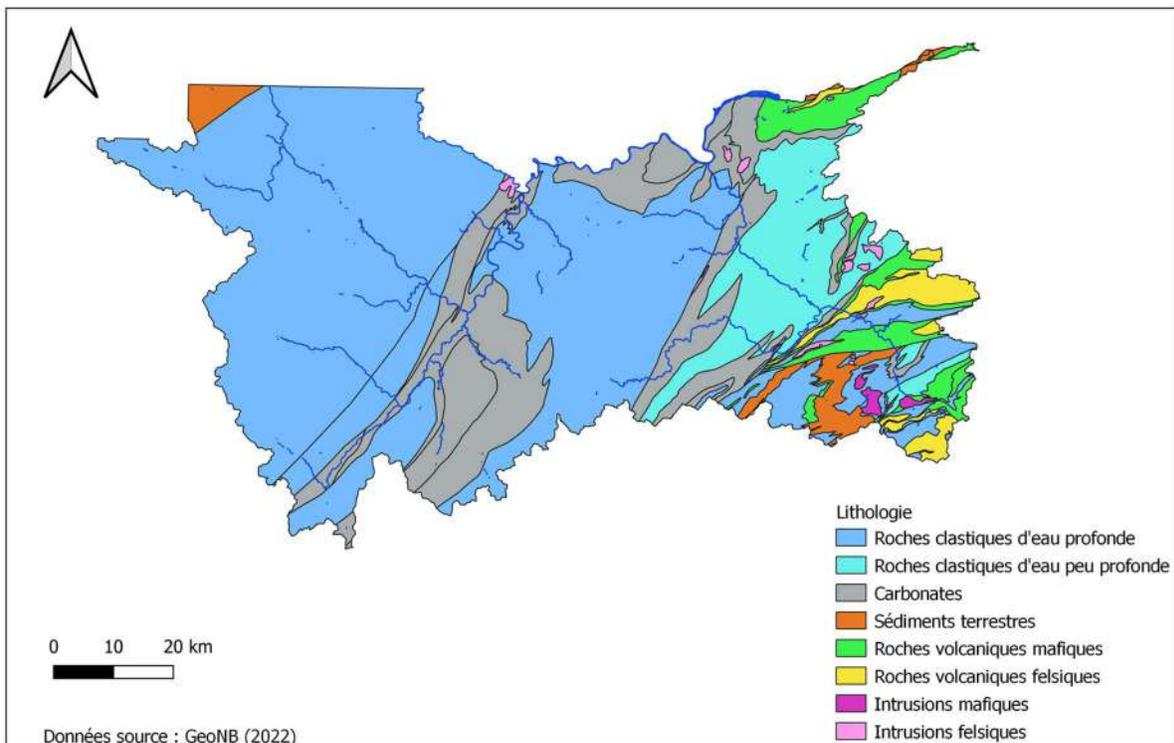


Figure 33: Image aérienne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

### 7.1.3 Contexte géologique et géomorphologique

#### Géologie

Le bassin versant de la rivière Restigouche se trouve dans la province géologique de l'orogène des Appalaches et dans le bassin géologique de Matapédia qui s'étend dans le centre du Maine, le nord-ouest du Nouveau-Brunswick et la péninsule de la Gaspésie au Québec. La grande majorité du bassin versant est situé dans la zone tectonostratigraphique de la Restigouche qui renferme d'épaisses successions de turbidités calcaires et silicoclastiques s'étendant de l'Ordovicien supérieur au Dévonien inférieur (Fyffe & Richard, 2007; MRNDE, 2022c). L'ensemble du bassin versant repose sur un socle rocheux sédimentaire composé majoritairement de calcaire, de schiste calcaire et roches siliceuses (figure 35).

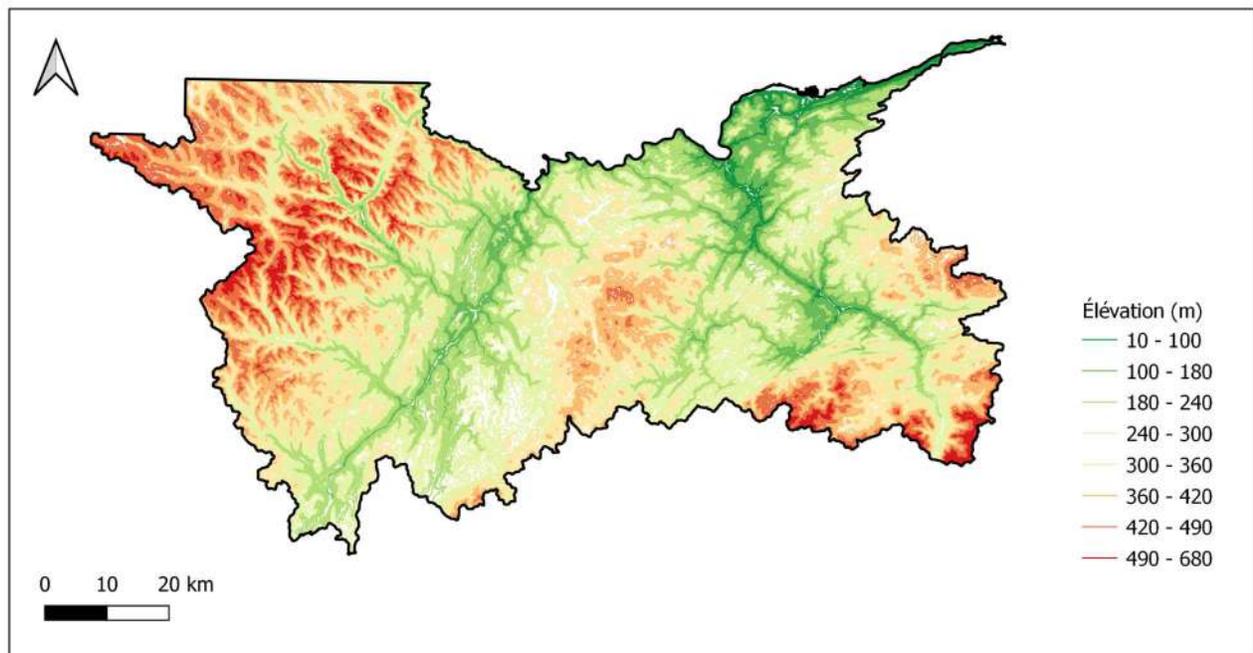


**Figure 35: Géologie du substrat rocheux du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

## Géomorphologie et topographie

La géomorphologie du bassin versant peut être divisée en trois secteurs (Pronk & Allard, 2003; figure 36):

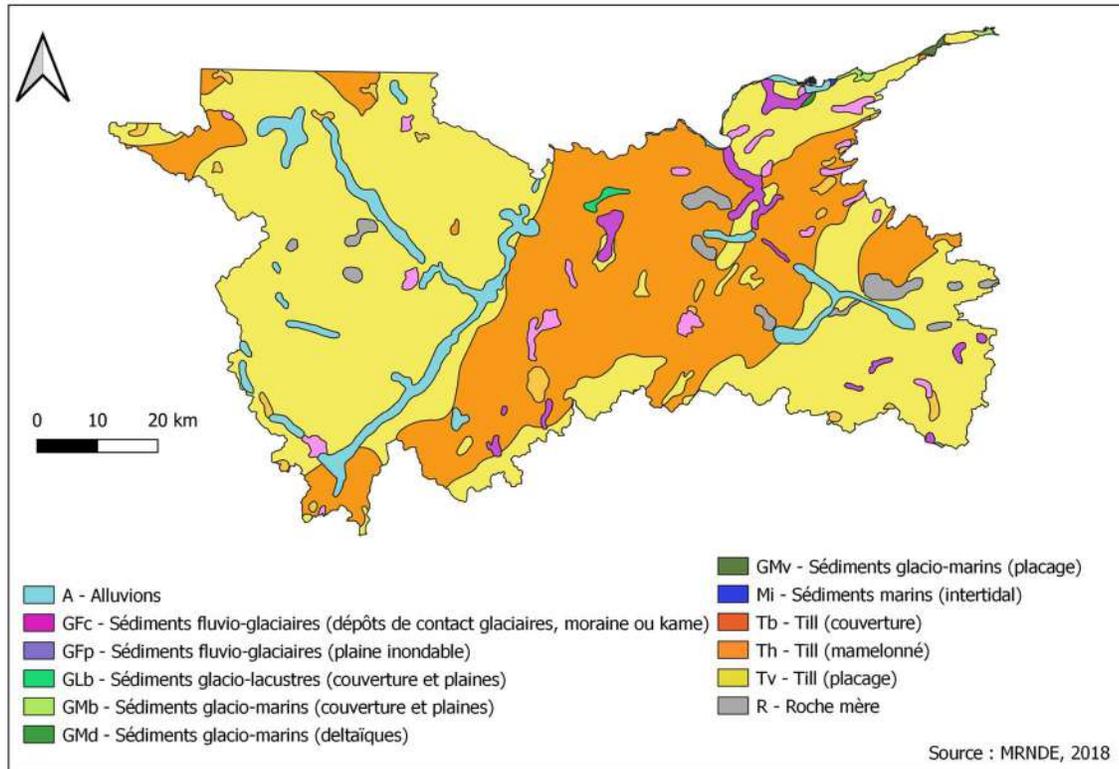
- Le massif d'Edmunston à l'ouest. Ce massif repose sur des roches sédimentaires du Silurien-Dévonien. Des vallées en V s'enfoncent profondément à l'intérieur du massif dont l'altitude varie entre 360 et 600 mètres.
- Le Bas-Plateau des Chaleurs dans la partie centrale, qui repose sur des roches sédimentaires et ignées de l'Ordovicien au Dévonien. Cette zone est bordée au nord par un escarpement de 60 à 90 mètres de hauteur sur la bordure du massif d'Edmundston. Elle est constituée de plateaux légèrement vallonnés et de secteurs modérément montagneux. Le relief de ces hautes terres varie localement d'une cinquantaine de mètres à environ 250 mètres dans certaines des vallées escarpées encaissées. Dans le nord, le bas-plateau s'incline abruptement vers la baie des Chaleurs.
- Le massif de Miramichi au sud-est. Ce massif fait partie de la chaîne des Appalaches. Il s'agit d'un relief local élevé (plus de 200 mètres). Le plus haut sommet à l'intérieur du bassin versant, situé à l'extrémité sud-est du bassin versant, a une élévation de 655 m.



**Figure 36: Carte des élévations dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

## Dépôts de surface

Les dépôts de surface sont des résidus du passage des glaciers il y a environ 15 000 ans, à l'exception des dépôts de pente qui résultent de l'altération du socle rocheux sous-jacent. La figure 37 présente les dépôts de surface répertoriés au sein du bassin versant de la rivière Restigouche (MRNDE, 2018).



**Figure 37: Dépôts meubles dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

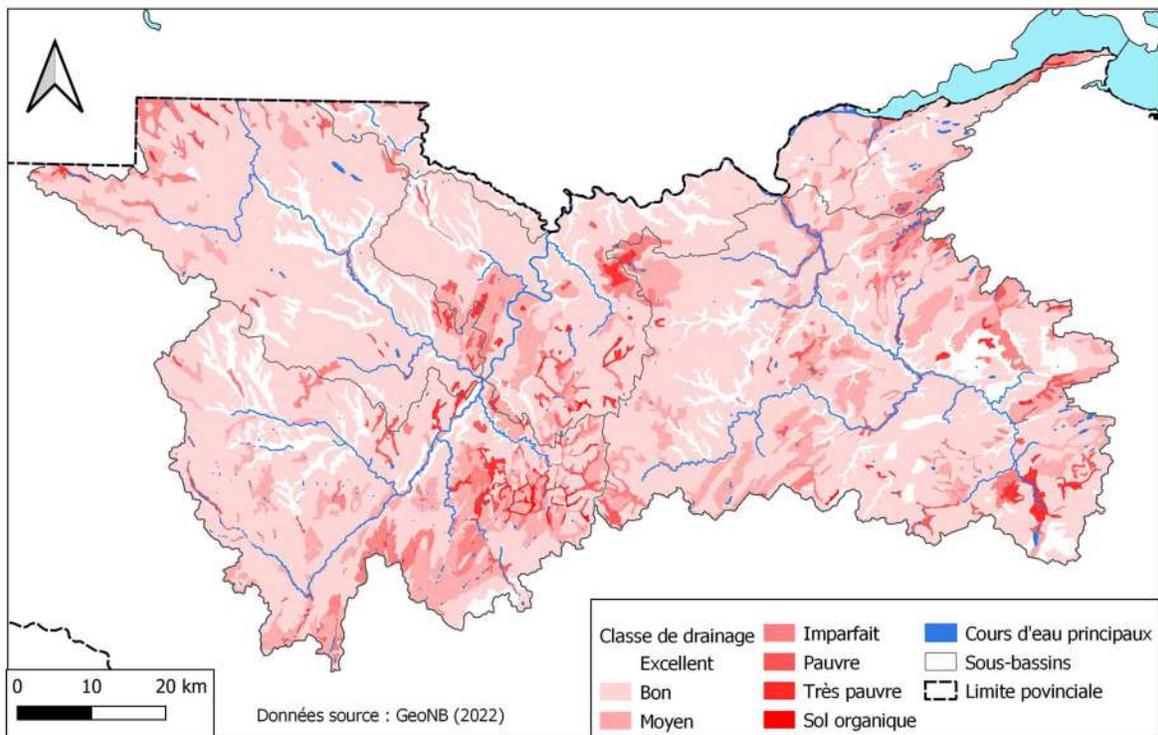
Dans les extrémités ouest et est du bassin versant (massifs d'Edmunston et de Miramichi), le paysage découle en grande partie de processus préglaciaires. Les dépôts de surface sont minces (moins de 1 m) ou absents aux altitudes élevées, et sont principalement constitués de till pierreux recouvert d'une couche de silt, sable, gravier et pierraille. Des blocs erratiques provenant du Québec et du Bouclier canadien sont présents dans les secteurs tabulaires.

Dans la partie centrale du bassin versant (Bas-Plateau des Chaleurs), le till de fond est majoritairement loameux et est recouvert d'une couche de 0,5 à 3 m d'épaisseur de silt, sable, gravier et pierraille. L'épaisseur des dépôts glaciaires peut atteindre plus de 5 m, mais elle varie généralement entre 1 et 2 m. L'action glaciaire a profondément modifié le paysage (p. ex. substrat rocheux profilé/rainuré, canaux d'épandage fluvioglaciaire). Des zones d'alluvions sont présentes localement, dans la plaine inondable des principaux cours d'eau. Ces alluvions sont composées de sable, gravier, un peu de tourbe ainsi que des sédiments organiques; sur une

épaisseur de plus de 2 m d'épaisseur en général. Des sédiments marins sont également présents dans le secteur de Campbellton. Ils sont constitués de silt, d'un peu de gravier et d'argile, sur une épaisseur de 0,5 à 3,0 m, en général. Enfin, une petite zone de sédiments lacustres est également présente. Elle est composée de sable, silt, et d'un peu d'argile ainsi que du gravier et de minces placages de sédiments organiques en taches, sur une épaisseur de 0,5 à 3,0 m.

### Drainage

Les sols du bassin versant présentent globalement une bonne capacité de drainage (figure 38), ce qui signifie que l'eau de précipitation s'infiltré rapidement dans le sol ou s'écoule par ruissellement. Le drainage est moins bon dans certains secteurs, surtout dans la partie centrale du bassin versant. À ces endroits, l'eau peut rester stagnante plus longtemps et a donc le potentiel de se réchauffer sous les effets du rayonnement solaire avant de rejoindre le réseau hydrographique.

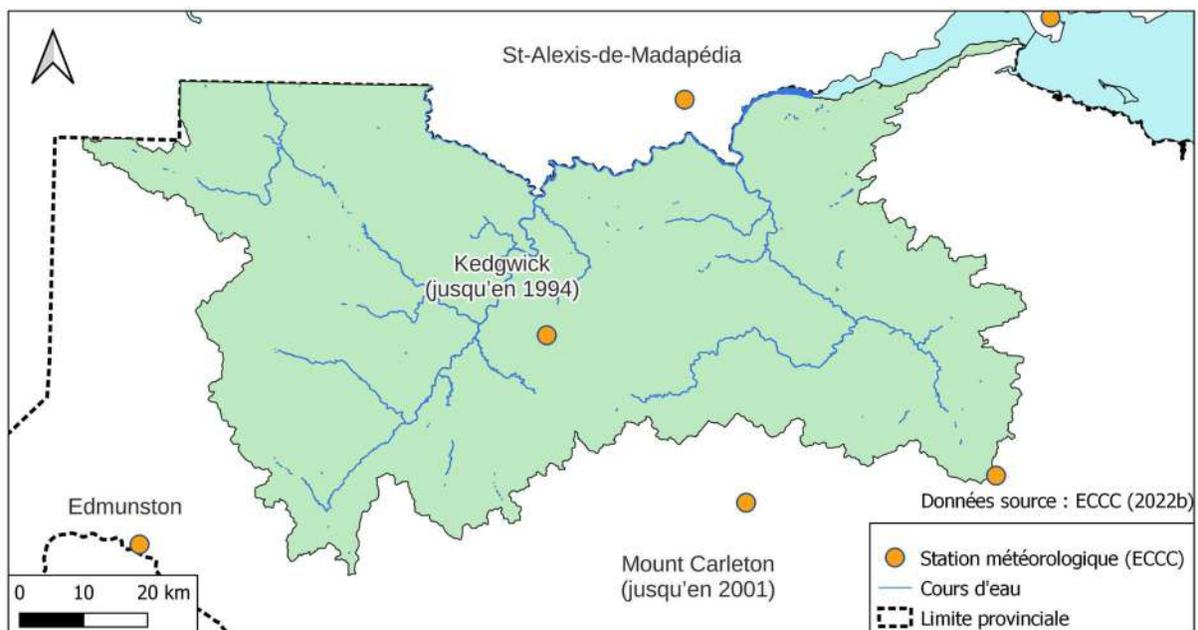


**Figure 38: Capacité de drainage des sols dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

### 7.1.4 Climat

Le Nouveau-Brunswick bénéficie d'un climat continental malgré le fait que ce soit une province maritime. L'hiver peut être très froid car les masses d'air proviennent généralement de l'intérieur des terres et un courant froid circule sur la mer.

Les stations météorologiques d'Environnement et Changement climatique Canada ou du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec localisées dans ou à proximité du bassin versant de la rivière Restigouche sont indiquées sur la figure 39. Trois d'entre elles ne sont plus en fonction (Kedgwick, Mount Carleton et Upsalquitch Lake). D'autres stations d'Environnement et Changement climatique Canada étaient historiquement présentes à l'intérieur du bassin versant mais ont cessé d'être exploitées avant les années 1990.



**Figure 39: Localisation des stations climatiques d'Environnement et Changement climatique Canada**

Les normales climatiques issues de ces six stations sont indiquées dans le tableau 4. La température moyenne quotidienne varie essentiellement en fonction de l'altitude, de 2,0 °C à Upsalquitch Lake (625 m) à 4,0 °C à Nouvelle (10 m).

Les précipitations totales varient selon les stations climatiques entre 913 et 1 129 mm et sont assez bien réparties tout au long de l'année. Les chutes de neige sont abondantes et varient selon les stations entre 220 et 342 cm par année en moyenne.

Les données des stations de Kedgwick sont à considérer avec précaution puisque représentatives de la période 1961-1990 et non celle de 1991-2010 comme les autres stations.

**Tableau 4: Normales climatiques aux stations climatologiques situées à proximité du bassin versant de la rivière Restigouche**

Station climatique	Edmundston	Mount Carleton	Upsalquitch Lake	Nouvelle	St-Alexis-de-Matapédia	Kedgwick
N° de station	810AL00	8103256	8105551	7055705	7056814	s.o.
Période de données de la station	1983-2009	1973-2001	1967-2015	1969-2022	1964-2022	1931-1994
Période de calcul des normales climatiques	1981-2010	1981-2010	1981-2010	1981-2010 <sup>1</sup>	1981-2010 <sup>1</sup>	1961-1990
Altitude (m)	163	265	625	10	297	274
<b>Température</b>						
Moyenne quotidienne (°C)	3,6	2,9	2,0	4,0	2,4	2,0
Maximum quotidien (°C)	9,5	9,0	6,9	8,9	7,5	7,9
Minimum quotidien (°C)	-2,3	-3,2	-3,0	-1,0	-2,6	-4,0
<b>Précipitation</b>						
Pluie (mm)	753,0	797,3	770,2	736,2	794,2	691,0
Neige (cm)	258,0	321,7	329,7	216,6	341,5	299,7
Précipitation totale (mm)	1 011,0	1 119,0	1 099,9	950,5	1 128,9	991,0

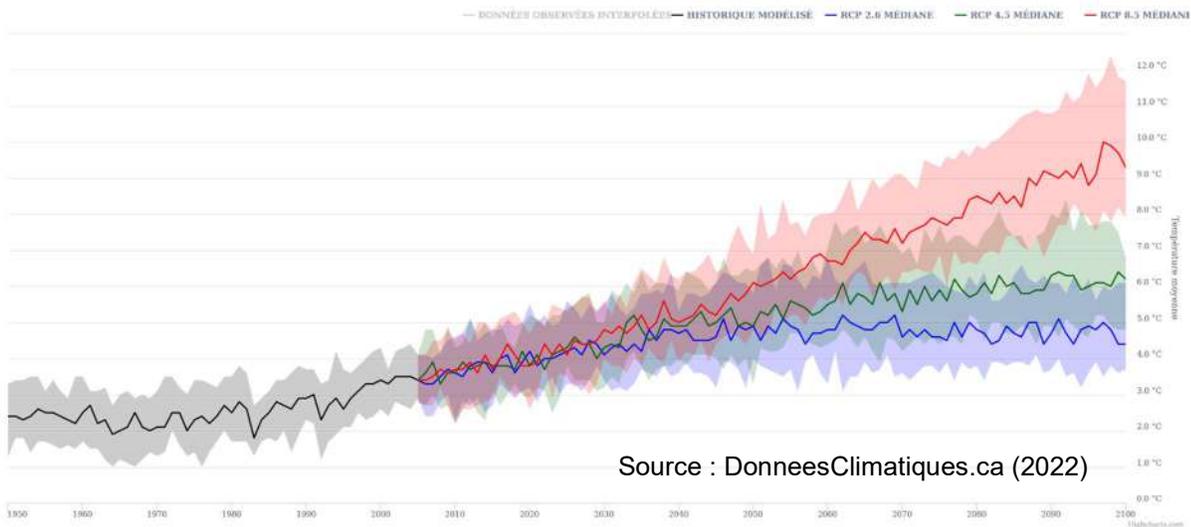
Données source : ECCC (2022b)

1. Les normales climatiques pour les stations de Nouvelle et St-Alexis-de-Matapédia sont celles du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques puisque ces stations sont gérées par ce ministère depuis 2004 et non plus par Environnement et Changement climatique Canada.

L'évolution passée et future de la température moyenne annuelle sur l'ensemble du bassin versant de la rivière Upsalquitch, telle qu'analysée par le portail DonnéesClimatiques.ca, est représentée sur la figure 40. La température annuelle moyenne était de 2,4 °C entre 1951 à 1980, alors qu'elle était de 3 °C pour la période 1981 à 2010. Selon le scénario d'émissions de gaz à effet de serre le plus élevé, la température annuelle moyenne projetée est de 4,9 °C pour la période 2021 et 2050, 7,1 °C pour la période 2051 à 2080 et 8,6 °C pour les trente dernières années de ce siècle.

**Température moyenne**

Cliquer et faire glisser dans la zone du tracé pour agrandir

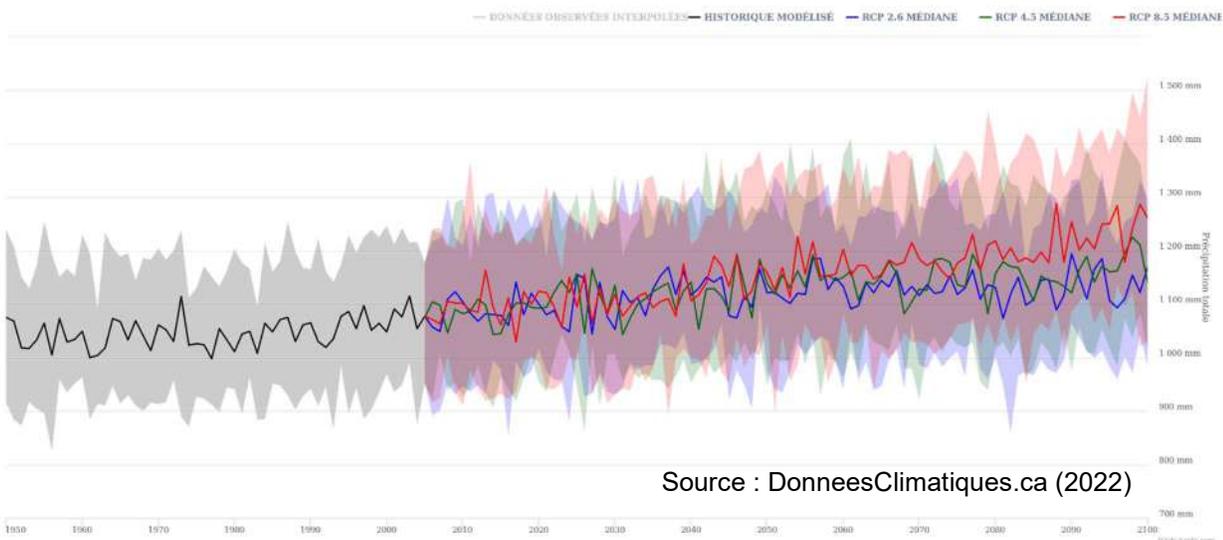


**Figure 40: Évolution passée et future de la température moyenne annuelle dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch**

Les précipitations annuelles moyennes étaient de 1051 mm pour la période 1951 à 1980. Le changement projeté, selon le scénario d'émissions élevées, est de 6% pour la période 2021 à 2050, 12% pour la période 2051 à 2080 et 16% pour les trente dernières années du siècle (figure 41)

**Précipitation totale**

Cliquer et faire glisser dans la zone du tracé pour agrandir



**Figure 41: Évolution passée et future de la précipitation totale annuelle dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch**

Les données obtenues sur les autres sous-bassins versants de la rivière Restigouche sont similaires.

### 7.1.5 Hydrographie

La rivière Ristigouche prend sa source dans le comté de Madawaska dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick. Elle coule en direction nord-est sur 200 km, traverse les comtés de Restigouche, Madawaska et Victoria, au Nouveau-Brunswick, sert de frontière entre le Québec et le Nouveau-Brunswick sur les 100 derniers kilomètres de son cours. Elle s'élargit en aval de Campbellton pour former un large estuaire avant de se jeter dans la baie des Chaleurs entre Dalhousie et Miguasha, en aval d'Escuminac.

Le bassin versant de la rivière Restigouche peut être divisé en sept sous-bassins (figure 42), dont deux sont entièrement dans la province du Nouveau-Brunswick (Upsalquitch, Little Main Restigouche), un est entièrement au Québec (Matapédia) et quatre sont partagés entre les deux provinces (Kedgwick, Patapédia, Restigouche Principal et Estuaire Restigouche). D'autres découpages de sous-bassins sont possibles, notamment en regroupant le sous-bassin de la Patapédia avec le bassin Restigouche Principal (OBVMR, 2017).



**Figure 42: Sous-bassins du bassin versant de la rivière Restigouche**

Les sous-bassins situés en tout ou en partie dans la province du Nouveau-Brunswick sont représentés sur la figure 43 et leurs principales propriétés sont décrites au tableau 5.

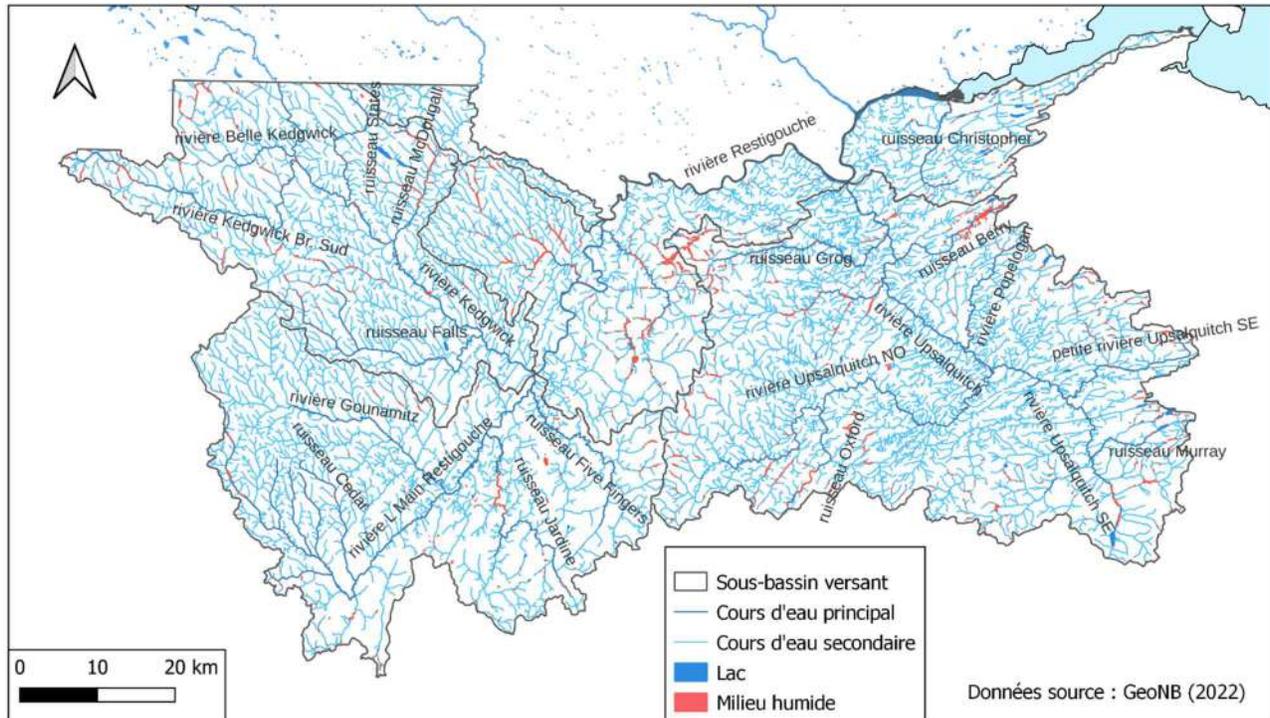


Figure 43: Réseau hydrographique du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

Tableau 5: Principales propriétés des sous-bassins de la rivière Restigouche au Nouveau-Brunswick

Sous-bassin versant	Superficie km <sup>2</sup>	Proportion du bassin versant (NB) %	Longueur de cours d'eau km	Densité de drainage km/km <sup>2</sup>	Superficie de lacs km <sup>2</sup>	Superficie de milieux humides km <sup>2</sup>
<b>Kedgwick</b>	1 273,7	19,4	1 569,7	1,2	1,33	2,6
<b>Little Main Restigouche</b>	1 581,3	24,0	2 001,8	1,3	0,24	2,1
<b>Restigouche Centre</b>	920,6	14,0	1 396,6	1,5	0,03	4,1
<b>Patapédia</b>	116,8	1,8	181,8	1,6	0,06	0,1
<b>Upsalquitch</b>	2 353,4	35,8	3 832,3	1,6	2,68	7,7
<b>Estuaire Restigouche</b>	329,2	5,0	536,9	1,6	1,09	0,6
<b>Ensemble du bassin versant (NB)</b>	6 575,0	100,0	9 519,1	1,5	5,42	17,2

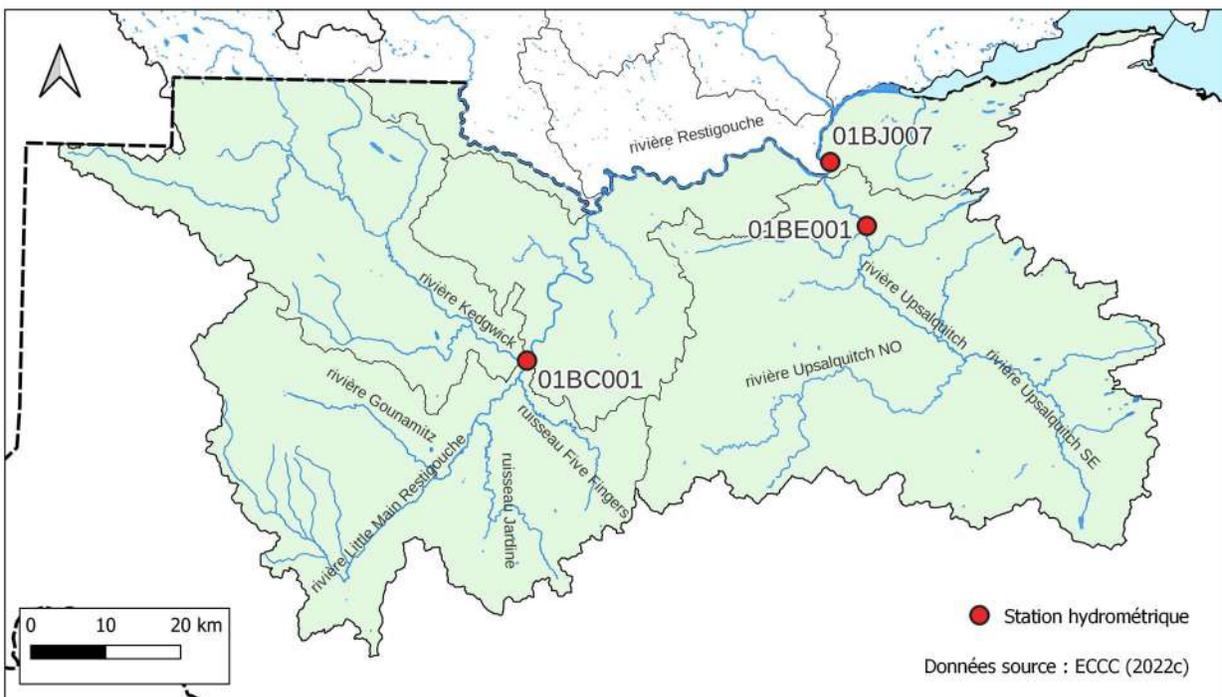
Source de données : Réseau Hydrographique du Nouveau-Brunswick (GeoNB, 2022)

### 7.1.6 Régime hydrologique

Le régime hydrologique de la rivière Restigouche et de ses affluents est de type pluvio-nival. Les plus grosses crues surviennent au printemps au moment de la fonte de la neige, mais d'autres crues peuvent survenir durant l'été et l'automne à la suite de fortes pluies.

Trois stations hydrométriques d'Environnement et Changement Climatique Canada sont actuellement en service à l'intérieur du bassin versant, sur les rivières Restigouche et Upsalquitch (figure 44). Leurs principales caractéristiques sont présentées dans le tableau 6 (ECCC, 2023).

- La station 01BJ007 est localisée dans le tronçon aval de la rivière Restigouche, en aval de la confluence avec la rivière Upsalquitch mais en amont de la confluence avec la rivière Matapédia. Selon les données d'Environnement et Changement climatique Canada, la rivière Restigouche à cet endroit draine un bassin versant de 7 740 km<sup>2</sup>, dont la majeure partie est localisée au Nouveau-Brunswick;
- La station 01BC001 est située dans le tronçon amont de la rivière Restigouche, en aval de la confluence entre la rivière Kedgwick et la Little Main Restigouche;
- La station 01BE001 est située sur la rivière Upsalquitch, à Upsalquitch.



**Figure 44: Localisation des stations hydrométriques dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

La crue la plus importante dans la rivière Restigouche a été mesurée le 30 avril 1979 avec un débit journalier maximal de 1 320 m<sup>3</sup>/s à la station 01BC001 (amont) et de 3 140 m<sup>3</sup>/s à la station 01BJ007 (aval). Dans la rivière Upsalquitch, le débit journalier le plus élevé a été mesuré le 4 mai 1991 (710 m<sup>3</sup>/s).

**Tableau 6 : Données hydrologiques aux trois stations hydrométriques situées dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Station hydrométrique	Rivière Restigouche en amont du ruisseau Rafting Ground (Restigouche aval)	Rivière Restigouche à Kedgwick (Restigouche Amont)	Rivière Upsalquitch
N° de station	01BJ007	01BC001	01BE001
Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )	7 740	3 160	2 270
Période de données de la station	1968-2022	1962-2022	1919-1933, 1943-2022
Période de référence	1969-2019	1963-2019	1944-2019
<b>Débit moyen</b>			
Module <sup>6</sup> (m <sup>3</sup> /s)	164,6	68,7	41,5
Module spécifique (L/s/km <sup>2</sup> )	21,3	21,7	18,3
<b>Débit de crue journalier*</b>			
Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /s)	1 385	589	355
Q <sub>2</sub> spécifique (L/s/km <sup>2</sup> )	179	186	156
Q <sub>5</sub> (m <sup>3</sup> /s)	1 832	786	474
Q <sub>10</sub> (m <sup>3</sup> /s)	2 140	914	546
Q <sub>20</sub> (m <sup>3</sup> /s)	2 446	1 035	611
Q <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> /s)	2 856	1 188	689
Q <sub>100</sub> (m <sup>3</sup> /s)	3 175	1 302	743
Débit journalier maximal (m <sup>3</sup> /s)	3 140	1 320	710
Débit instantané maximal (m <sup>3</sup> /s)	3 230	1 550	730
<b>Débit d'étiage journalier*</b>			
Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /s)	23,7	9,9	5,5
Q <sub>2</sub> spécifique (L/s/km <sup>2</sup> )	3,1	3,1	2,4
Q <sub>5</sub> (m <sup>3</sup> /s)	18,6	8,0	4,1
Q <sub>10</sub> (m <sup>3</sup> /s)	16,2	7,1	3,5
Q <sub>20</sub> (m <sup>3</sup> /s)	14,4	6,5	3,1
Q <sub>50</sub> (m <sup>3</sup> /s)	12,7	5,9	2,7
Q <sub>100</sub> (m <sup>3</sup> /s)	11,8	5,6	2,5
Débit journalier minimal (m <sup>3</sup> /s)	11,2	5,4	2,2

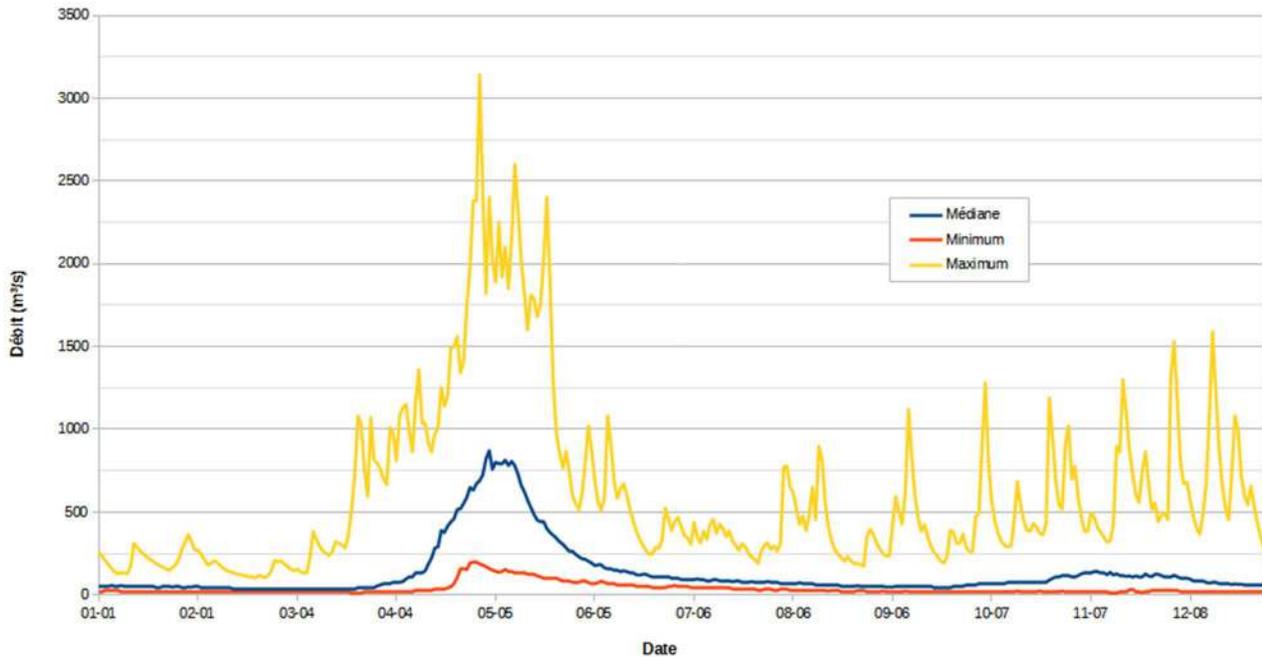
Données source : ECCC (2023)

\* Les débits statistiques de crue et d'étiage ont été fournis par le MPO. Les méthodes de calculs sont décrites dans Goguen & Caissie (2022).

<sup>6</sup>Le module est le débit moyen quotidien, calculé comme la moyenne sur l'ensemble de la période de référence des débits moyens annuels

La comparaison des modules spécifiques des trois stations permet de constater que les rivières Kedgwick et Little Main Restigouche (en amont de la station 01BC001) contribuent davantage au débit de la rivière Restigouche que la rivière Upsalquitch, relativement à la superficie drainée (21,7 et 18,3 L/s/km<sup>2</sup> respectivement).

Les débits quotidiens médian, minimal et maximal de la station 01BJ007 sur la période 1969-2020 sont représentés sur la figure 45. Ce graphique permet notamment de constater la prépondérance de la crue printanière par rapport aux crues d'été et d'automne, plus irrégulières et moins intenses.



**Figure 45: Débit quotidien médian, minimal et maximal sur la période 1968-2021 à la station Restigouche aval (01BJ007)**

Il arrive toutefois certaines années que la crue maximale annuelle se produise à l'automne et non au printemps. Ce fut le cas en 2004, 2007 et 2010 à la station Restigouche aval (01BJ007). Cela arrive plus fréquemment en amont (station 01BE001), soit en 2003, 2004, 2005, 2007, 2010 et 2020. Cela s'explique par le fait que le bassin versant est plus réactif aux fortes précipitations compte tenu des pentes plus élevées, et par le fait que la fonte du couvert neigeux se produit plus graduellement compte tenu de l'altitude.

### **Évolution historique du régime hydrologique**

La disponibilité de plus de 50 années de données historiques aux trois stations hydrométriques permet de déterminer de quelle manière le régime hydrologique a évolué au fil des années dans le bassin versant.

### Débit moyen

L'évolution du débit moyen annuel aux trois stations hydrométriques depuis 1960 est représentée sur la figure 46. À la station 01BJ007 (Restigouche aval), le débit quotidien moyen est très variable d'une année à l'autre avec des débits moyens annuels variant entre 106 m<sup>3</sup>/s (en 1987) et 231 m<sup>3</sup>/s (en 2008). Cette variabilité tend à s'estomper depuis 2009 avec des valeurs comprises entre 140 et 200 m<sup>3</sup>/s. La tendance générale était à la baisse entre 1968 et 1988, suivie d'une légère augmentation entre 1988 et 2008 et une certaine stabilité entre 2009 et 2020. La moyenne mobile sur 10 ans a dépassé le seuil de 170 m<sup>3</sup>/s en 2006. La même tendance est observée pour les deux autres stations, avec une ampleur moindre.

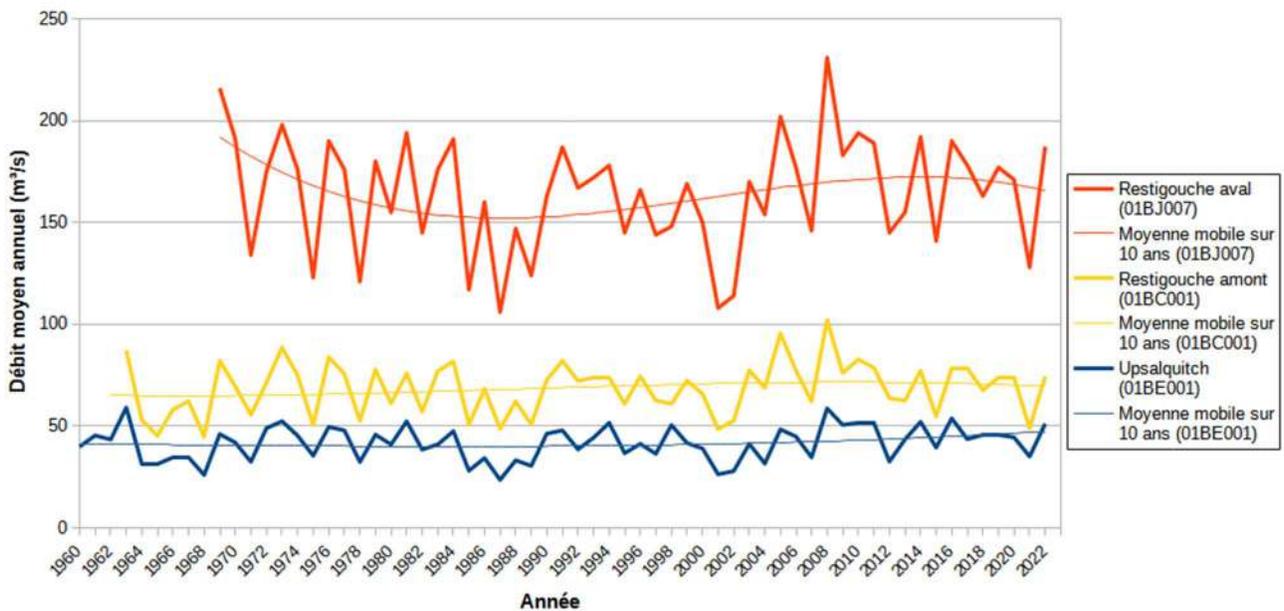


Figure 46: Évolution historique du débit moyen annuel aux trois stations hydrométriques

### Crue printanière (fonte de neige)

L'évolution du débit de crue printanière est représentée sur la figure 47. Ce débit de crue était en moyenne plus élevé dans les années 1970, du fait notamment des quatre grosses crues de 1969, 1970, 1973 et surtout 1979, et ce aux trois stations hydrométriques. Il est resté relativement stable entre 1980 et 2007, avant d'augmenter à nouveau à partir de 2008. La grande variabilité des débits de crue ne permet toutefois pas de dégager une tendance significative à long terme.

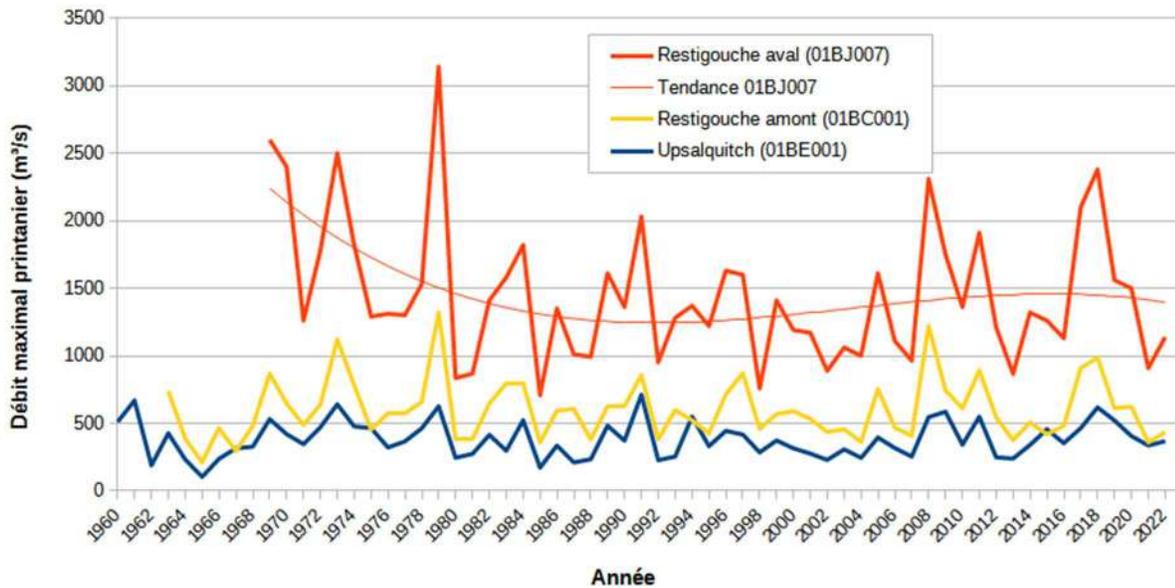
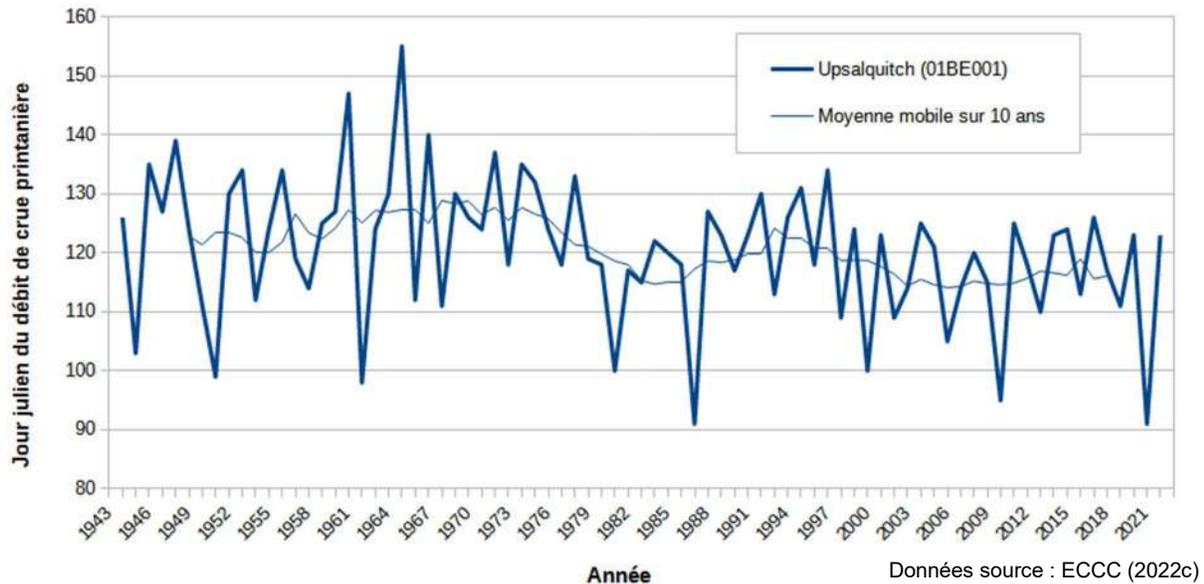


Figure 47: Évolution historique du débit de pointe de la crue printanière aux trois stations hydrométriques

L'évolution du jour de l'année où se produit le débit de pointe de la crue printanière est représentée sur la figure 48. Ce jour de l'année étant très similaire entre les trois stations, c'est celle d'Upsalquitch qui est représentée ici car c'est la station présentant la plus longue série de données. Malgré la grande variabilité interannuelle, il est possible de constater une tendance au devancement de la crue printanière : la moyenne mobile sur 10 ans était systématiquement supérieure au jour 120 (30 avril) de 1943 à 1996, puis est devenue inférieure ou légèrement supérieure à ce seuil à partir de 1997.



**Figure 48: Évolution historique du jour julien du débit de pointe de la crue printanière à la station d'Upsalquitch (01BE001)**

Cette tendance est probablement due en grande partie à l'augmentation de la température de l'air (voir section 7.1.4). Elle est générale à l'ensemble du Nouveau-Brunswick, où la crue printanière se produit de plus en plus tôt, au rythme d'un devancement d'environ 3 jours par décennie pour la période 1950-2009 (Thistle & Caissie, 2013). Cette tendance est reliée également au devancement de la débâcle de glace, qui se produisait dans la rivière Restigouche 9 jours plus tôt dans les années 1990 que dans les années 1900 (Lavery *et al.*, 2014).

### Crue d'été/automne (pluie)

La figure 49 présente l'évolution du débit maximal annuel des crues d'été/automne (juillet à décembre) aux trois stations hydrométriques. La période de 2003 à 2010 a été particulièrement intense à cet égard dans la rivière Restigouche (aval et amont) avec plusieurs crues record. La tendance générale est à la hausse pour les trois stations.

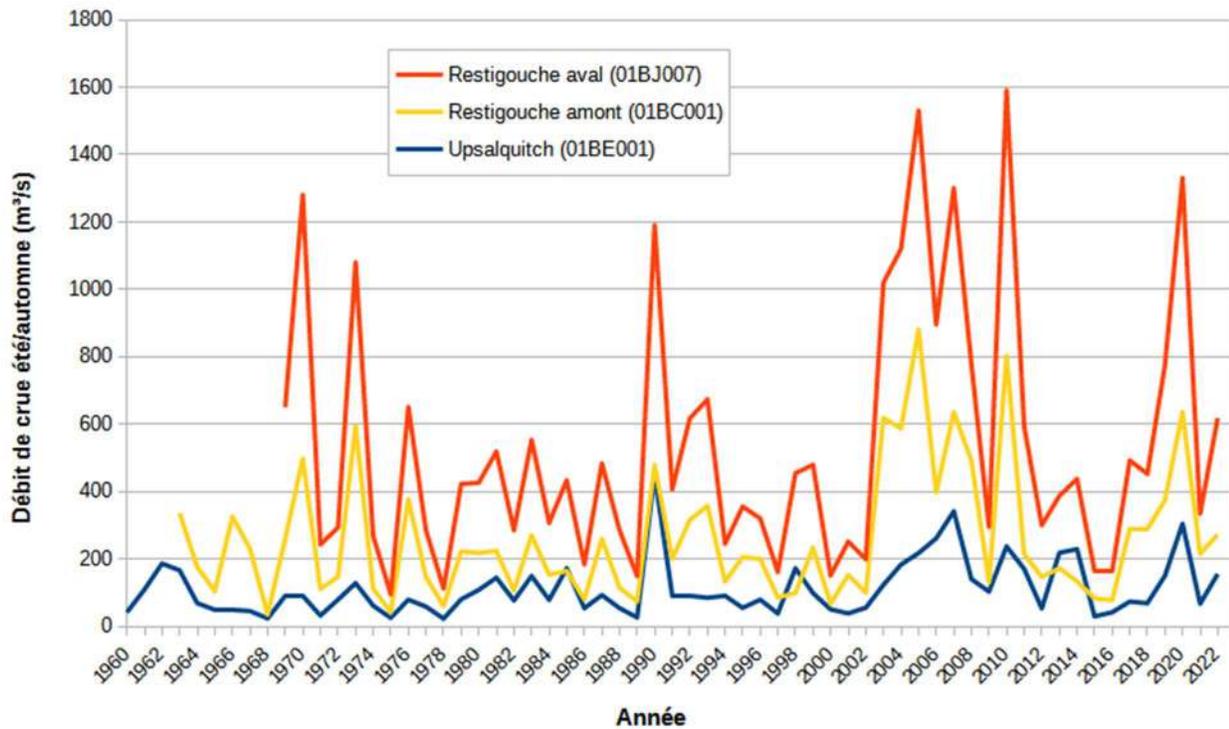


Figure 49: Évolution du débit maximal annuel des crues d'été/automne aux trois stations hydrométriques

### Débit d'étiage

L'évolution du débit minimal à la station Restigouche aval (01BJ007) est représentée sur la figure 50. Entre 1969 et 2014, le débit minimal annuel est le plus souvent atteint en hiver, mais à partir de 2011, il est possible d'observer une nette augmentation du minimum hivernal en même temps qu'une nette diminution du minimum estival. À partir de 2015, le minimum estival a été systématiquement inférieur au minimum hivernal, jusqu'à atteindre un ratio du simple au double en 2020. La même tendance est constatée aux deux autres stations hydrométriques.

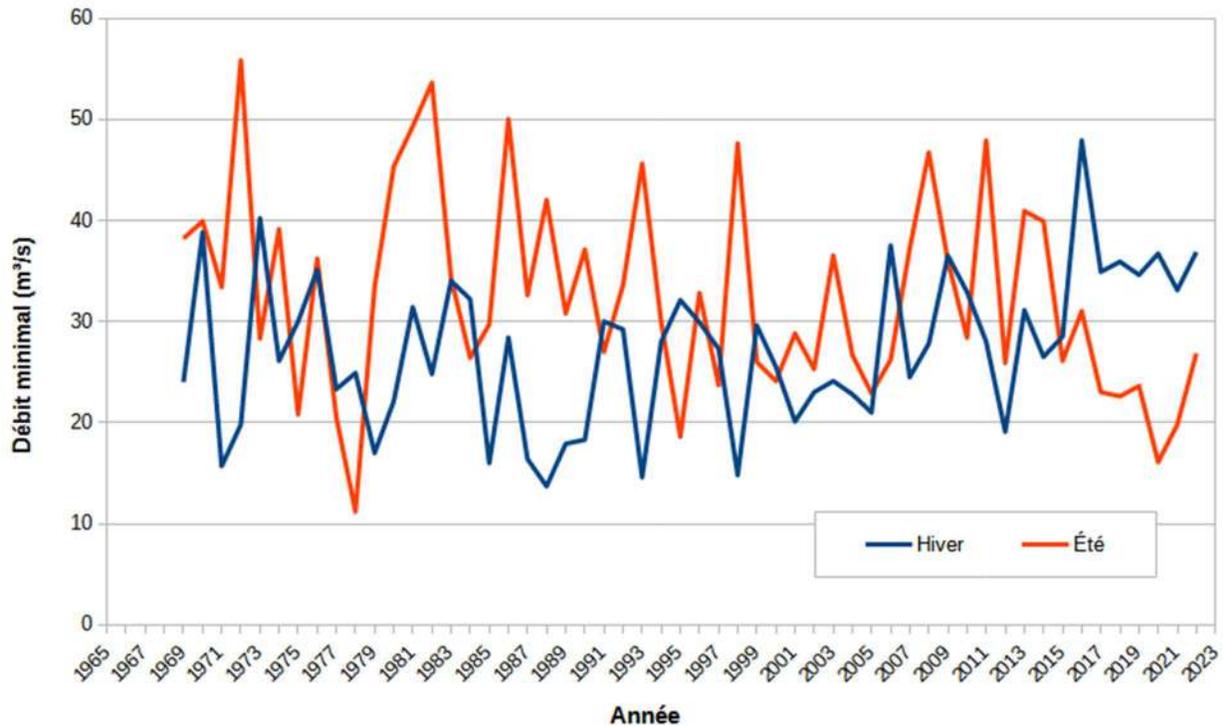
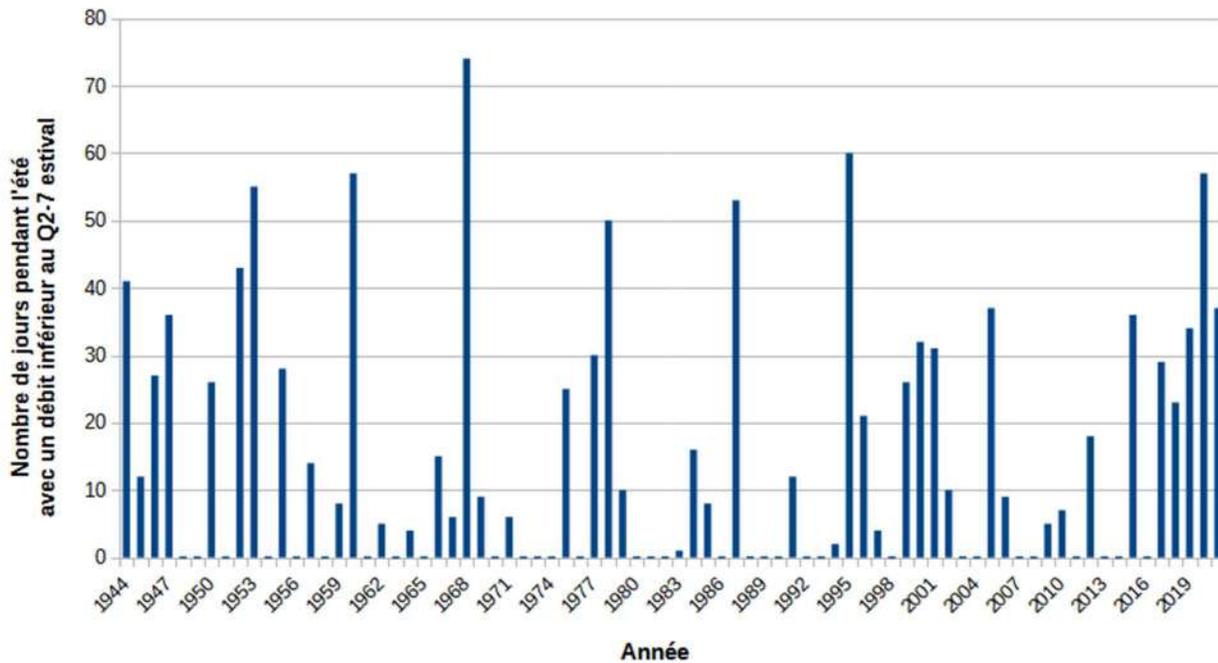


Figure 50 : Évolution du débit minimal estival et hivernal dans la rivière Restigouche (station 01BJ007)

Une autre manière de visualiser l'évolution de l'étiage estival est de comptabiliser le nombre de jours dans l'été (juillet à septembre) où le débit est inférieur à un seuil donné. Le seuil retenu correspond à 1,5 fois le débit d'étiage ayant une période de retour de 2 ans ( $Q_2$ ), tel qu'indiqué dans le tableau 6. Pour la station de Upsalquitch (figure 51), ce nombre de jours présente une grande variabilité interannuelle, et a atteint 74 jours au cours de l'été 1968. Aucune tendance à long terme n'est observable mais ce nombre a été supérieur à 10 jours pendant cinq années consécutives de 2017 à 2022, ce qui n'avait jamais été le cas depuis 1944. Les résultats sont similaires pour les deux autres stations hydrométriques.



Données source : ECCC (2023)

**Figure 51 : Évolution du nombre de jours pendant l'été avec un débit inférieur à 1,5 fois le débit d'étiage de récurrence 2 ans dans la rivière Upsalquitch**



Des simulations climatiques et hydrologiques réalisées à l'échelle du Nouveau-Brunswick montrent une augmentation des écoulements fluviaux annuels moyens ainsi qu'une augmentation de la fréquence des inondations et des sécheresses dans les prochaines décennies (El-Jabi *et al.*, 2013). Le débit moyen dans la rivière Restigouche devrait augmenter de 6 à 7% par rapport à 1990 à l'horizon 2040-2069, et de 6,7 à 11,0% à l'horizon 2070-2099. Les débits de crue devraient également augmenter, principalement les crues de faible période de retour (2 ans). Cette augmentation pourrait atteindre 40 à 50% d'ici la fin du siècle (El-Jabi *et al.*, 2016).

### **7.1.7 Hydrogéomorphologie**

Il existe peu d'informations sur l'hydrogéomorphologie des cours d'eau principaux du bassin versant de la rivière Restigouche.

Une étude réalisée en 1992 a permis de caractériser la rivière Restigouche (Groupe Salar, 1992).

- Le tronçon supérieur de la rivière Restigouche (km 150 à 192) est constitué de dépôts glaciaires composés de galets, de blocs et de roc. Sa pente varie entre 5 et 37 m/km;
- Le tronçon médian (km 20 au km 150) présente une pente moyenne de 1,3 m/km qui favorise la sédimentation résultant en un substrat de sédiments fluvio-glaciaires où dominent essentiellement les cailloux et les galets;
- Le tronçon inférieur débute à la confluence avec la rivière Matapédia et se termine dans l'estuaire, 13 km en aval. Cette portion présente une pente moyenne inférieure à 0,4 m/km. Elle est caractérisée par de nombreux canaux en tresse qui s'entrelacent autour de plusieurs îles. Ce phénomène est généralement causé par une charge sédimentaire élevée et très hétérogène, par une diminution brusque de la pente hydraulique et par des sections en travers très larges. Sur cette partie du cours d'eau, la sédimentation peut être influencée par les marées lorsque les hautes eaux coïncident avec les crues printanières chargées de sédiments.

Des informations relatives aux faciès d'écoulement et au substrat dans les différents cours d'eau du bassin versant sont fournies à la section 7.2.1.

Une caractérisation hydrogéomorphologique des rivières Restigouche et Upsalquitch a été réalisée en 2015 pour le compte du CGBVRR (Parish Aquatic Services, 2015) avec une analyse spécifique de certains secteurs particulièrement dynamiques :

- la confluence des rivières Matapédia et Restigouche;
- la confluence des rivières Upsalquitch et Restigouche;
- la confluence des rivières Kedgwick et Little Main Restigouche;
- la confluence des rivières Upsalquitch Nord-Ouest et Upsalquitch Sud-Est (« Upsalquitch Forks »);



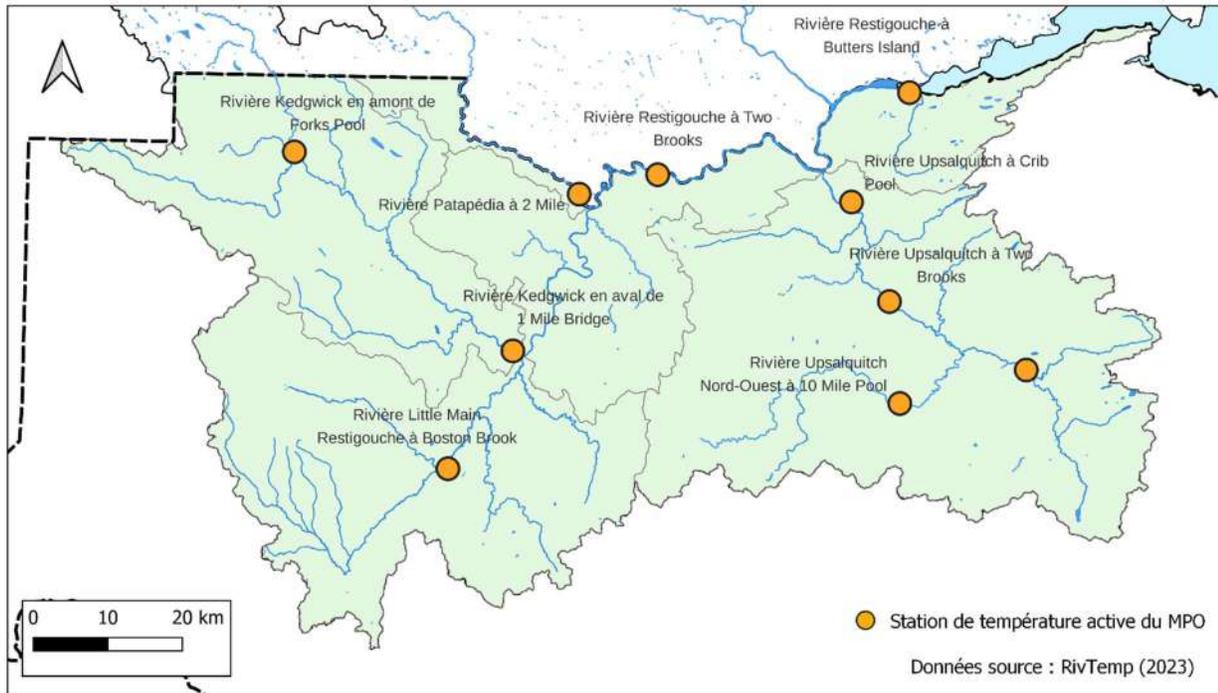
- un tronçon de la rivière Little Main Restigouche situé à Kedgwick, à 1 km en amont de la confluence avec la rivière Kedgwick, en érosion active.

### **7.1.8 Eaux souterraines**

Les eaux souterraines du Nouveau-Brunswick sont encore peu caractérisées. La Stratégie de l'eau 2018–2028 prévoit la réalisation d'une cartographie de la disponibilité des eaux souterraines (MEGL, 2017). Les données issues des forages de puits privés telles que la profondeur, le débit disponible et la qualité de l'eau sont compilées par le MEGL et synthétisées dans *l'Atlas de la composition chimique de l'eau souterraine du Nouveau-Brunswick : 1994-2007* (ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 2008). La majorité des puits ont une profondeur de moins de 50 m dans la région de St-Quentin, et entre 50 et 100 m dans la région de Campbellton.

### **7.1.9 Régime thermique**

Pêches et Océans Canada utilise 10 stations de mesure de la température de l'eau au sein du bassin versant de la rivière Restigouche depuis 2003. La localisation de ces stations est indiquée sur la figure 52. D'autres stations ont été utilisées quelques années mais ne sont plus actives. GINU a également utilisé 8 autres stations entre 2014 et 2017.



**Figure 52: Localisation des stations de mesure actives de la température de l'eau (réseau RivTemp)**

Les températures estivales médianes et maximales pour chaque station sur la période 2003-2022 sont indiquées au tableau 7. La température est plus élevée dans la rivière Restigouche mais également dans la rivière Upsalquitch. À la station de la rivière Upsalquitch à Two Brooks, la température moyenne (17,6°C) est proche de celle enregistrée dans la station du même nom dans la rivière Restigouche (17,7°C). La température est plus fraîche aux stations situées en amont du bassin versant (rivière Kedgwick en amont de Forks Pool, rivière Little Main Restigouche et rivière Patapédia).



**Tableau 7: Température estivale (juillet-août) dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) sur la période 2003-2022**

Cours d'eau	Température moyenne (°C)	Température maximale annuelle valeur médiane sur la période (°C)	Température maximale mesurée sur la période (°C)
Rivière Restigouche à Butters Island	19,1	24,1	27,4
Rivière Restigouche à Two Brooks	17,9	23,0	26,6
Rivière Patapédia à 2 Mile	16,2	22,2	26,0
Rivière Upsalquitch à Crib Pool	17,9	23,6	27,4
Rivière Upsalquitch à Two Brooks	17,8	23,2	27,2
Rivière Upsalquitch Sud-Est en amont de Basket Rock	16,6	23,6	27,2
Rivière Upsalquitch Nord-Ouest à 10 Mile Pool	17,5	24,5	28,3
Rivière Kedgwick en aval de 1 Mile Bridge	17,0	23,1	27,5
Rivière Kedgwick en amont de Forks Pool	15,5	22,3	25,0
Rivière Little Main Restigouche à Boston Brook	16,0	22,6	27,2

Données source : RivTemp (2023)

La tendance à long terme de la température estivale (moyenne quotidienne) dans l'ensemble des stations de mesure est représentée sur la figure 53. Cette température a augmenté de manière significative entre 2003 et 2020, de 2,6 à 4,4 °C, soit de 1,5 à 2,6°C par décennie, selon les cours d'eau. Elle a augmenté de manière relativement homogène à toutes les stations, incluant la station de la rivière Upsalquitch Sud-Est située dans un secteur où l'exploitation forestière est moins intensive qu'ailleurs dans le bassin versant (voir section 7.4.2), ce qui suggère que cette augmentation des températures serait principalement due à des facteurs autres que l'exploitation forestière, tels que les changements climatiques.

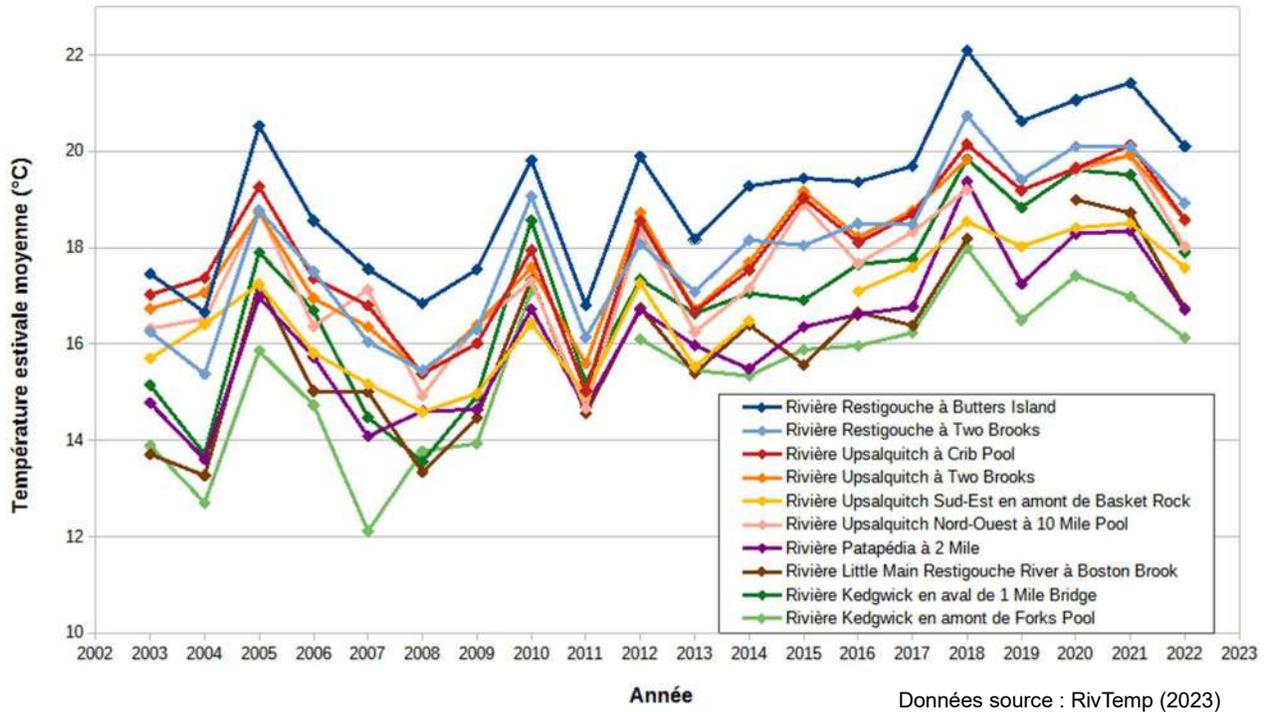
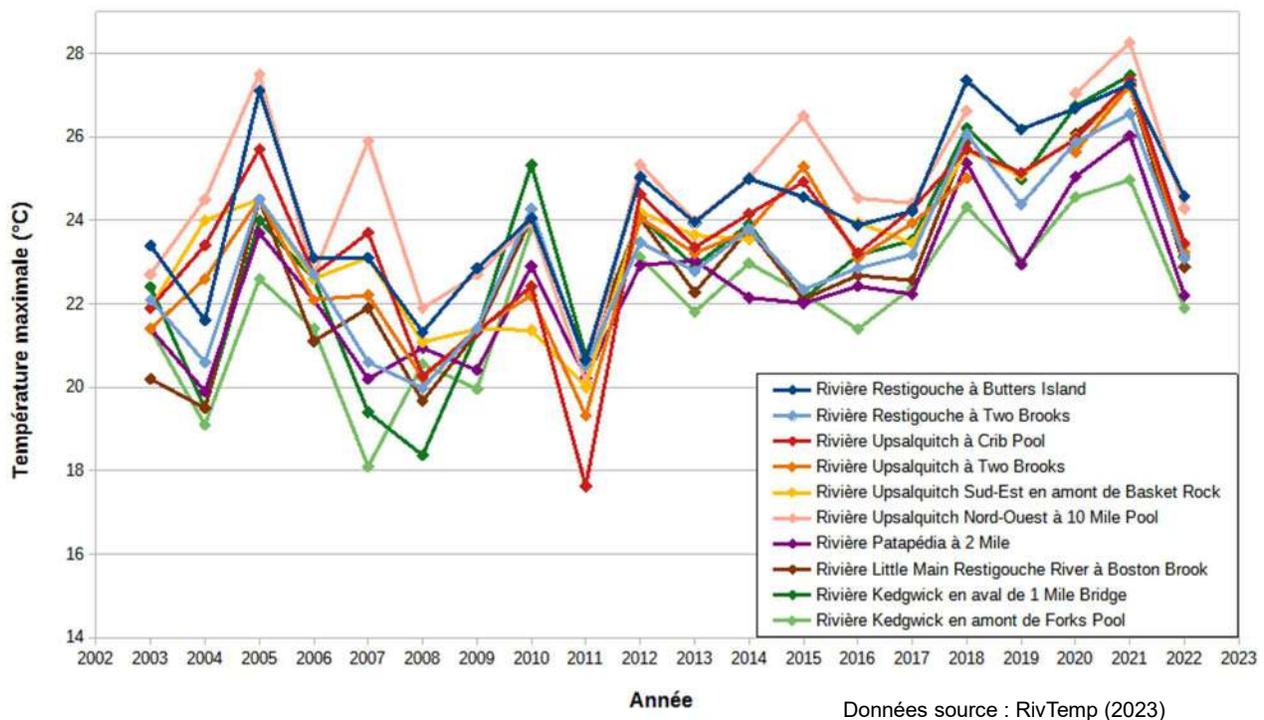


Figure 53: Évolution historique de la température de l'eau estivale (moyenne quotidienne en juillet-août) dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

L'évolution de la température maximale de l'eau à chaque année est plus hétérogène entre les stations de mesure (figure 54). Elle est souvent plus élevée dans la rivière Upsalquitch Nord-Ouest (10 Mile pool) que dans les autres cours d'eau, particulièrement en 2007 (25,9°C) et 2015 (26,5°C). En 2010, c'est à l'exutoire de la rivière Kedgwick (en aval de 1 Mile Bridge) que la température la plus élevée a été enregistrée (25,3°C). Ces disparités suggèrent que la température maximale serait influencée par des facteurs locaux tels que les coupes forestières.

Une analyse spatiale et temporelle plus approfondie serait nécessaire afin de vérifier cette hypothèse et d'évaluer l'influence des activités anthropiques sur la température de l'eau dans l'ensemble du bassin versant de la rivière Restigouche.



**Figure 54: Évolution historique de la température de l'eau maximale annuelle dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

L'évolution annuelle des températures moyenne, minimale et maximale dans la rivière Restigouche à Butter Island) est représentée sur la figure 56. L'écart entre la température maximale et la température minimale reste relativement faible, comparativement aux stations situées en amont où les variations journalières sont beaucoup plus importantes, par exemple à la station de la rivière Upsalquitch Nord-Ouest (figure 55).

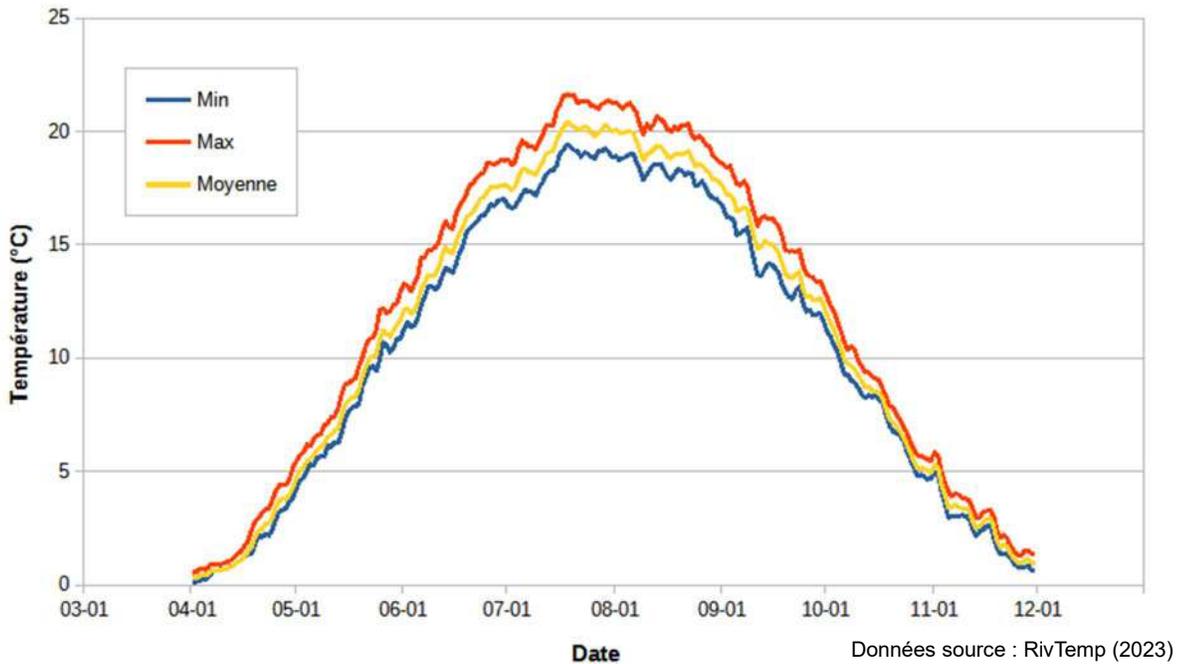


Figure 56: Évolution annuelle de la température de l'eau dans la rivière Restigouche à Butter Island (moyenne des températures quotidiennes sur la période 2003-2022)

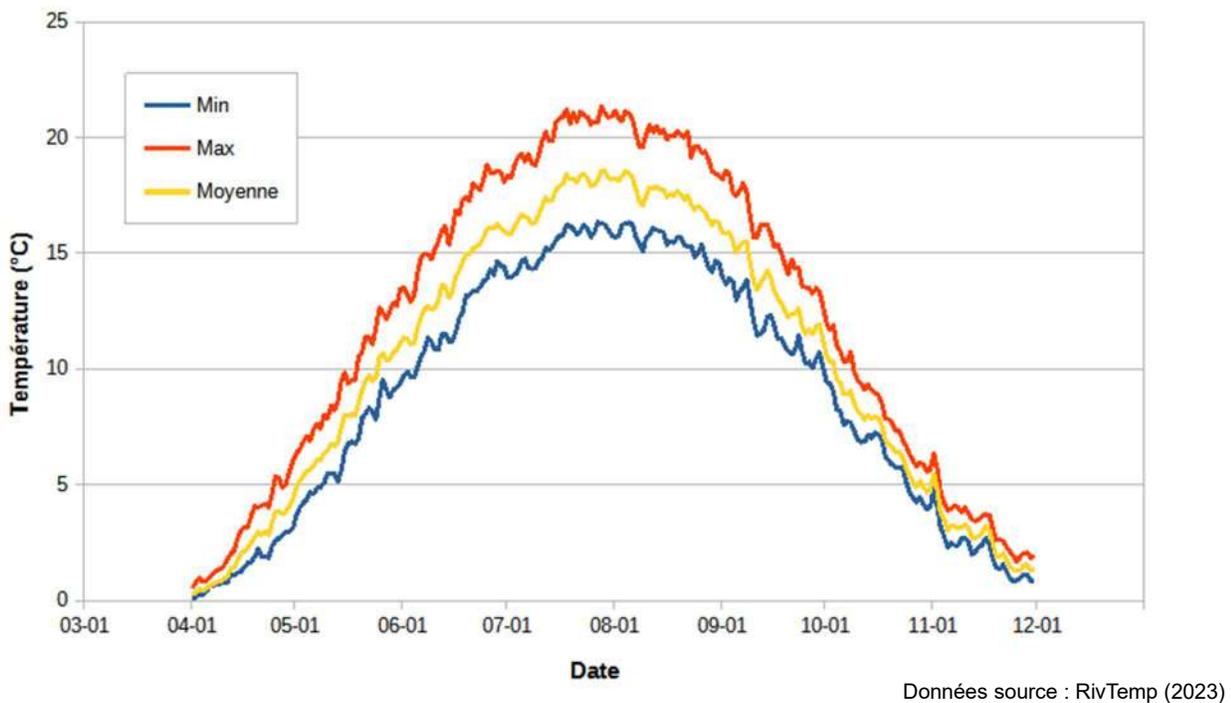
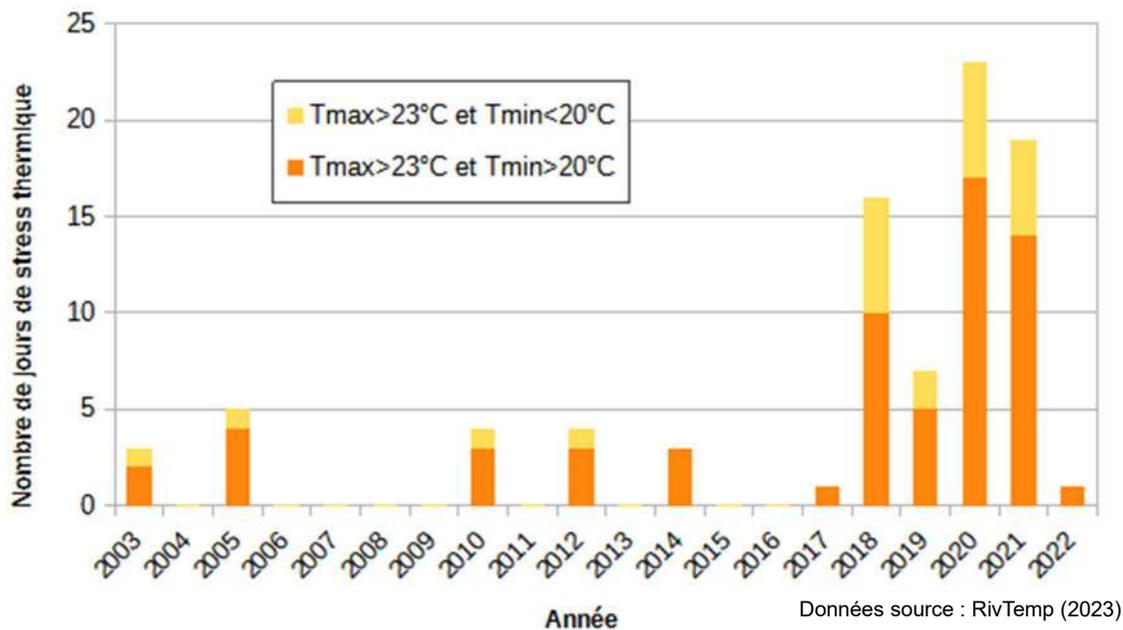


Figure 55: Évolution annuelle de la température de l'eau dans la rivière Upsalquitch Nord-Ouest (moyenne des températures quotidiennes sur la période 2003-2022)

Il a été déterminé qu'une température supérieure à 23 °C génère un stress pour les saumons qui se mettent à chercher des refuges thermiques (Breau, 2013). De plus, dans ces conditions de stress thermique, les saumons ont besoin de température plus fraîche la nuit pour récupérer. La figure 57 présente l'évolution historique du nombre de jours où la température maximale a dépassé 23°C (Tmax>23°C) et le nombre de jours où la température minimale a également dépassé 20°C (Tmin>20°C) dans la rivière Restigouche (station Two Brooks). Le seuil de 20°C retenu ici est inspiré de Caissie *et al.* (2013). Le nombre de jours où la température maximale dépasse 23°C a considérablement augmenté à partir de 2018 jusqu'à atteindre 24 jours en 2020 alors que ce nombre était toujours inférieur à 5 jours entre 2003 et 2017. Lors de ces périodes de stress thermique, la température minimale reste également supérieure au seuil de 20°C la majorité du temps (17 jours sur 24 en 2020).



**Figure 57: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Restigouche à Two Brooks**

Dans les sous-bassins, c'est la rivière Upsalquitch qui présente le nombre de jours de stress thermique le plus élevé (figure 58). Plus en amont, le nombre de jours avec une température maximale supérieure à 23°C peut être encore plus élevé, comme c'est le cas dans la rivière Kedgwick avec 32 jours en 2020, mais la température minimale est rarement supérieure à 20°C (figure 59).

Données source : RivTemp (2023)

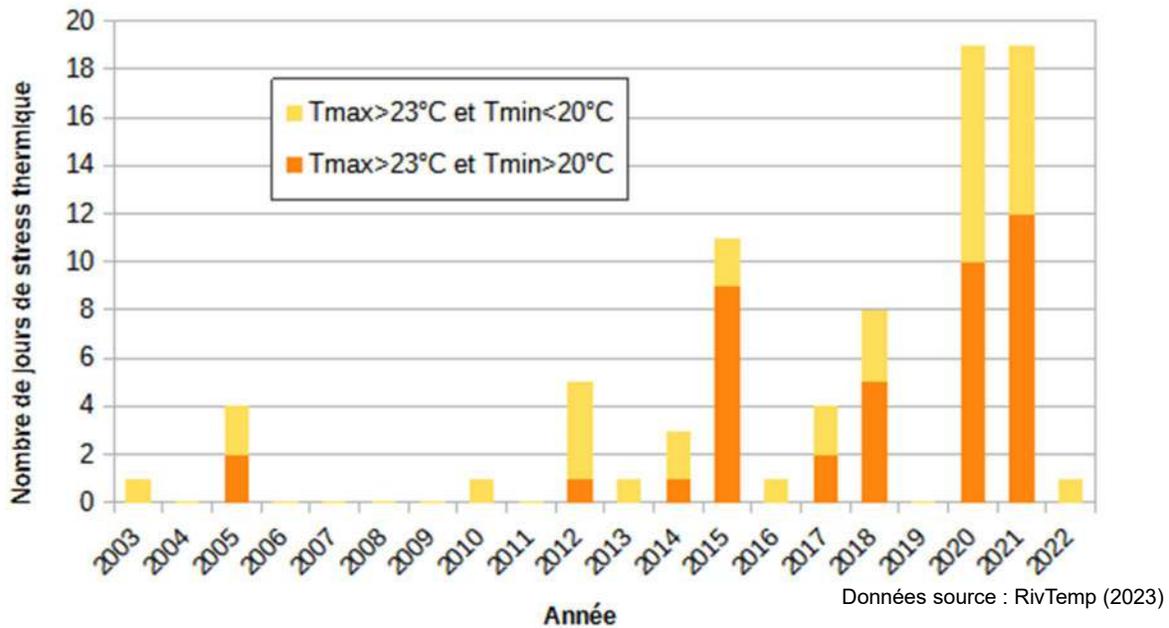


Figure 58: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Upsalquitch à Two Brooks

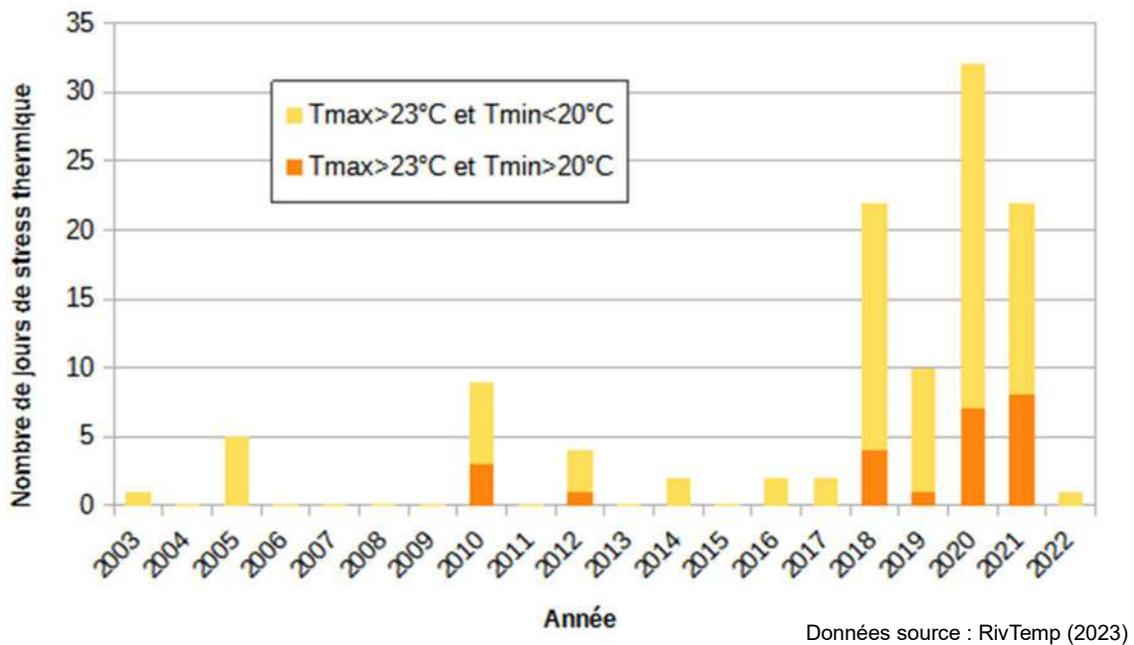
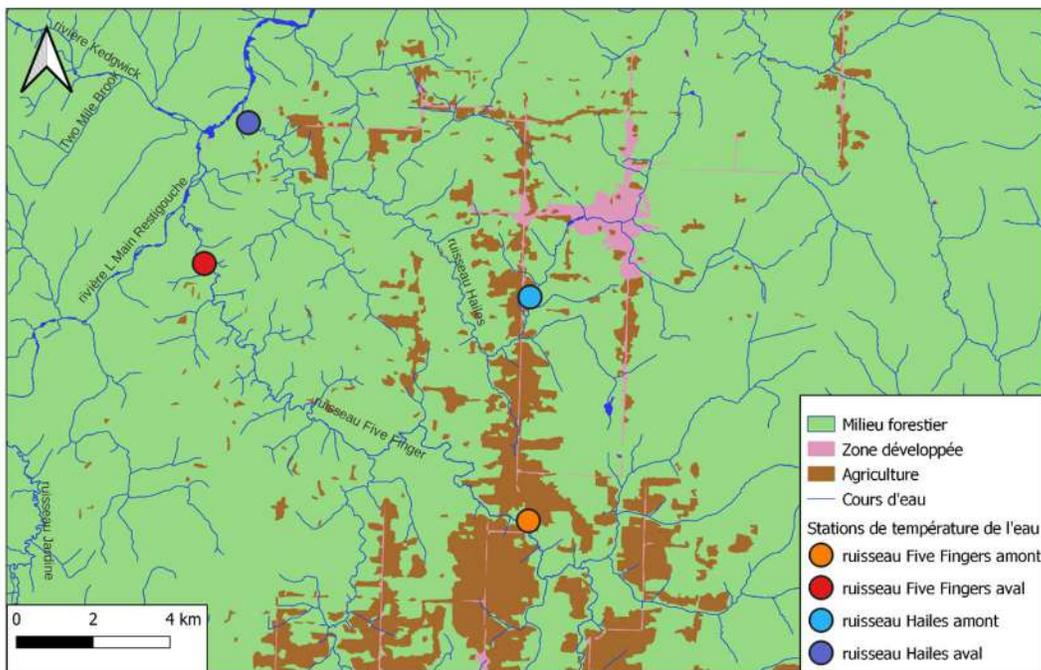


Figure 59: Évolution historique du nombre de jours de stress thermique pour le saumon dans la rivière Kedgwick en aval de 1 Mile Bridge

L'évolution de la température de l'eau est fortement corrélée avec celle de la température de l'air (Caissie, 2013) ce qui implique que l'augmentation prévue de la température de l'air dans les années futures (voir section 7.1.4) s'accompagnera d'une augmentation de la température de l'eau et donc de la fréquence et de la durée des épisodes de stress thermique pour le saumon.

Des thermographes ont été installés en 2015 dans les ruisseaux Hailes et Five Fingers qui traversent les zones agricoles de Kedgwick et Saint-Quentin respectivement (figure 60, voir section 7.5.2). Durant les mois d'août et septembre, la température moyenne de l'eau était plus élevée en amont (en milieu agricole) qu'en aval (en milieu forestier) dans le ruisseau Hailes (figure 62), l'écart pouvant atteindre 2,8°C. Il est probable que cela soit dû à la présence de sources d'eau froide situées entre les deux stations. La température de l'eau était relativement similaire en amont et en aval dans le ruisseau Five Fingers et comparable avec celle mesurée dans le ruisseau Jardine qui draine un territoire essentiellement forestier. L'effet de l'agriculture est plus marqué sur la température maximale dans le ruisseau Five Fingers (figure 62) : la température à la station amont atteint 25,2°C le 19 août, soit 2,6°C de plus qu'à la station aval et 2,0°C de plus qu'à la station amont du ruisseau Hailes.



Données source : RivTemp (2023)

Figure 60. Localisation des stations de température de l'eau en milieu agricole

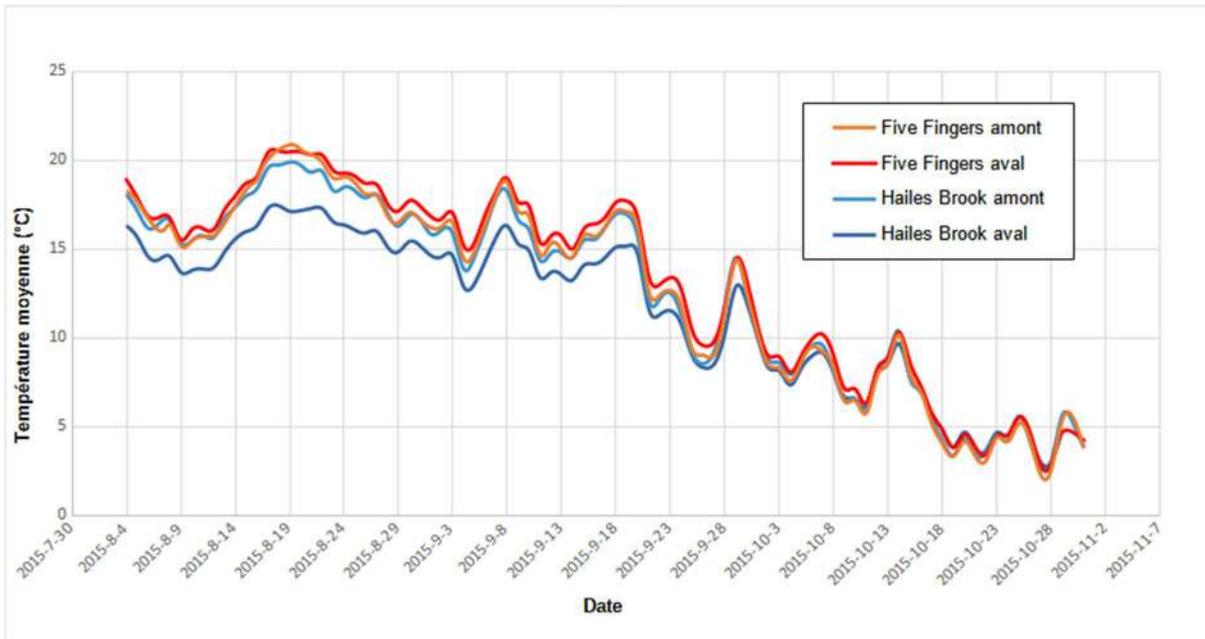


Figure 61: Température moyenne de l'eau dans les ruisseaux Hailes et Five Fingers en 2015

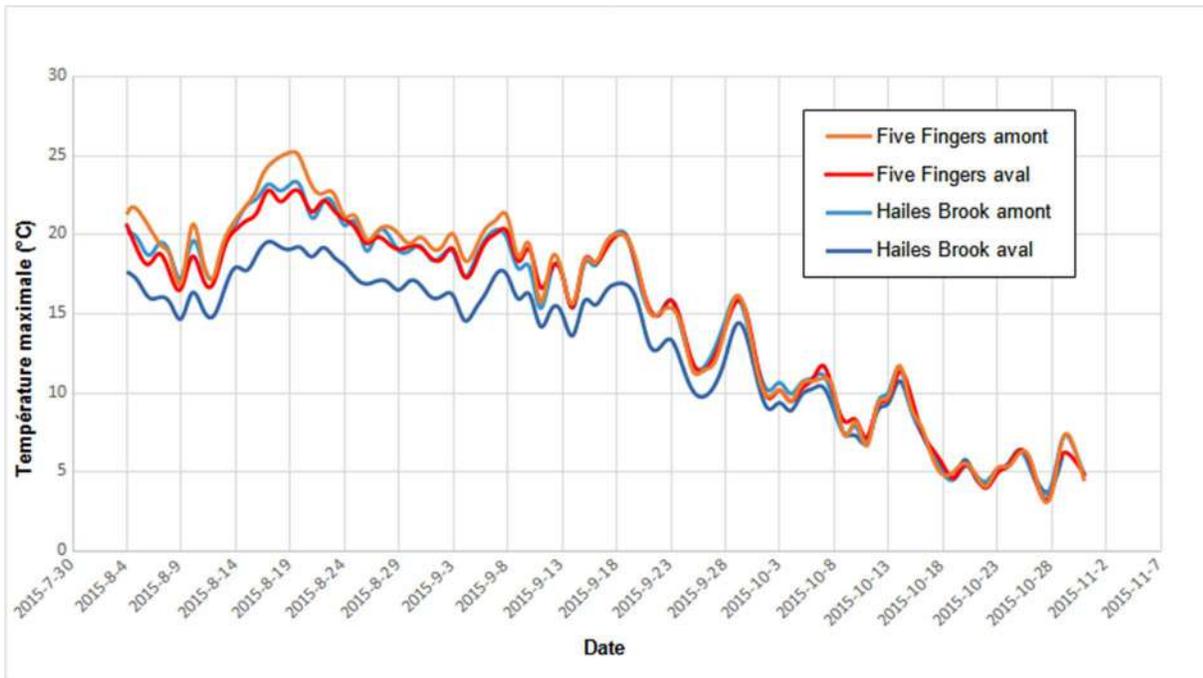
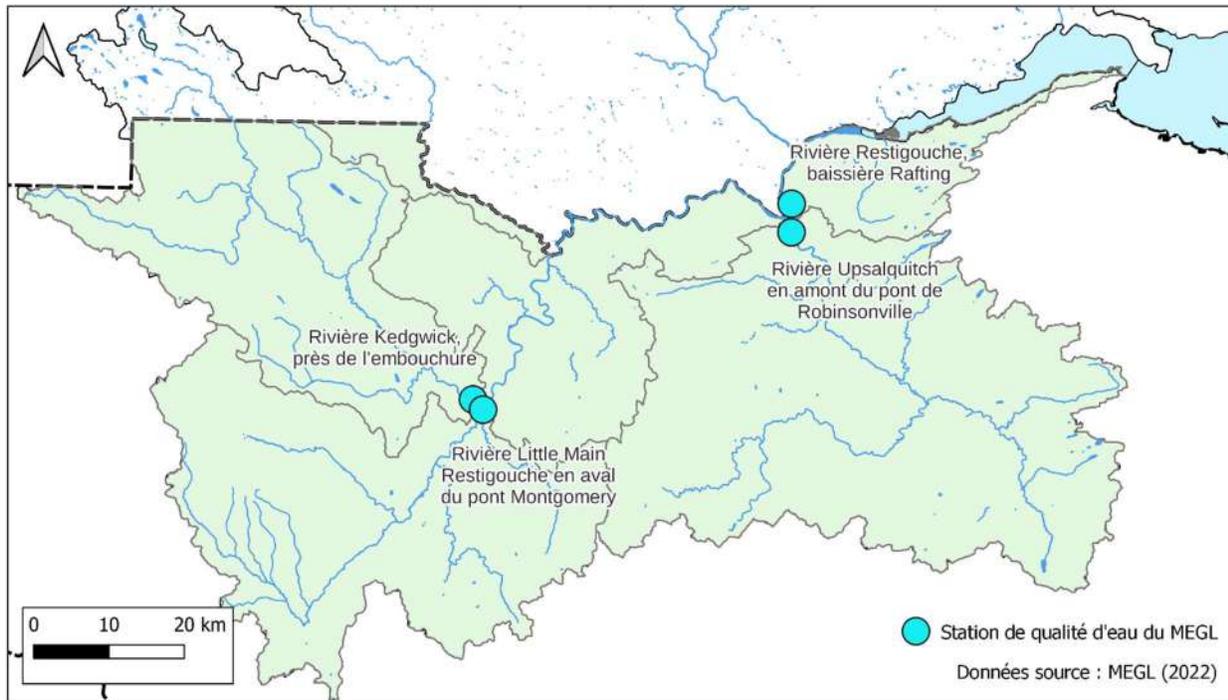


Figure 62: Température maximale de l'eau dans les ruisseaux Five Fingers et Hailes en 2015

### 7.1.10 Qualité de l'eau

Le MEGL réalise un suivi de la qualité de l'eau dans les principaux cours d'eau de la province. Quatre stations sont localisées dans le bassin versant de la rivière Restigouche (figure 63). Elles sont suivies depuis 2003 à raison de 4 à 5 échantillonnages par année (MEGL, 2022).



**Figure 63: Localisation des stations de suivi de la qualité de l'eau du MEGL**

L'indice de qualité de l'eau est l'un des indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE) utilisés par Environnement et Changement Climatique Canada. Selon cet indice, pour la période de 2018 à 2020, la qualité de l'eau est « excellente » dans la rivière Kedgwick et dans la rivière Little Main Restigouche. Dans cette dernière, la qualité de l'eau était « bonne » entre 2003 et 2008 puis est devenue « excellente » à partir de 2009 (ECCC, 2022c). La qualité de l'eau est « bonne » dans la rivière Upsalquitch et dans la rivière Restigouche alors qu'elle était « excellente » avant 2018, ce qui traduit une dégradation de la qualité de l'eau dans ces rivières au cours des dernières années.

Les données disponibles depuis 2003 sont présentées ci-dessous en ciblant sur les paramètres importants pour l'habitat du saumon tel qu'indiqué à la section 2.2.1 ainsi que sur ceux susceptibles d'être influencés par les activités forestières (voir section 4.2.4) et agricoles (voir section 5.2.4). La turbidité est abordée à la section 7.1.11.

## Acidité (pH)

L'eau des cours d'eau du bassin versant se caractérise par un pH élevé : la valeur médiane sur la période 2003-2022 varie entre 8,4 et 8,5 selon les stations. Ces valeurs s'expliquent par la nature calcaire du socle rocheux (voir section 7.1.3).

## Oxygène dissous

L'évolution des concentrations en oxygène dissous est représentée sur la figure 64. La variabilité intra-annuelle semble avoir augmenté à partir de 2015 avec des valeurs maximales annuelles plus élevées et des valeurs minimales plus faibles. Les valeurs maximales annuelles sont mesurées à l'automne. Or, les échantillonnages d'automne étaient réalisés fin septembre-début octobre de 2003 à 2014 puis ont été réalisés plus tardivement, soit fin octobre-début novembre à compter de 2015, ce qui explique l'augmentation des concentrations mesurées. Les valeurs minimales annuelles sont mesurées pendant l'été, habituellement fin juillet-début août. La figure 65 représente l'évolution des concentrations minimales annuelles uniquement et met en évidence une diminution graduelle de ces concentrations à partir de 2015, aux 4 stations de mesure. Entre 2004 et 2009, ces concentrations estivales variaient entre 8,4 et 11,0 mg/L, alors qu'entre 2016 et 2022, elles variaient entre 6,5 et 7,7 mg/L. Aucun échantillonnage n'a été réalisé durant l'été 2012, ce qui explique l'absence de valeur sur le graphique pour cette année.

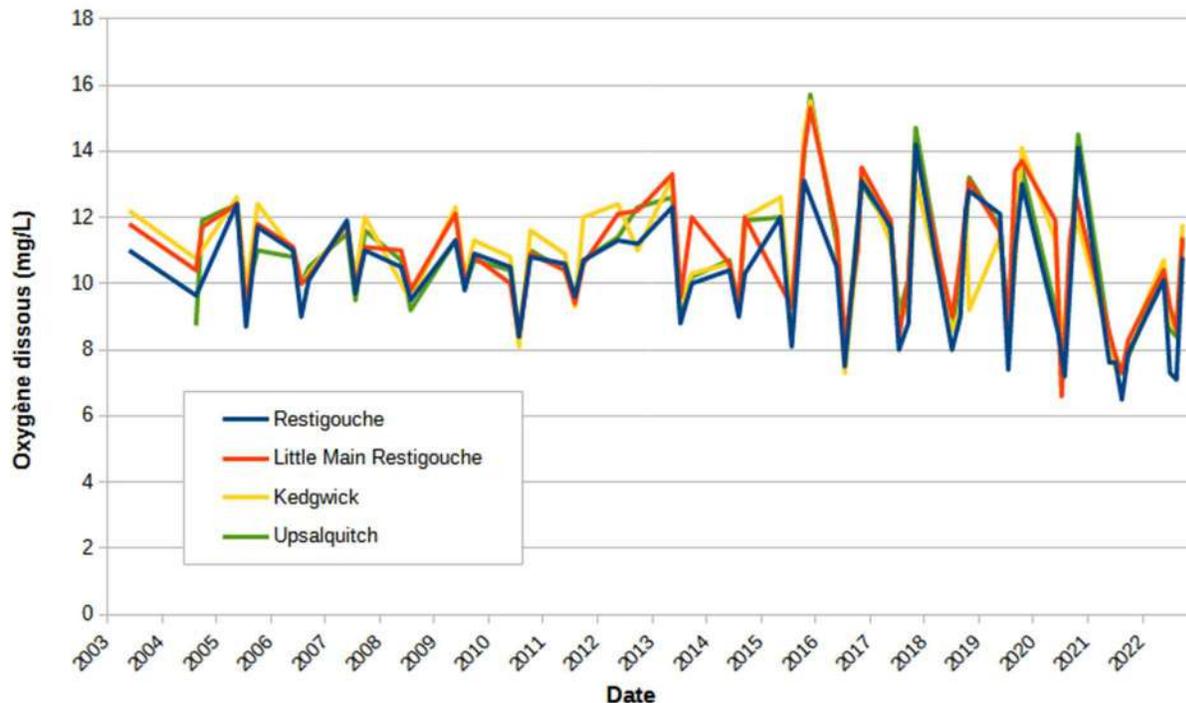


Figure 64: Évolution de la concentration en oxygène dissous dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

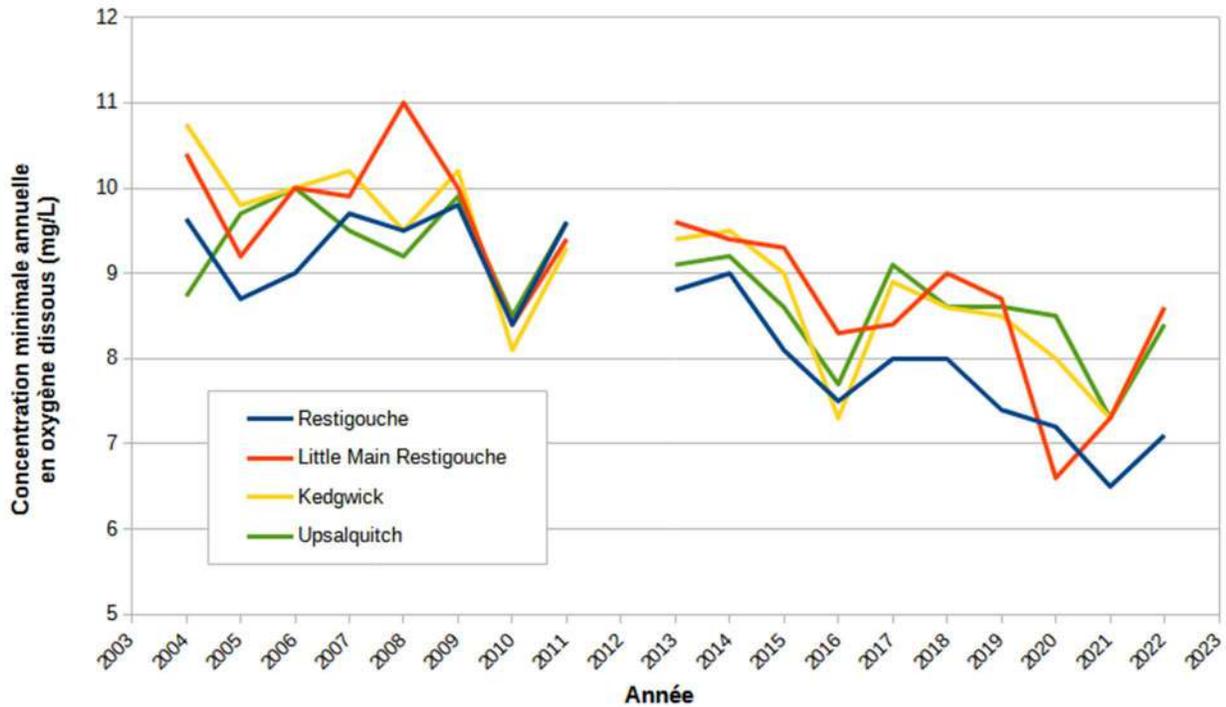


Figure 65: Évolution de la concentration minimale annuelle en oxygène dissous dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

## Nutriments

Les concentrations en nitrates sont représentées sur la figure 66. Les concentrations sont globalement plus élevées à la station de la rivière Little Main Restigouche. Comme cette station est située en amont de la confluence de la rivière Kedgwick, ces niveaux de concentration proviennent du bassin versant de la Little Main Restigouche, où l'agriculture est très présente. Les concentrations ont globalement diminué à cet endroit entre 2003 et 2012 mais sont de nouveau à la hausse depuis 2014, et ce à toutes les stations. Ces valeurs présentent une variabilité intra-annuelle importante avec les concentrations les plus élevées habituellement mesurées à l'automne. Cette variabilité est due aux caractéristiques du cycle de l'azote, à son assimilation par les plantes pendant la période estivale pour la production primaire dans les cours d'eau, ainsi qu'aux sources de nitrates (engrais) qui sont appliquées principalement au printemps (voir section 5.2.4).

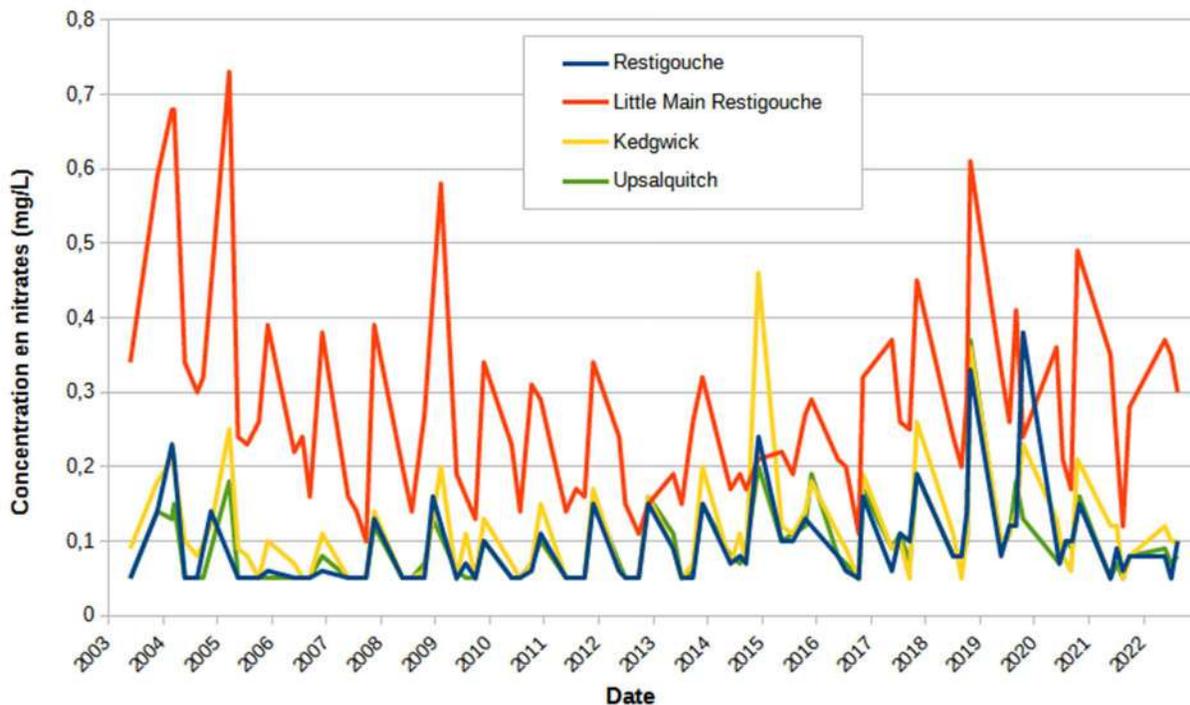
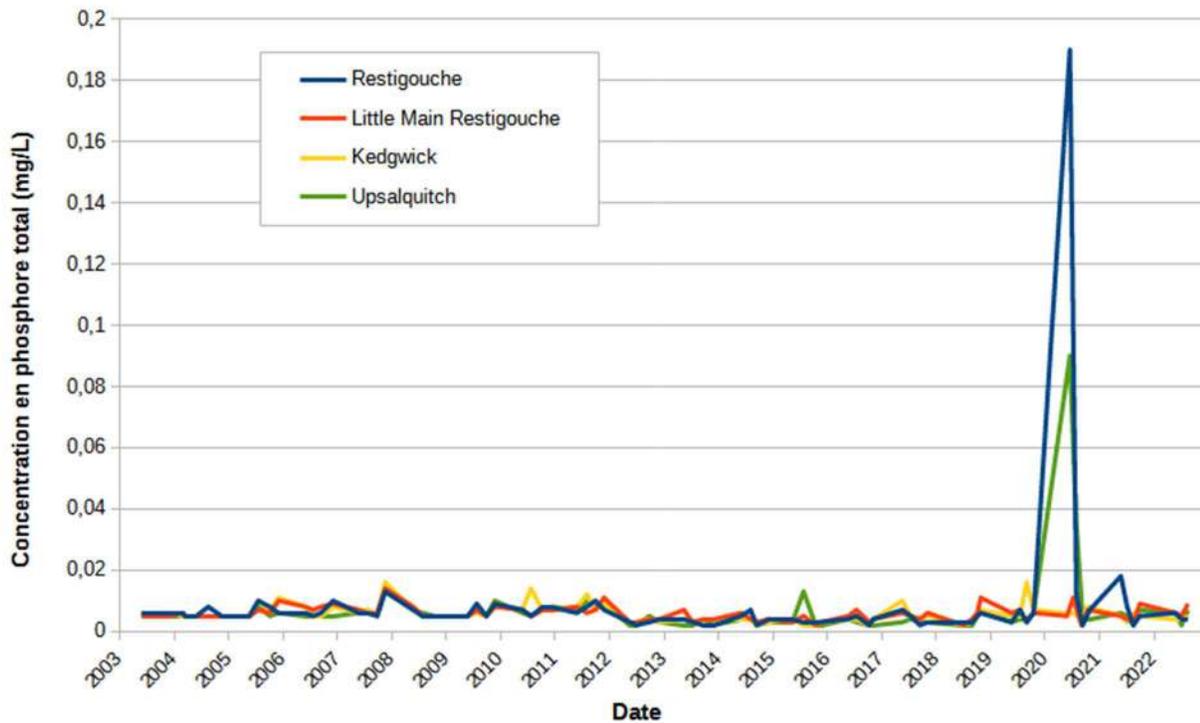


Figure 66: Évolution de la concentration en nitrates dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

Les concentrations en phosphore total sont restées faibles à toutes les stations depuis 2003 à l'exception d'un pic de concentration le 29 juin 2020 aux stations des rivières Upsalquitch et Restigouche (figure 67). Ces résultats indiquent que les activités agricoles dans le bassin versant de la Little Main Restigouche ont peu d'effet sur les concentrations en phosphore total dans l'eau.

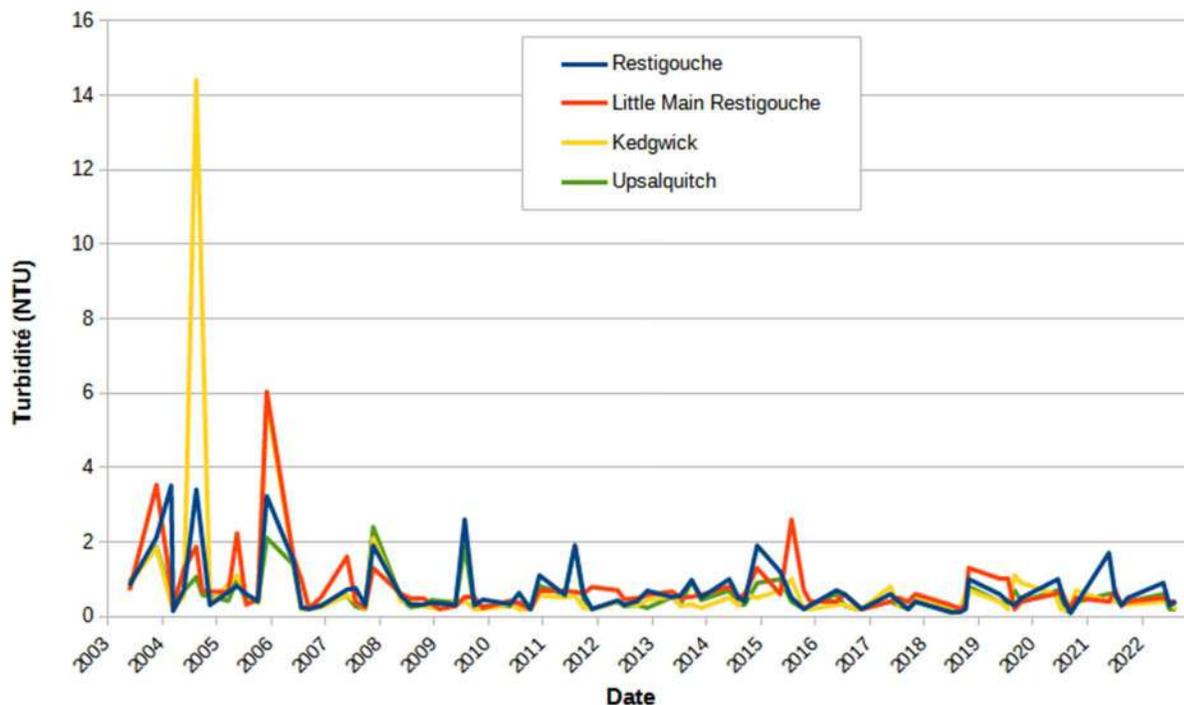


**Figure 67: Évolution de la concentration en phosphore total dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Aucune donnée n'est disponible concernant le mercure, dont la concentration peut être influencée par les coupes forestières (voir section 4.2.4).

### 7.1.11 Sédiments

La turbidité de l'eau mesurée aux stations du MEGL est indiquée sur la figure 68. La turbidité reste globalement faible, la plupart du temps inférieure à 2 UTN. Elle était plus élevée dans les années 2003 à 2005, avec un pic à 14 UTN le 18 août 2004 dans la rivière Kedgwick. Outre ces données de turbidité du MEGL, Environnement et Changement climatique Canada dispose de plusieurs stations spécifiques de mesure des matières en suspension dans la province du Nouveau-Brunswick mais aucune dans le bassin versant de la rivière Restigouche.



**Figure 68: Évolution de la turbidité dans les cours d'eau du bassin versant de la rivière Restigouche (NB). Données MEGL (2022)**

Cependant, ces résultats ne traduisent pas les observations réalisées sur le terrain depuis de nombreuses années : la présence de sédiments est une problématique importante pour l'habitat du saumon dans l'ensemble du bassin versant de la rivière Restigouche. Les principales sources de sédiments sont l'érosion des berges, les anciens chemins forestiers, les traverses de cours d'eau défectueux ainsi que les terres agricoles (surtout les cultures de pommes de terre) et les zones industrielles dans le secteur de Kedgwick (figure 69 à figure 72).



**Figure 69: Ruissellement et érosion provenant de champs agricoles**



**Figure 70: Apport de sédiments par un tributaire**



**Figure 71: Berge en érosion active**



**Figure 72: Ponceau défectueux**

Les observations aériennes réalisées ont montré que les sédiments proviennent surtout de la rivière Little Main Restigouche et de son bassin versant (figure 73), et plus particulièrement du sous-bassin du ruisseau Five Fingers.



**Figure 73 : Présence de sédiments dans la rivière Little Main Restigouche à la confluence avec la rivière Kedgwick le 24 juin 2017 (cliché : CGBVRR)**

Une étude réalisée en 2021 dans ce sous-bassin a permis de quantifier la présence de sédiments et d'identifier et localiser leurs principales sources (LeBlanc MultiRessources, 2022). Plusieurs échantillonnages ont été réalisés entre mai et novembre 2021 à 26 sites répartis dans le ruisseau Five Fingers et ses tributaires. Les plus hauts niveaux de turbidité ont été mesurés dans le ruisseau nommé pour les fins de l'étude Branche Groupe Savoie (jusqu'à plus de 1 000 UTN) ainsi que, à un degré moindre, dans le tributaire Little Five Fingers (entre 4 et 192 UTN). Quatre sites d'apport de sédiments provenant de trois secteurs industriels et un secteur agricole ont été identifiés comme prioritaires :

- une aire d'entreposage en surface de gravier et terre, les stationnements et les fossés de drainage traversant le complexe industriel de la compagnie North American Forest Product (ruisseau Little Five Fingers);
- du ruissellement à proximité du groupe industriel du Groupe Savoie (ruisseau Five Fingers) dû à un fossé de drainage et un ponceau défectueux;



- le ruissellement d'un site industriel qui s'écoule par un fossé vers le ruisseau Five Fingers. Ce même fossé présente également le risque de transport de sédiments provenant de champs agricoles utilisés pour la production de pommes de terre
- le ruissellement et l'érosion provenant de deux champs agricoles à forte pente à proximité d'un tributaire du ruisseau Five Fingers.

De plus, six ponceaux défectueux ont été identifiés comme sources de sédiments dans le sous-bassin.

Des recommandations ont été faites au fil des années par le CGBVRR aux différents intervenants (exploitants forestiers, producteurs agricoles, industries, municipalités, ministère des transports, propriétaires privés) afin de réduire les sources de sédiments et des aménagements ont été réalisés (p.ex. des bassins de sédimentation à proximité des zones industriels ou de champs agricoles). Le contrôle de l'érosion nécessite un suivi régulier sur le terrain afin d'identifier rapidement les problématiques et de pouvoir y remédier dans les plus brefs délais, mais également un travail continu de sensibilisation des différents intervenants.

Les sources de sédiments en secteur agricole sont abordées à la section 7.5.5.

## 7.1.12 Contexte humain

### Présence autochtone

Le nom Restigouche vient du mot « Lustagooch », qui signifie « bonne rivière » (OBVMR, 2017). Le territoire ancestral revendiqué par la nation micmaque (ou Mi'kmaq) est constitué du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse et de la Gaspésie. Autrefois, on y aurait compté plus de 20 000 individus. Ce territoire est divisé en sept districts distincts dont un couvre la péninsule gaspésienne et porte le nom de *Gespe'gewa'gi*. L'abondance d'éperlans, gaspareaux, esturgeons, saumons, anguilles et poulamons dans la baie des Chaleurs et dans l'estuaire des rivières à saumon ont permis une semi-sédentarisation des micmacs (OBVMR, 2017).

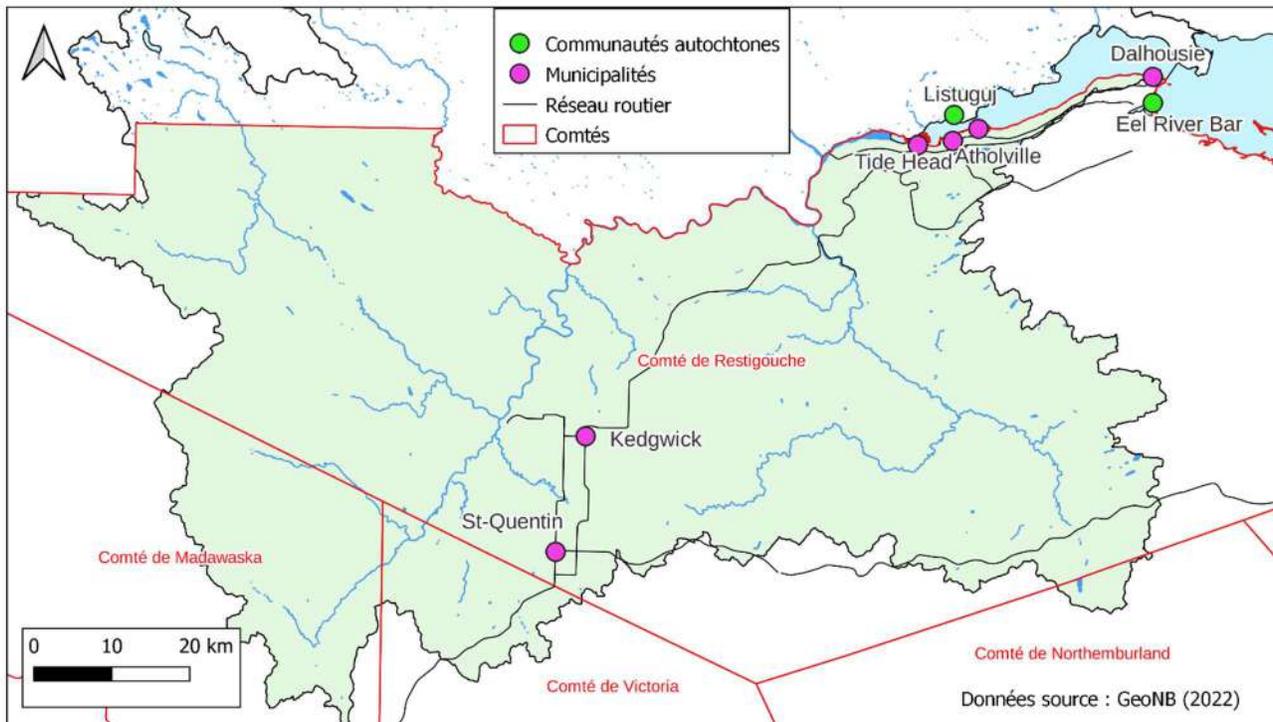
Dans le secteur de la rivière Restigouche et de son bassin versant, la nation micmaque est aujourd'hui répartie en deux communautés (Figure 74) :

- Listuguj à l'embouchure de la rivière Restigouche, sur sa rive nord dans la province du Québec;
- Eel River Bar (*Ugpi' ganjig*), sur le bord de la baie des Chaleurs.

La connaissance du territoire a été transmise d'une génération à une autre pendant des millénaires grâce à la langue micmaque et à la tradition orale. Les micmacs souhaitent l'établissement d'une relation harmonieuse entre les communautés autochtones et allochtones avoisinantes, afin de respecter les droits culturels, politiques et linguistiques de chacun (Secrétariat Mi'gmawei Mawiomi, 2017; OBVMR, 2017). Les valeurs ancestrales des micmacs en matière de réconciliation, de reconnaissance et de gestion des ressources représentent des fondements essentiels à l'établissement d'une gestion intégrée de la ressource eau et du processus de concertation entre les acteurs du territoire.

## Répartition de la population

La population du bassin versant est d'environ 21 400 habitants (OBVMR, 2017) répartis principalement dans les municipalités de Campbellton (7 047 hab.<sup>7</sup>), Atholville (3 290 hab.), Dalhousie (3 223 hab.), Saint-Quentin (2 141 hab.), Kedgwick (1 986 hab.) et Tide Head (951 hab.). Le bassin versant touche à quatre comtés, soit ceux de Restigouche (85 % du bassin versant), Madawaska, Northumberland et Victoria (figure 74).



**Figure 74: Lieux et limites administratives dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

<sup>7</sup>La population indiquée est celle provenant du recensement de 2021 (Statistique Canada, 2022a)

### Affectations du territoire et occupation du sol

Les terres de la Couronne couvrent un territoire de 5 033 km<sup>2</sup> à l'intérieur du bassin versant (figure 75), soit 77 % de sa superficie totale. Les terres privées sont concentrées dans la partie sud-ouest du bassin versant. Les sous-bassins des rivières Kedgwick et Upsalquitch sont essentiellement occupés par les Terres de la Couronne tandis que dans le sous-bassin de la rivière Little Main Restigouche, les terres sont majoritairement privées (68 % de la superficie du sous-bassin) avec les terres de J.D. Irving Ltd. en amont, et des terres agricoles ainsi que des lots privés boisés dans la région de Saint-Quentin.

Quelques sites industriels sont présents :

- quatre scieries à Atholville (AV Cell inc.), Kedgwick (J.D. Irving Ltd.) et Saint-Quentin (Groupe Savoie Inc. et North American Forest Products Ltd.);
- deux sites miniers métallifères situés au sud-est du bassin versant qui ne sont plus en activité, soit la mine de Blue Note Mining inc. (communément appelée la mine Restigouche), et la mine du ruisseau Murray (Murray Brook Mine) qui a été abandonnée il y a plus d'une décennie.

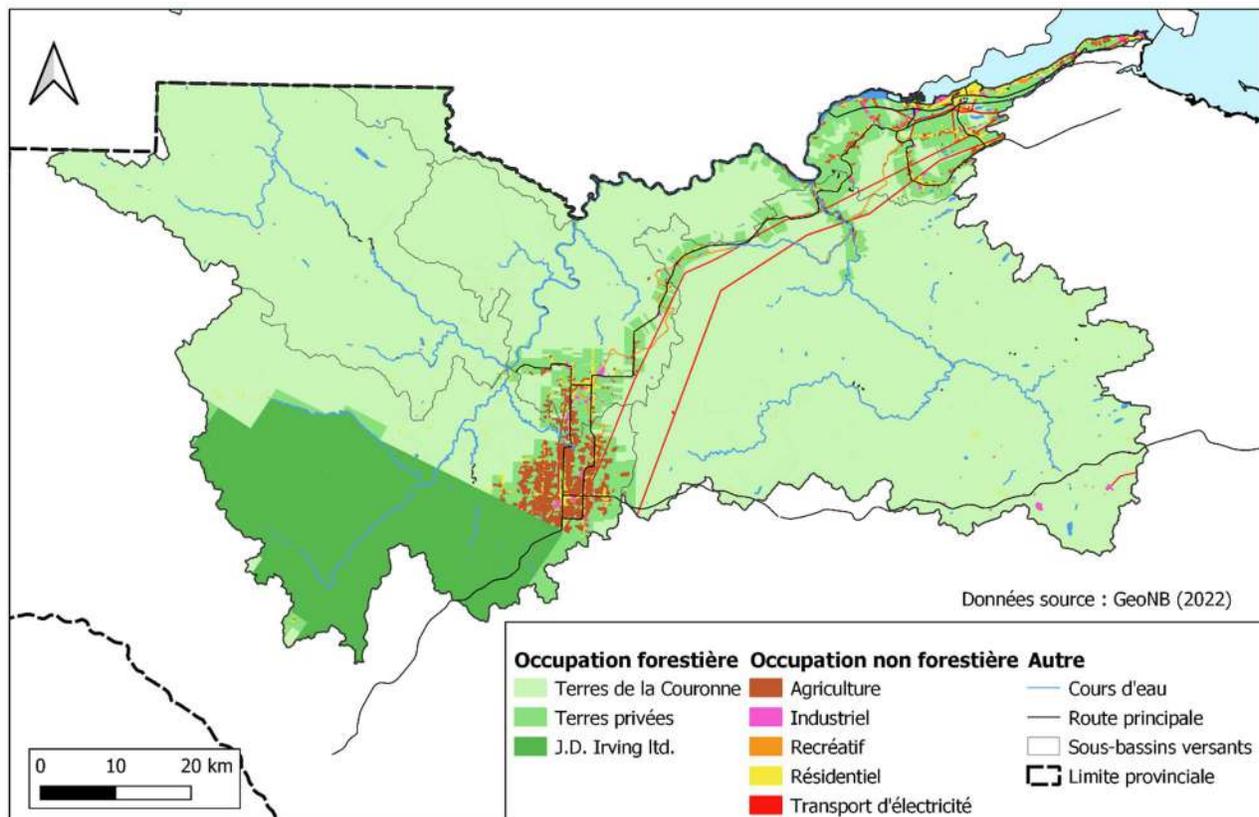


Figure 75: Occupation du sol dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)



## **Activités économiques**

L'économie du comté de Restigouche dépend essentiellement du secteur primaire (exploitation forestière) et des activités professionnelles connexes. Les taux d'emplois les plus élevés concernent les professions relatives à la vente et aux services, aux métiers, au secteur de la santé, aux affaires, à l'enseignement et à la gestion (RDÉE, 2020). Une usine de pâtes et papiers est présente à Atholville. Des entreprises agricoles laitière et bovine et de production de pommes de terre sont présentes dans le secteur de Saint-Quentin.

## **Activités récréatives**

Les activités récréatives ont gagné considérablement en popularité depuis quelques décennies. La rivière Restigouche est aujourd'hui un lieu de prédilection pour plusieurs passionnés du plein air. Les activités les plus populaires sont la pêche sportive, la chasse, le canotage, le camping, les randonnées pédestres, la raquette et la motoneige.

La pêche sportive au saumon sur la Restigouche y est reconnue mondialement. Une étude réalisée en 2010 par l'Université du Nouveau-Brunswick démontrait que la pêche au saumon, pour la Restigouche, générait 535 emplois et des retombées économiques annuelles de 11,8 M\$ (Lantz, 2010). Les pêcheurs utilisent pour la plupart de longs canots à moteur. Leur présence reste discrète sur la rivière Kedgwick ainsi que sur la rivière Restigouche en amont de la rivière Patapédia. Leur nombre augmente ensuite progressivement vers l'aval, pour devenir élevé dans les kilomètres en aval de Jardine Brook. Un total de 21 camps de pêche sont localisés sur les rivières Upsalquitch, Restigouche, Little Main Restigouche et Kedgwick. En plus de ces activités du secteur privé, la pêche sportive s'effectue sur 14 sections d'Eaux Réservées de la Couronne.

Les rivières Restigouche et Kedgwick (en aval du km 31) sont considérées canotables tout l'été, avec un niveau facile étant donné le faible nombre de rapides dépassant R1. La rivière est aussi très fréquentée par les canot-campeurs, avec près de 2 000 canots dénombrés en 2005 au départ de la randonnée de 3 jours, sur la rivière Kedgwick (CGBVRR, 2009).

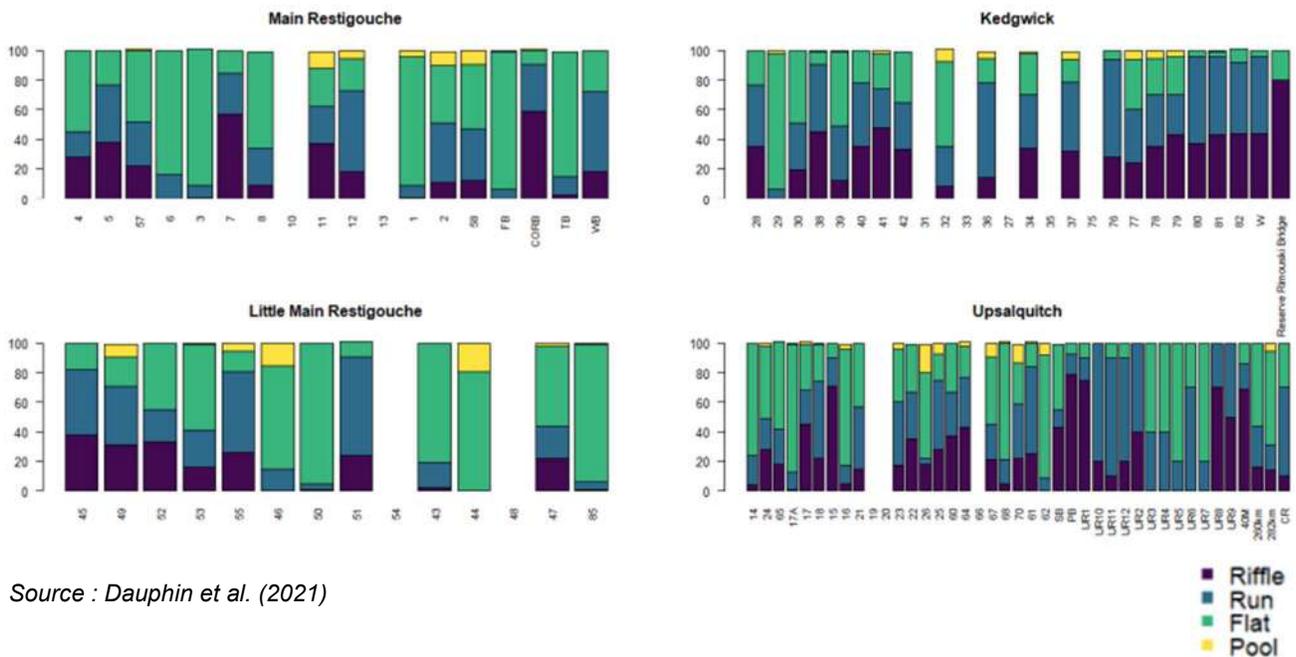
L'augmentation de ces activités au cours des dernières années a permis une diversification de l'économie locale mais a provoqué des conflits d'usages, en particulier sur la rivière Restigouche elle-même. Ainsi, les embarcations motorisées de villégiature, de plus en plus nombreuses, font du bruit et créent des vagues qui incommode les autres usagers de la rivière comme les pêcheurs et les canoteurs. C'est particulièrement vrai pour les bateaux en aluminium de type "speed boat" et "Jon boat", navigant à haute vitesse et en eau peu profonde, qui se sont multipliés à partir de 2016 (Acadie Nouvelle, 2017). Le bruit et les remous causés par ces embarcations causent également un stress accru pour le saumon pouvant aller jusqu'à causer le déplacement des poissons. Cette problématique est en augmentation malgré des campagnes de sensibilisation, une planification de patrouilles conjointes entre le CGBVRR, la Gendarmerie Royale du Canada et la Sûreté du Québec. Certaines fins de semaine durant l'été 2018, jusqu'à 600 passages d'embarcations ont été observés dans l'habitat du saumon. Des démarches sont en cours auprès du gouvernement fédéral, en partenariat avec la Coalition pour une Navigation responsable et durable (CNRD) afin de réglementer ce type d'embarcation.

## 7.2 Le saumon atlantique et son habitat

### 7.2.1 La qualité de l'habitat

L'analyse des habitats salmonicoles du tronçon principal de la rivière Ristigouche révèle que 98 % de ceux-ci sont de bonne ou d'excellente qualité (Groupe Salar, 1992, cité par OBVMR, 2017).

Les types d'habitat au sein du bassin versant sont variés et composés de rapides, de radiers, de plats et de mouilles, avec quelques différences entre les sous-bassins. Par exemple, la partie amont de la rivière Kedgwick comprend davantage de rapides et de radiers que les autres sous-bassins. Le type d'habitat identifié par l'équipe du MPO aux sites d'inventaire des saumon juvéniles est représenté sur la figure 76.



Source : Dauphin et al. (2021)

**Figure 76: Composition moyenne de l'habitat (exprimée en pourcentage de chaque type d'habitat) aux sites d'inventaire des saumon juvéniles dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Les faciès d'écoulement dans la rivière Upsalquitch et ses principaux tributaires ont été caractérisés en 2009 et sont représentés sur la figure 77.

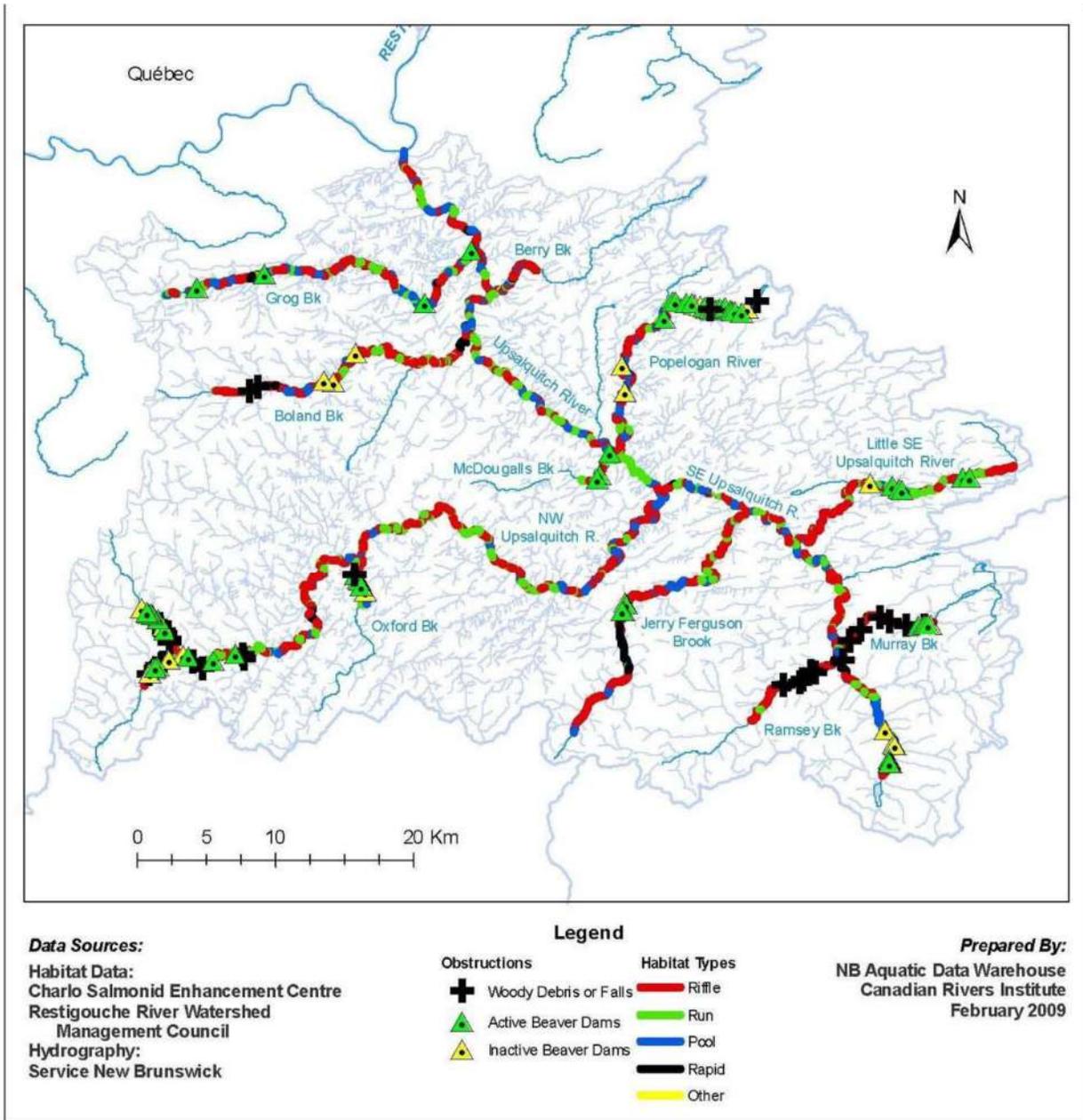
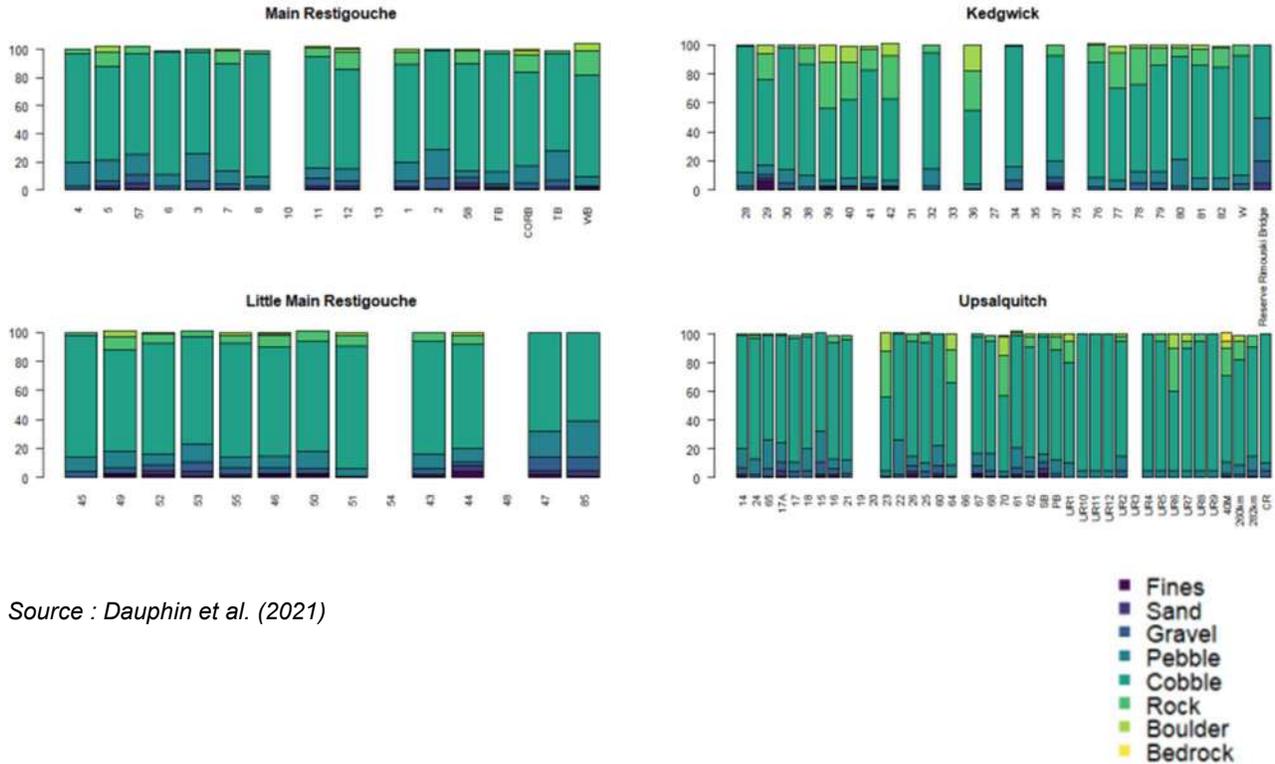


Figure 77: Faciès d'écoulement dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch en 2009

Le substrat dans les cours d'eau fréquentés par le saumon est principalement composé de cailloux et blocs dans toutes les rivières du bassin versant. La composition granulométrique mesurée par l'équipe du MPO lors des inventaires de saumons juvéniles est représentée sur la figure 78. Le dernier tronçon de la rivière Restigouche présente une charge sédimentaire plus élevée avec beaucoup de sédiments fins (Groupe Salar, 1992).



Source : Dauphin et al. (2021)

**Figure 78: Composition moyenne du substrat aux sites d'inventaire des saumons juvéniles dans le bassin versant de la rivière Restigouche**

Le substrat du lit des cours d'eau du bassin versant de la rivière Upsalquitch a été caractérisé en 2009 et est représenté sur la figure 79.

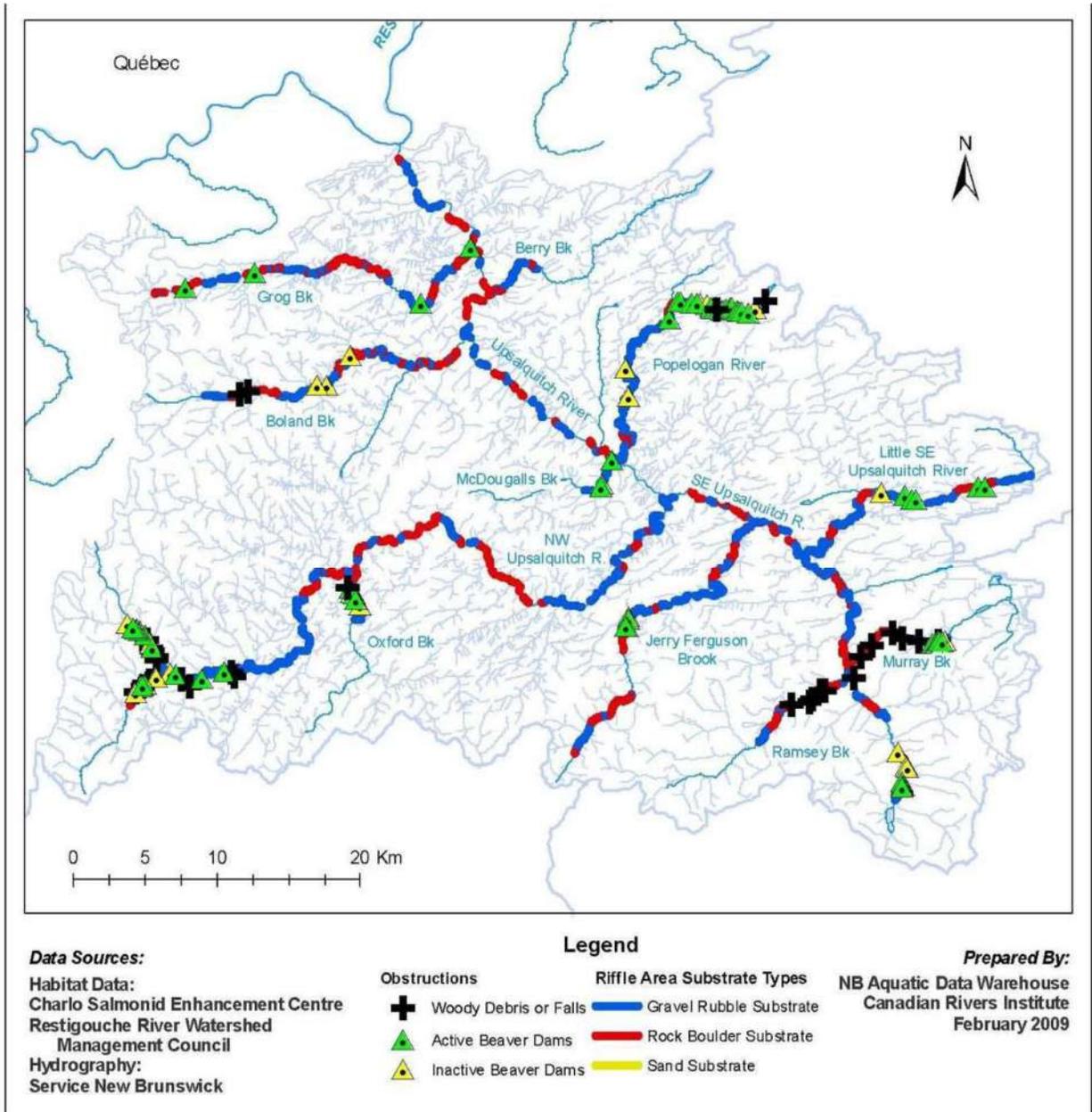
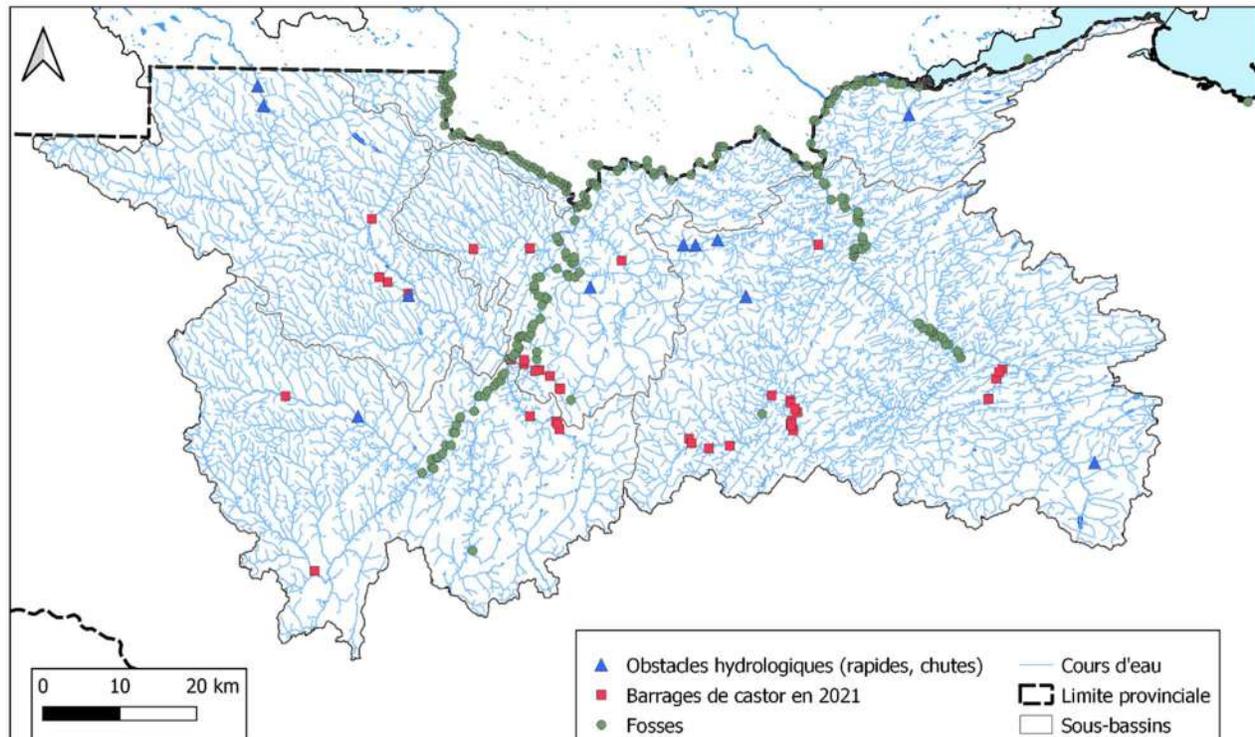


Figure 79: Substrat du lit des cours d'eau dans les secteurs de radier du bassin versant de la rivière Upsalquitch en 2009

Aucun barrage n'est présent à l'intérieur du bassin versant de la rivière Restigouche, mais plusieurs obstacles naturels tels que des rapides et des chutes peuvent limiter l'accès des saumons à certains tributaires en tête de bassins (figure 80). De nombreuses fosses sont présentes tout au long des rivières Restigouche, Little Main Restigouche, Kedgwick et Upsalquitch. Les frayères sont présentes dans les endroits favorables mais leur localisation est dynamique et varie en fonction de l'évolution des conditions hydrogéomorphologiques des rivières (courant, hauteur d'eau, substrat).



**Figure 80: Principaux éléments de l'habitat du saumon dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Une caractérisation des refuges thermiques a été réalisée entre 2011 et 2013 par le CGBVRR en collaboration avec l'Institut National de Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE, 2014; Dugdale *et al.*, 2015). Des relevés aériens utilisant la technologie d'imagerie thermique et de haute résolution optique ont permis l'identification de 1 825 refuges thermiques pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Restigouche (Québec et Nouveau-Brunswick). Les refuges thermiques identifiés les tributaires situés au Nouveau-Brunswick sont représentés sur la . Ceux localisés dans les rivières Retigouche et Patapédia peuvent être sur la rive gauche (Québec) ou la rive droite (Nouveau-Brunswick).

En 2018, dans le cadre d'un projet financé par le Fond en Fiducie pour l'Environnement du Nouveau-Brunswick, le CGBVRR a élaboré un plan de gestion des refuges thermiques sur le bassin versant de la rivière Restigouche en collaboration avec GINU et Listuguj Fisheries (CGBVRR, 2018a). Cette étude incluait l'élaboration d'une matrice décisionnelle, la création d'une base de données géomatique contenant les caractéristiques physiques des refuges sélectionnés, et le développement d'une liste de sites à restaurer et à protéger en priorité.

La localisation de ces refuges n'est pas présentée dans le présent document dans un souci de protection du saumon contre le braconnage.

## 7.2.2 La superficie d'habitat

Les estimations des habitats pour la rivière Restigouche (portion du bassin hydrographique du Nouveau-Brunswick) ont été obtenues à partir d'interprétations de photographies aériennes réalisées par le MPO (MPO, 2018b). La superficie totale d'habitat dans l'ensemble du bassin de la Restigouche (incluant les parties québécoises des sous-bassins de la rivière Kedgwick et de la rivière Patapédia mais pas le bassin versant de la rivière Matapédia) est estimée à 26 390 000 m<sup>2</sup> (MPO, 2021). La localisation de ces habitats est présentée à la figure 81. Les superficies d'habitat pour chaque sous-bassin sont indiquées dans le tableau 8.

En 2018, le CGBVRR a réalisé une mise à jour de ces superficies en ajoutant les cours d'eau fréquentés par les juvéniles en fonction des observations réalisées sur le terrain, d'images satellite et d'une revue de littérature (figure 81). Un total de 792 108 m<sup>2</sup> a ainsi été identifié (CGBVRR, 2018b). Cet ajout a été proposé au MPO mais n'a pas encore été validé à ce jour.

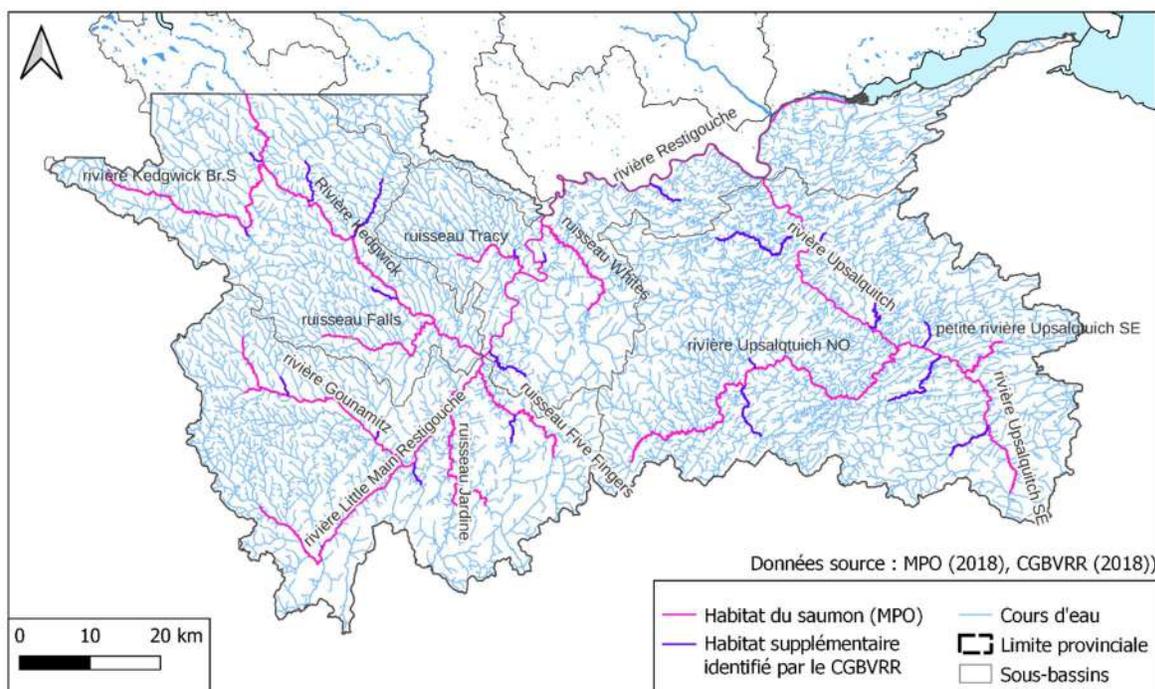


Figure 81: Habitat du saumon dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

## 7.2.4 La population de saumon

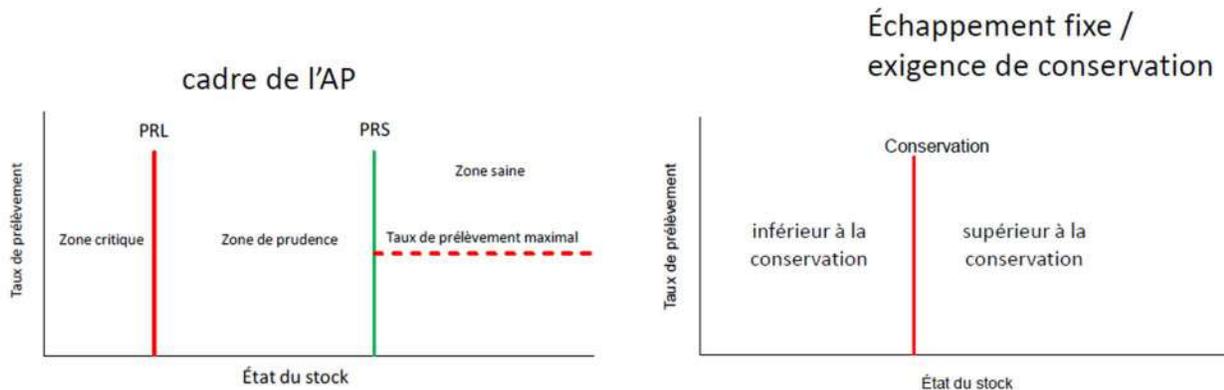
### Seuil de conservation et point de référence limite

La notion de seuil de conservation a été utilisée jusqu'à récemment au Québec et au Nouveau-Brunswick. Ce seuil représente le nombre minimum d'œufs requis pour atteindre un niveau d'abondance qui permet l'exploitation optimale de la ressource à long terme par rapport à l'habitat disponible. Au-dessus de ce seuil, la population peut être considérée comme saine. Ce seuil de conservation est obtenu en multipliant la superficie d'habitat et un taux de ponte (nombre d'œufs/m<sup>2</sup>) qui est propre à chaque rivière à saumon. En 2016, les taux de ponte ont changé au Québec au moment de la publication du Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026 (MFFP, 2016; voir section 3.1.3) et celui de la rivière Restigouche et de ses tributaires a été adapté à partir des nouvelles valeurs des rivières Matapédia et Patapédia (1,68 au lieu de 2,40 œufs/m<sup>2</sup>).

Au Québec, trois seuils ont été définis en 2016, soit les seuils de conservation génétique, démographique et optimal (MFFP, 2016). Au Nouveau-Brunswick, le MPO travaille depuis 2009 à l'élaboration de nouveaux seuils dans le contexte de l'approche de précaution (MPO, 2009b), soit :

- le point de référence limite (PRL) qui correspond à l'état d'un stock au-dessous duquel il risque de subir de graves dommages;
- le point de référence supérieur (PRS) qui constitue le seuil du niveau de stock au-dessous duquel il faut progressivement commencer à réduire les prélèvements pour éviter que le PRL ne soit atteint.

Ces deux seuils permettent de définir trois zones de gestion tel que représenté sur la figure 82.



**Figure 82: Seuils du cadre de l'approche de précaution (AP) et seuil de conservation**

Le PRL pour la rivière Restigouche et ses tributaires a été établi en 2018 à 1,52 œufs/m<sup>2</sup> (MPO, 2018b). Le PRS n'a pas encore été établi.

En considérant la superficie d'habitat indiquée plus haut, les seuils de conservation et les PRL à respecter pour chaque rivière du bassin versant sont indiquées au tableau 8.



**Tableau 8: Seuils de conservation et PRL dans le bassin versant de la rivière Restigouche (sauf Matapédia)**

Cours d'eau	Superficie d'habitat	Seuil de conservation 1,68 œufs/m <sup>2</sup>	Point de référence limite (PRL) 1,52 œufs/m <sup>2</sup>
	m <sup>2</sup>	Nombre d'œufs	Nombre d'œufs
<b>Restigouche tronçon principal</b>	12 780 000 <sup>a</sup>	21 470 400	19 425 600
<b>Little Main Restigouche</b>	3 310 000	5 560 800	5 031 200
<b>Kedgwick (NB+QC)</b>	3 500 000	5 880 000	5 320 000
<b>Upsalquitch</b>	5 310 000	8 920 800	8 071 200
<b>Patapédia (NB + QC)</b>	1 490 000	2 503 200	2 264 800
<b>Total</b>	<b>26 390 000</b>	<b>44 335 200</b>	<b>40 112 800</b>

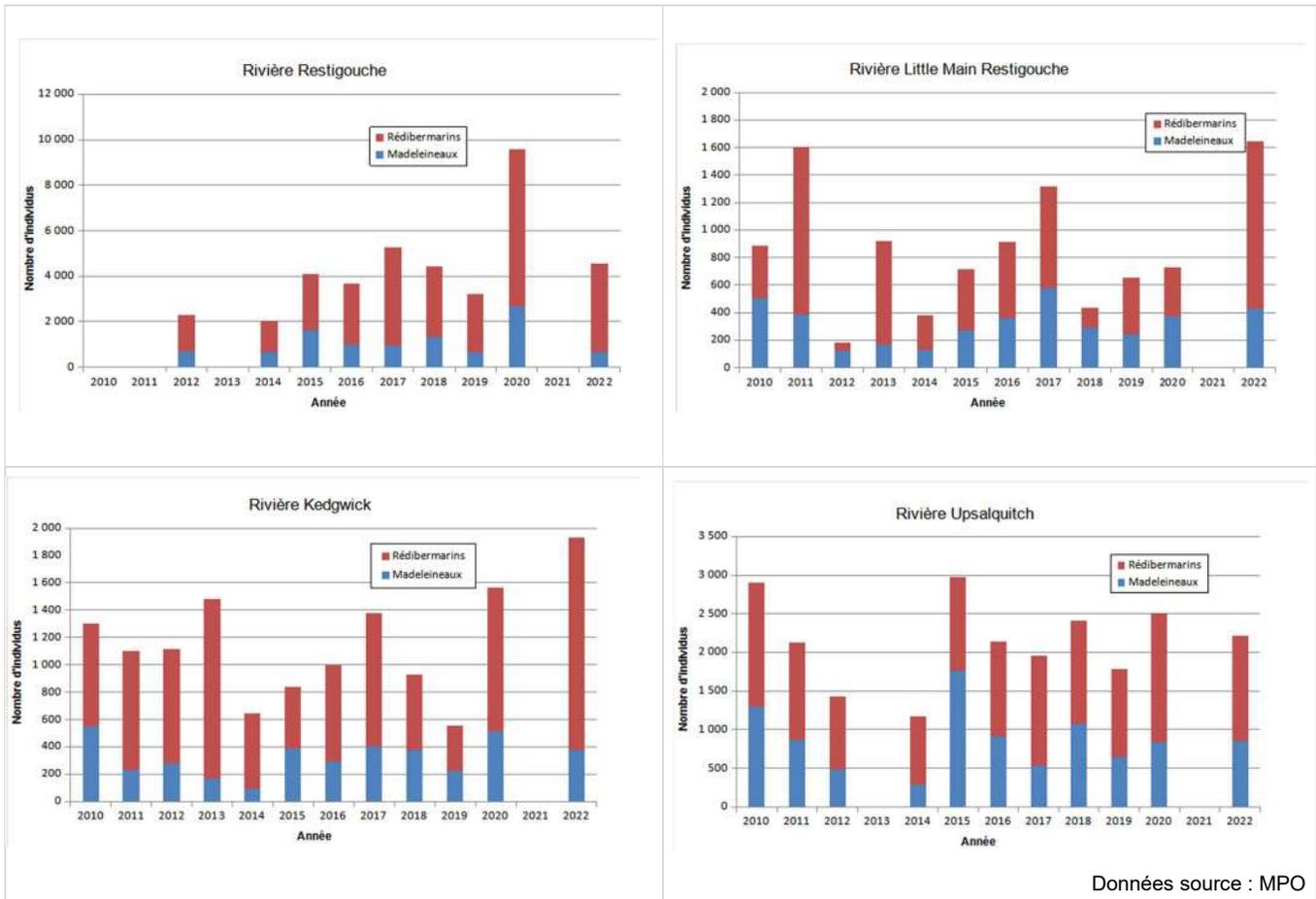
Données source : MPO (2018b)

a : La superficie utilisée entre Tide Head et Patapédia est de 9 130 000, telle qu'elle a été déterminée comme habitat mouillé (« wetted »). La valeur utilisée jusqu'à 2018 était de 4 360 000 m<sup>2</sup>, en se basant sur la méthode d'estimation des unités de production (« UP »), et le taux de ponte correspondant était de 1,67 œufs/m<sup>2</sup>.

### Montaison

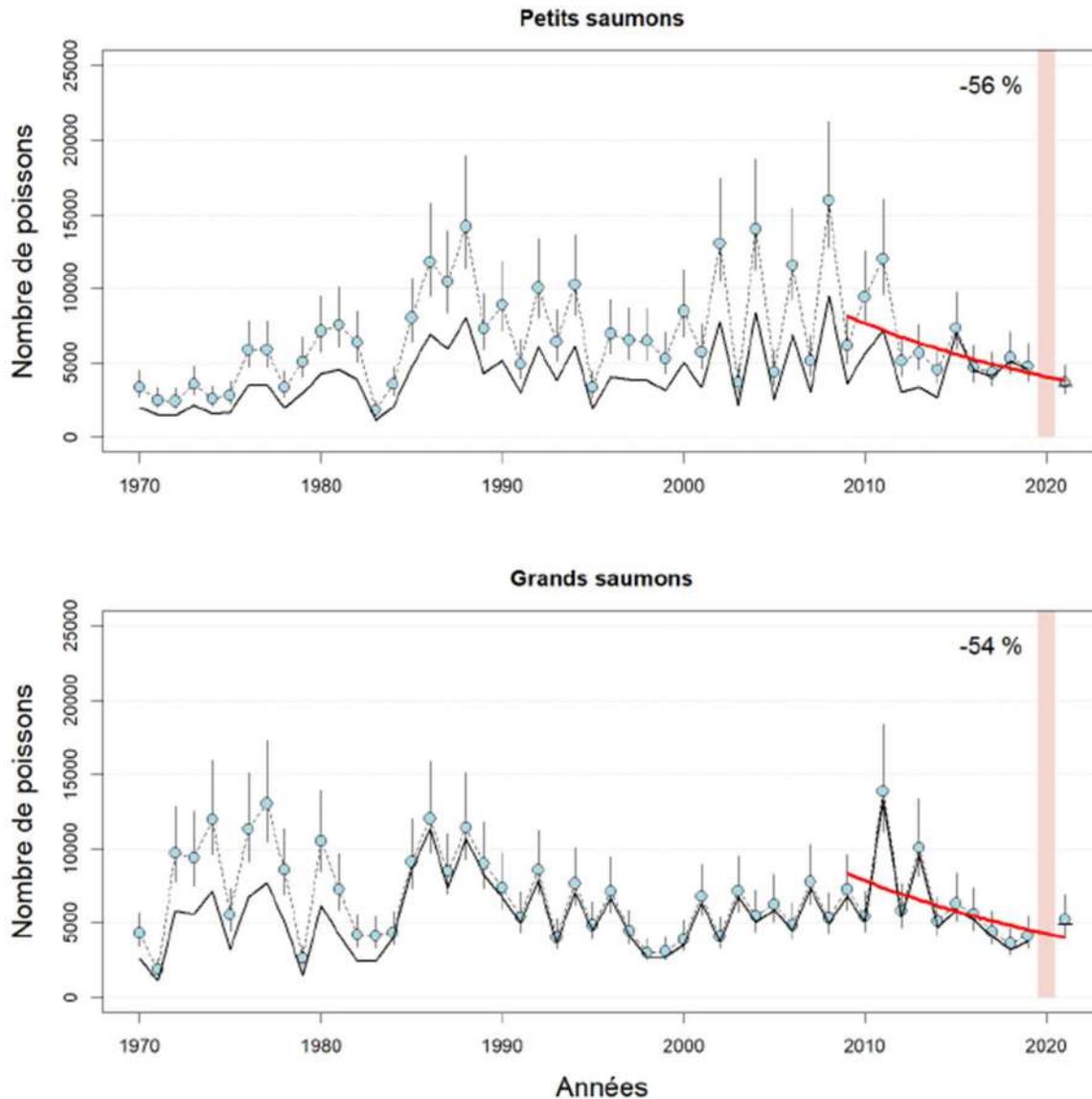
De 1980 à 2016, un inventaire visuel a été réalisée à chaque année par Pêches et Océans Canada, assisté par des groupes locaux, à la barrière à saumons située sur la rivière Upsalquitch. L'inventaire consiste en un décompte visuel des géniteurs (madeleineaux et rédibermarins) en route vers leur site de fraie, réalisé tôt à l'automne. Au cours de la période de 1992 à 2006, le nombre de saumons adultes a diminué de 57 % (MPO & MRNF, 2008).

Depuis 2010, le comptage des saumons est également réalisé dans les rivières Restigouche, Kedgwick et Little Main Restigouche. Les résultats obtenus sur la période de 2010 à 2022 sont présentés sur la figure 83. Le nombre de madeleineaux et de rédibermarins semble suivre un cycle d'augmentation et de diminution sans réelle tendance à long terme. L'abondance a été particulièrement élevée en 2022 dans les rivières Little Main Restigouche et Kedgwick. Le comptage n'a pas pu être réalisé 2021 à cause d'une turbidité trop élevée.



**Figure 83: Résultats d'inventaire de saumons dans les rivières du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) depuis 2010**

Le nombre de saumons en montaison et celui de saumons reproducteurs sont également estimés par le MPO à partir uniquement des données de capture, et ce depuis 1970 (voir section 7.2.5). Les résultats pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Restigouche excluant la rivière Matapédia sont indiqués sur la figure 84. La montaison en 2021 a ainsi été estimée à 5 200 grands saumons et 3 600 petits saumons (valeurs médianes; MPO, 2022f) mais la tendance est à la baisse dans les 12 dernières années, avec une diminution de 56% et 54% de petits et de grands saumons respectivement. Cette méthode de comptage présente beaucoup d'incertitude puisqu'elle est basée sur des déclarations volontaires des camps de pêche et qu'elle ne prend pas en compte le fait qu'un même saumon peut être pêché plus d'une fois, mais elle est encore utilisée par le MPO pour fin de comparaison.



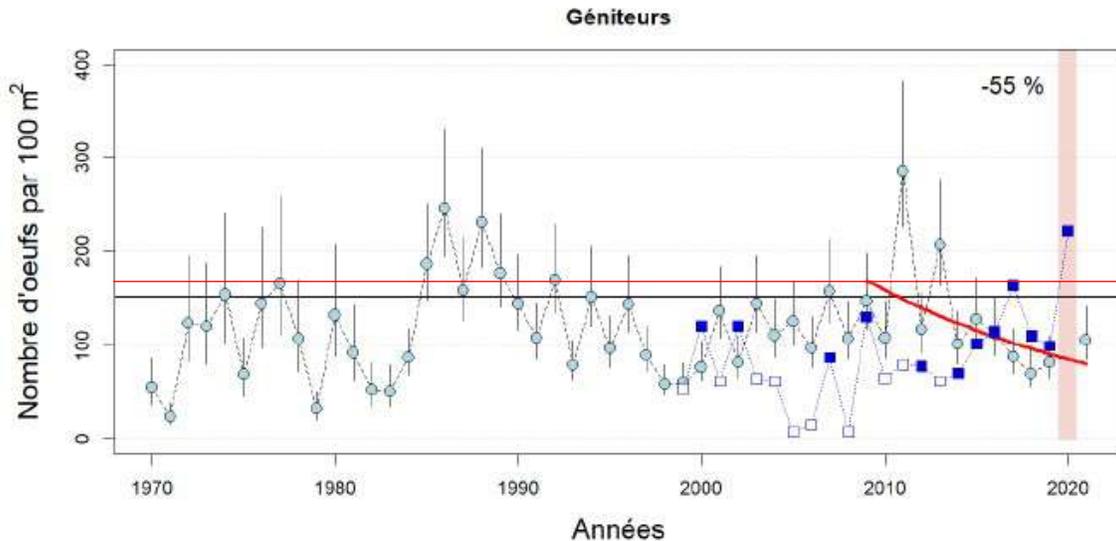
Les cercles gris et la ligne en pointillés fins correspondent aux saumons en montaison avec l'hypothèse d'un taux de capture de 40 %, et les barres d'erreur verticales indiquent la plage fondée sur des taux de capture de 30 à 50 %. La ligne continue épaisse et sans symbole correspond aux saumons reproducteurs avec l'hypothèse d'un taux de capture de 40 %.

La zone ombrée en rouge pâle indique l'année 2020, pour laquelle il n'a pas été possible d'estimer l'abondance de saumons en montaison et de saumons reproducteurs à partir des données de pêche à la ligne. Les données pour 2021 sont préliminaires. La ligne de tendance (régression exponentielle, ligne rouge) des montaisons (au cours des douze années précédentes (2009 à 2021) et la variation correspondante en pourcentage pendant cette période sont indiquées dans chaque graphique.

Source : MPO (2022f)

**Figure 84: Estimations du nombre de saumons en montaison et de saumons reproducteurs d'après les prises de pêche dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) de 1970 à 2021**

Le nombre d'œufs déposés est ensuite estimé en se basant sur les statistiques des populations de saumon spécifiques à la rivière Restigouche (pourcentage de femelles, taux de ponte, etc.; Randall, 1989). Ce nombre d'œufs est alors comparé au PRL et au seuil de conservation (figure 85). Ce seuil n'a pas été atteint la plupart des années depuis 1990. Si l'on se base sur les inventaires visuels, le PRL n'a été dépassé qu'en 2017. Il est encore trop tôt pour pouvoir distinguer un effet de la remise à l'eau obligatoire des madeleineaux adoptée en 2015.



La zone ombrée en rouge pâle indique la période 2020-2021 pendant laquelle l'effort de pêche sportive provenant des pourvoiries a été considérablement réduit. Les estimations pour 2021 sont basées sur des données préliminaires. La ligne horizontale noire représente un taux de ponte du point de référence limite de 1,52 œufs/m<sup>2</sup> et la ligne horizontale rouge représente le taux de conservation de 1,68 œufs/m<sup>2</sup>.

Les cercles bleu pâle sont des estimations basées sur un taux de capture supposé de 40 % et les barres verticales représentent la plage pour des taux de capture de 30 à 50 %. Les œufs des reproducteurs calculés à partir du dénombrement des reproducteurs en fin de saison sont représentés par des symboles carrés pleins bleus pour les années avec une couverture complète; les années avec une couverture incomplète sont indiquées par des carrés bleus vides. La ligne de tendance (régression exponentielle, ligne rouge pleine et pointillée lorsque la pente est considérablement différente de 0 ou non, respectivement) pour les œufs des saumons en montaison ou les œufs des saumons reproducteurs sur la période de 12 ans précédente (2009 à 2021) et le pourcentage de changement correspondant sur cette période sont indiqués.

Source : MPO (2022f)

**Figure 85: Estimations du nombre d'œufs provenant des saumons dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB) de 1970 à 2021**

Un projet de recherche a été réalisé en 2019 par le MPO afin d'évaluer la pertinence de la technologie Sonar pour la surveillance du saumon dans la rivière Kedgwick (Daigle & Dauphin, 2022).

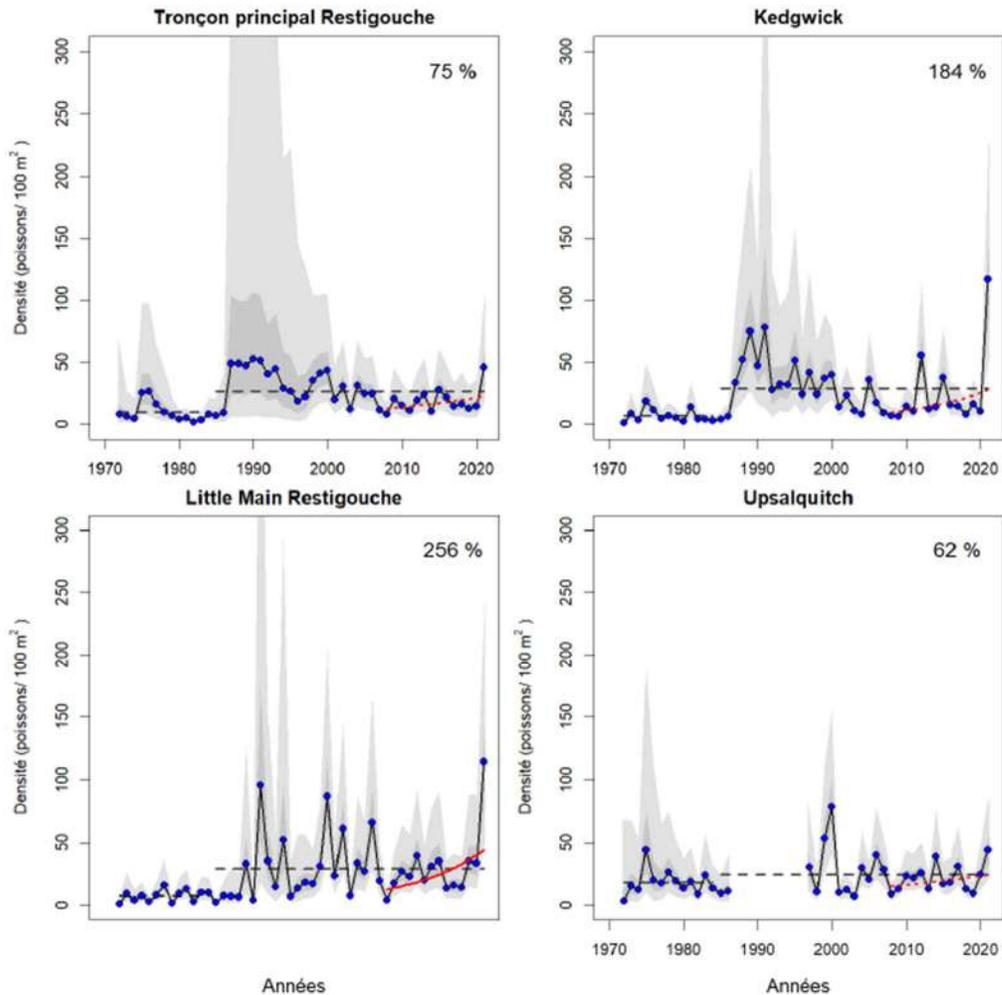


### **Abondance et répartition des saumons juvéniles**

Des inventaires à la pêche électrique sont réalisés depuis 1972 par Pêches et Océans Canada pour établir la répartition et la densité des saumons juvéniles sur 91 stations dans l'ensemble du bassin versant de la rivière Restigouche (Nouveau-Brunswick et Québec). Les résultats récents indiquent une bonne répartition des saumons juvéniles dans le bassin versant, à l'exception de certains petits cours d'eau qui sont sujets à des blocages périodiques des reproducteurs par des barrages de castors (Dauphin *et al.*, 2021). Les densités ont globalement augmenté après 1984 (année où les activités de pêche commerciale ont été interdites et où la remise à l'eau obligatoire des grands saumons dans la pêche récréative a été introduite) puis sont restées relativement stables au fil des années (figure 86). Au cours des 12 dernières années, l'abondance des saumon juvéniles n'a pas changé de façon notable, à l'exception de :

- une augmentation de 255 % de l'abondance d'alevins dans la rivière Upsalquitch;
- une augmentation de 140 % de l'abondance des petits tacons dans la rivière Kedgwick;
- une augmentation d'environ 1 200 % et 800 % de l'abondance des grands tacons dans les rivières Kedgwick et Little Main Restigouche respectivement (Dauphin *et al.*, 2021).

Aucun programme d'ensemencement n'est en cours actuellement dans le bassin versant de la rivière Restigouche, malgré la présence d'installations satellites d'élevage de saumons au Boston Brook Lodge (appartenant à J.D. Irving Ltd.) et à Kedgwick River (appartenant à la Gestion du saumon de la Restigouche et ses Tributaires, GSRT). Par le passé, un programme conjoint avec la GSRT et J.D. Irving Ltd., assisté par le Charlo Salmonid Enhancement Center a permis l'ensemencement d'alevins, la dernière fois en 2004 (CGBVRR, 2014).



Les points indiquent la médiane de la distribution a posteriori et les zones ombrées pâles et foncées correspondent aux plages des percentiles 2,5 à 97,5 et 25 à 75, respectivement. Les lignes horizontales en pointillés dans chaque graphique représentent les densités moyennes correspondant aux périodes avant et après les importants changements de gestion qui ont été mis en œuvre dans les activités de pêche commerciale et récréative du saumon en 1984. La ligne de tendance (régression exponentielle, ligne rouge pleine et pointillée lorsque la pente est considérablement différente de 0 ou non, respectivement) de la médiane des densités estimées sur la période précédente de 12 ans (2009 à 2021) et le pourcentage de changement correspondant sur cette période sont indiqués dans chaque graphique. Remarque : Des incertitudes plus importantes sont observées dans la période allant du milieu des années 1980 au milieu des années 1990 en raison d'un nombre beaucoup plus faible de sites échantillonnés.  
Source : MPO (2022e)

**Figure 86: Densités moyennes de juvéniles dans les rivières du bassin versant de la rivière Restigouche en 1972 à 2021**

## 7.2.5 Pression de prélèvement

### Pêche récréative

Dans les eaux du Nouveau-Brunswick, la réglementation de pêche est établie par le MPO et aucune rétention de saumon n'est permise pour la pêche sportive. L'obligation de remettre à l'eau les madeleineaux qui est entrée en vigueur en 2015 a provoqué une diminution importante de l'achalandage sur les rivières du bassin versant (CGBVRR, 2018c).

Les cours d'eau peuvent avoir différents statuts par rapport aux droits de pêche :

- Les eaux ouvertes sans restriction d'accès;
- Les eaux réservées de la couronne régulières;
- Les eaux réservées de la couronne journalière (tirage au sort 48h);
- Les eaux sous bail privé (« Crown lease »);
- Les eaux privées.

La répartition de ces différents statuts au sein du bassin versant est représentée sur la figure 87.

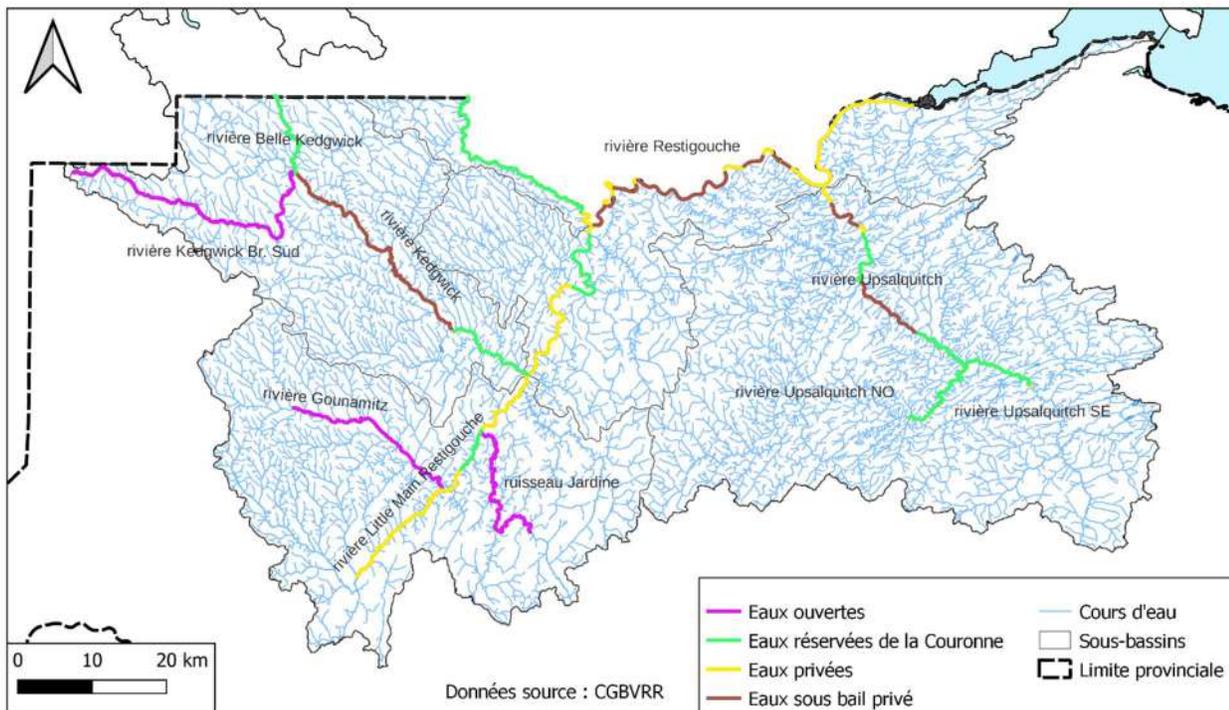
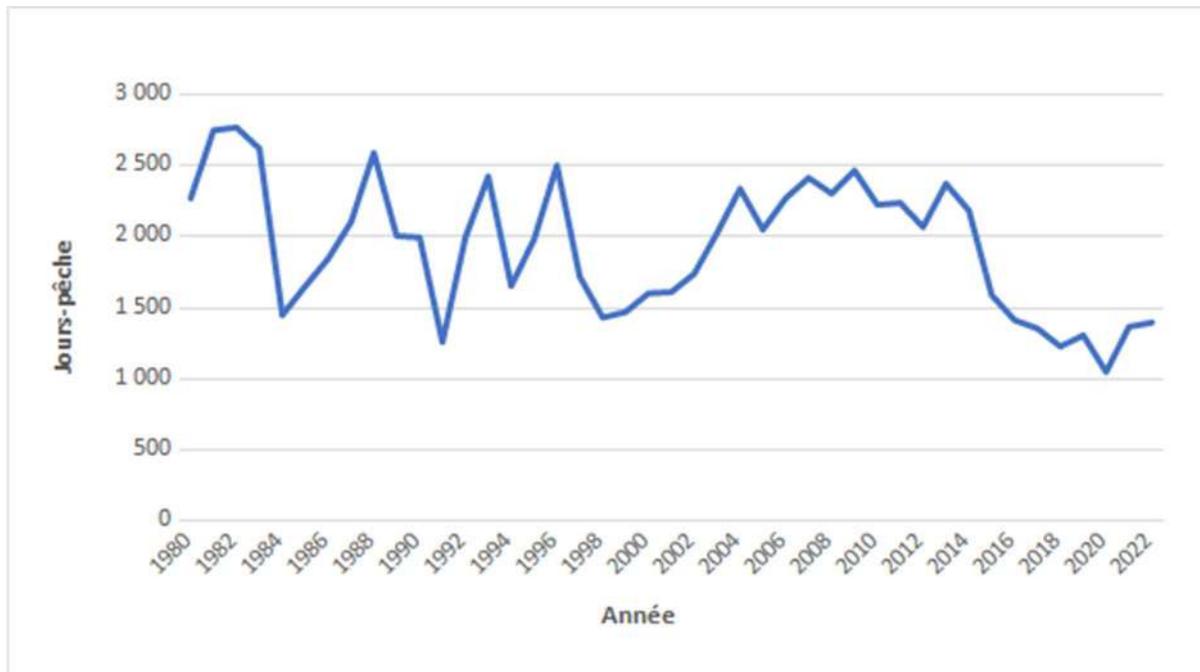


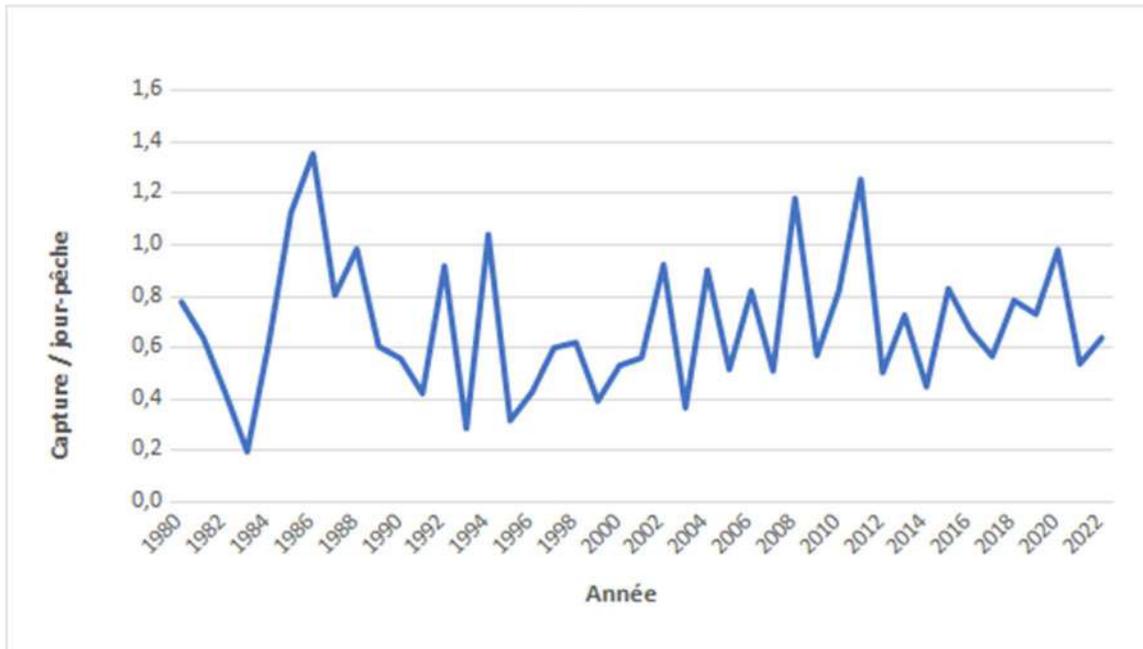
Figure 87: Répartition des modes de pêche dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

Les droits d'accès sont gérés par les propriétaires privés ou les détenteurs de permis sur les terres privées, et par le gouvernement sur les terres de la Couronne. La déclaration des captures est obligatoire sur les eaux de la Couronne, ce qui permet un suivi de la pression de pêche au fil des années, en considérant le nombre de jours-pêche<sup>8</sup> (figure 88) et le nombre de captures par jour-pêche (figure 89)



**Figure 88: Évolution du nombre de jours-pêche annuels dans les eaux de la Couronne réservées du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

<sup>8</sup> Un jour-pêche représente une journée ou une partie de journée de pêche sur une rivière (peu importe le nombre d'heures consacrées à l'activité)



**Figure 89: Évolution du nombre de captures de saumons adultes (madeleineaux et redibermarins) par jour-pêche dans les eaux de la Couronne réservées du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

### Pêche autochtone

Pour la rivière Restigouche, trois communautés autochtones ont un permis du MPO en vertu de la Stratégie relative aux pêches autochtones (SRAPA) pour pêche à des fins alimentaires, sociales ou rituelles, soit les communautés Mi'gmaq d'Eel River Bar (estuaire) et de Listuguj (estuaire) ainsi que la communauté Malécite de Madawaska (rivières Restigouche, Kedgwick et Gounamitz).

Une partie des saumons à destination du système de la rivière Restigouche est capturée dans les pêches au filet maillant réalisées dans l'estuaire par les communautés de Listuguj et d'Eel River Bar. Pour la pêche autochtone en rivière, seule la pêche à la ligne avec leurre ou à la mouche est permise en rivière. Un total de capture de 60 grands saumons et 190 madeleineaux est permise par la communauté des Malécites de Madawaska (MPO, 2007).

### Braconnage

Les résidents locaux et les pêcheurs estiment que le braconnage est encore un enjeu dans les rivières du bassin versant. Les actes reprochés concerneraient principalement l'utilisation d'engins illégaux et la rétention de grands saumons. Mais malgré ces commentaires, peu de plaintes du public sont transmises aux autorités (CGBVRR, 2018c).

La protection de la ressource saumon contre le braconnage est effectuée conjointement par le MPO (bureau de Grand-Sault), le ministère de la Sécurité Publique du Nouveau-Brunswick (bureau de St-Quentin), le CGBVRR (barrière du 10-Mile dans la rivière Upsalquitch) ainsi que certains clubs de pêche tels que le Kedgwick Salmon Club et le Kedgwick Lodge.



### Protocole d'eau chaude

Un protocole de gestion de la pêche récréative en période d'eau chaude a été mis en place en 2019 à la demande du MPO, afin de réduire le stress auquel les saumons sont soumis dans les périodes les plus chaudes de l'année (CGBVRR, 2019). Ce protocole consiste à limiter temporairement les activités de pêche à la ligne lorsque la température de l'eau (moyenne des deux températures minimales pour une journée donnée,  $TM_{\min}$ ) dépasse les seuils suivants :

- $TM_{\min} > 20^{\circ}\text{C}$  sur deux jours consécutifs : pêche à la ligne uniquement le matin;
- $TM_{\min} > 23^{\circ}\text{C}$  sur deux jours consécutifs : fermeture de la pêche à la ligne.

Ces limitations sont levées lorsque la température de l'eau redescend sous les seuils respectifs deux jours consécutifs. L'application de ce protocole à chaque année est sous la responsabilité du CGBVRR.

Le nombre de jours avec restriction de la pêche à la ligne le matin était de 18 jours en 2021 et 2 jours en 2022. Aucune fermeture totale n'a été imposée durant ces deux années.

## 7.3 Le contexte de la gestion par bassin versant de la rivière Restigouche

Le Conseil de Gestion du Bassin Versant de la rivière Restigouche (CGBVRR) a été fondé en 2002. Il s'agissait alors d'un partenariat entre les clubs de pêche au saumon, les propriétaires de camps, les groupes de loisirs, le Conseil de conservation, les Premières nations, l'industrie, les établissements de recherche, le gouvernement fédéral et les instances provinciales et municipales. Sa mission est d'assurer la conservation et la préservation du saumon Atlantique et de son habitat dans la partie du bassin versant de la rivière Restigouche située au Nouveau-Brunswick.

Du côté québécois du bassin versant, le Conseil de bassin versant de la rivière Matapédia a été créé en 2003, puis est devenu le l'Organisme de bassin versant Matapédia-Restigouche (OBVMR) en 2008, suite au redécoupage du territoire québécois en zones de gestion intégrée de l'eau. La mission de l'OBVMR est plus large que la seule conservation du saumon Atlantique puisqu'elle consiste à "*promouvoir la gestion intégrée de l'eau de la partie québécoise du bassin versant de la rivière Ristigouche en concertation avec les acteurs du milieu. La protection, la restauration et la mise en valeur des joyaux naturels que sont les rivières à saumon et les lacs de villégiature, en concertation avec l'industrie forestière, agricole, et les zones habitées constituent des enjeux de taille pour le développement et la notoriété de la région*" (OBVMR, 2017).

Parmi les autres partenaires impliqués dans la gestion du bassin versant de la rivière Restigouche figurent :

- GINU, qui est un organisme à but non lucratif spécialisé dans la recherche appliquée aux ressources aquatiques qui travaille en étroite collaboration avec les communautés micmaques;
- la Fédération du saumon Atlantique (FSA);
- la Corporation de Gestion de la Rivière Matapédia et Patapédia;
- les Communautés autochtones d'Eel River Bar et Listuguj;
- les clubs de pêche privés;
- le Comté de Restigouche;



- les entreprises forestières J.D. Irving Ltd., AV Cell inc., Groupe Savoie, Acadian Timber Corp.;
- les entreprises d'écotourisme;
- le Charlo Salmonid Enhancement Center (CSEC);
- la Restigouche Camp Owners Association;
- des organismes provinciaux et fédéraux :
  - le New Brunswick Salmon Council
  - la Fondation Conservation Saumon Atlantique
  - Pêches et Océan Canada
  - le ministère des Ressources Naturelles du Nouveau-Brunswick
  - le ministère de l'agriculture du Nouveau Brunswick

Les principaux projets réalisés par le CGBVR au cours des dernières années consistent principalement en actions l'échelle locale telles que :

- l'entretien des sites utilisés par les pêcheurs dans les Eaux Réservées de la Couronne (sites de camping, débarcadères, chalets). En partenariat avec le MRNDE;
- l'entretien des sites d'accès et de camping pour canoteurs sur les rivières Little Main Restigouche, Kedgwick et Restigouche. Le projet comprend un volet éducatif. En partenariat avec le MRNDE;
- la surveillance de la fosse des fourches de la rivière Kedgwick (Kedgwick Fork) qui constitue un sanctuaire pour le saumon. En partenariat avec le MRNDE;
- la protection de la fosse de la barrière du 10 Mile sur la rivière Kedgwick, incluant la surveillance du site et la gestion de la barrière à saumon. En partenariat avec le MRNDE, la FCSA et des donateurs privés;
- la gestion des barrages de castor incluant leur inventaire, leur localisation et la réalisation de brèches permettant le libre passage des poissons vers les habitats de reproduction. En partenariat avec Fonds en fiducie pour la faune Nouveau-Brunswick et Pêche et Océans Canada et des donateurs privés;
- la gestion de la connectivité de l'habitat du saumon et atténuation du transport sédimentaire dans les eaux de ruissellement, incluant l'identification des sites, la réalisation et la supervision d'activités de restauration. En partenariat avec GINU, Pêches et Océans Canada et des donateurs privés;
- l'évaluation de l'impact du ruissellement agricole et industriel sur un affluent de la rivière Little Main Restigouche et travaux de restauration de sites problématiques. En partenariat avec Pêches et Océans Canada et Fonds et Fiducie pour l'Environnement Nouveau-Brunswick.

Les consultations menées par le ministère du Tourisme, du Patrimoine et de la Culture du Nouveau-Brunswick (MTPC) dans le contexte de la création d'une aire protégée autour de la rivière Restigouche (voir section 7.7.4) ont mis en évidence la volonté de la population de développer des activités récréatives comme le canotage, la randonnée pédestre, la pêche, la motoneige, l'observation de la faune et le camping, tout en assurant la protection du bassin hydrographique (MTPC, 2021). Il y a eu un fort consensus autour de la préservation du bassin versant en utilisant une combinaison de connaissances scientifiques, autochtones et locales. Parallèlement, une réglementation appropriée des éléments comme l'utilisation de bateaux à moteur, le nombre



de permis de camping disponibles, l'accès aux sentiers et l'infrastructure ont été jugées essentielles. Si ces résultats concernaient surtout le territoire envisagé du parc national du bassin versant de la rivière Restigouche, c'est-à-dire un corridor autour de la rivière Restigouche et ses principaux tributaires, ils peuvent être extrapolés à l'ensemble de son bassin versant. Les efforts à cette échelle doivent comprendre des mesures de protection contre les effets négatifs des pratiques forestières et agricoles sur le milieu hydrique ainsi que des efforts de coordination avec le Québec et les titulaires de droits des Premières Nations sont nécessaires ainsi qu'une réglementation qui prenne en considération des éléments comme l'utilisation de bateaux à moteur, le nombre de permis de camping disponibles, l'accès aux sentiers et l'infrastructure.

## **7.4 L'exploitation forestière dans le bassin versant de la rivière Restigouche**

### **7.4.1 Contexte historique**

Le nord du Nouveau-Brunswick fait partie de la région forestière des Grands-Lacs et du Saint-Laurent qui est la deuxième d'importance au Canada et s'étend du sud-est du Manitoba jusqu'à la péninsule gaspésienne, au Québec. Cette forêt est naturellement composée d'un mélange de conifères et d'arbres à feuilles caduques, dont le pin blanc, l'érable à sucre, le bouleau jaune et la pruche de l'Est.

L'industrie du bois au Nouveau-Brunswick a été marquée par l'exportation du bois vers l'Angleterre et la construction navale au 19<sup>e</sup> siècle, puis par le développement des usines de pâtes et papiers au début du 20<sup>e</sup> siècle. Les forêts étaient dominées par le pin blanc. Il y avait aussi de la pruche, de l'épinette, du bouleau, du frêne, de l'érable, du cèdre et d'autres essences. Ces immenses " forêts du Roi " sont devenues les " terres de la Couronne " lorsque l'Angleterre en a transféré la responsabilité à la province au 19<sup>e</sup> siècle (Archives provinciales du Nouveau-Brunswick, 2022).

La récolte du bois était réalisée en hiver. Chaque automne, les hommes remontaient la rivière pour passer l'hiver au camp de bûcheron. Le bois était récolté et empilé jusqu'au printemps. Le courant et les hauts niveaux d'eau permettaient alors de transporter rapidement les billes de bois jusqu'aux moulins (figure 90).



**Figure 90: La drave sur la rivière Restigouche en 1930 (source : Gaspesian Heritage WebMagazine, 2022)**

Environ 64 scieries ont été en opération entre 1910 et 1971, dans la région de Saint-Quentin / Kedgwick. La plupart des moulins traitaient plus d'un million de pieds carrés de bois par année (Ville de Saint-Quentin, 2022).

L'intensité des coupes forestières au Nouveau-Brunswick a augmenté dans les années 1980 avec l'amélioration de la technologie et le développement des grandes scieries industrielles.

## **7.4.2 Portrait des pratiques forestières actuelles**

### **Gestion forestière sur les Terres de la Couronne**

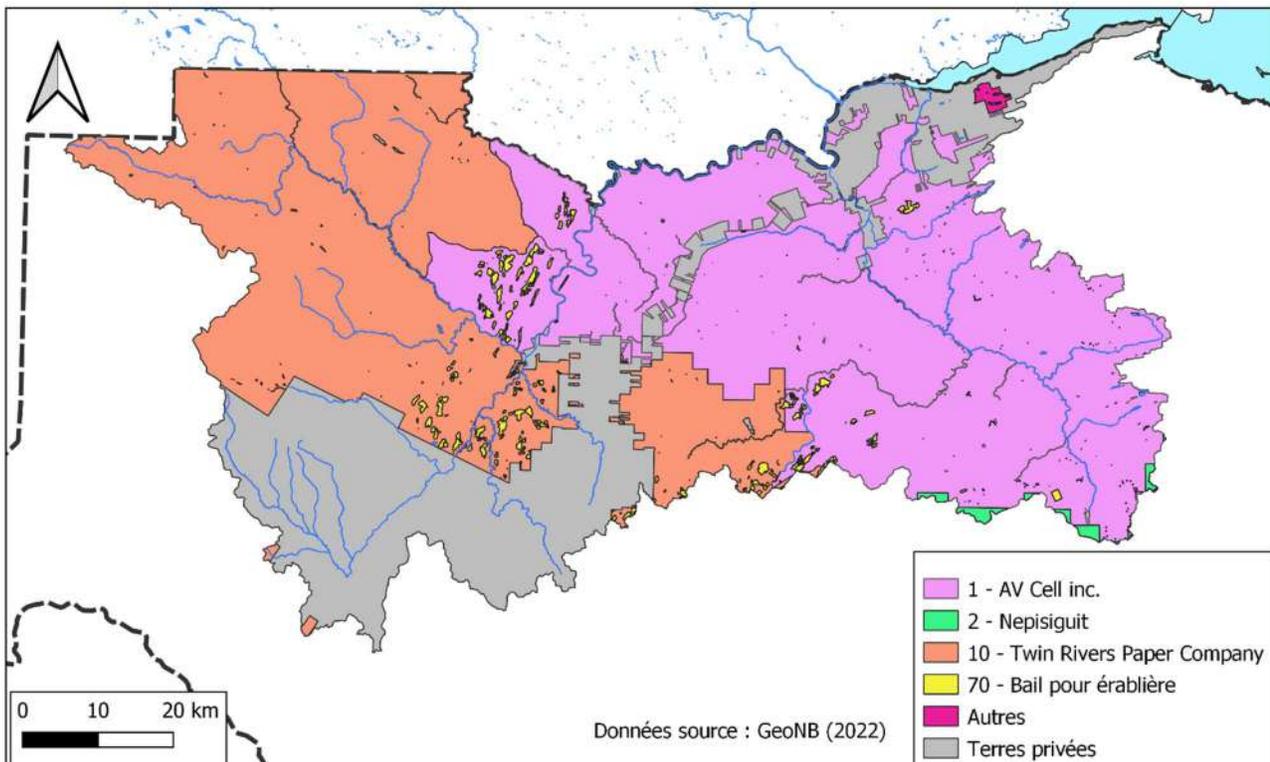
Les titulaires de permis sur les Terres de la Couronne situées à l'intérieur du bassin versant de la rivière Restigouche sont indiqués dans le tableau 9 et sur la figure 91. Chacun de ces détenteurs de permis délègue une partie des travaux à des sous-détenteurs de permis. La compagnie AV Cell inc. (filiale de AV Group NB) est également propriétaire de l'usine de pâtes et papier d'Atholville. La compagnie Twin Rivers Paper Company délègue la gestion du permis à la compagnie Acadian Timber Corp., qui est également propriétaire d'une petite partie des terres situées au sud du bassin versant. Twin Rivers Paper Company a récemment conclu une entente pour vendre son usine de bois d'œuvre de Plaster Rock au Groupe Lebel.

**Tableau 9: Détenteurs de permis d'exploitation forestière sur les terres de la Couronne dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Compagnie	Permis	Unité administrative	Principaux sous-détenteurs de permis	Superficie dans le bassin versant (km <sup>2</sup> )
AV Cell inc.	1 - Upsalquitch	1 - Upsalquitch	Groupe Savoie inc. J.D.I. Premières nations	2 730
Twin Rivers Paper Company <sup>1</sup>	10 - Restigouche-Tobique	9 - Carleton-Restigouche-Tobique	Acadian Timber Corp.	2 180
Fornebu Lumber Company Inc. (acquis par Interfor Corporation en 2022)	2 - Nepisiguit	3 - Nepisiguit-Miramichi	inconnu	22

Données source : MRNDE (2022d)

1 : Comme Twin Rivers Paper Company détient également la licence n°09 plus au sud, ces deux licences sont souvent regroupées sous la même dénomination, soit la licence 09.



**Figure 91: Permis d'exploitation forestière sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**



Les secteurs de permis n°70 indiqués sur la figure 91 correspondent à des baux octroyés pour l'exploitation d'érablière.

Les opérations forestières menées sur les terres de la Couronne (coupe forestière, construction de chemin, travaux sylvicoles, installation et maintenance de traverse de cours d'eau) font l'objet chaque année de milliers de vérifications sur le terrain effectuées par le personnel du MRNDE. Lorsqu'un problème est identifié, à la suite d'une de ces visites, un suivi est supposé être réalisé avec le titulaire de permis afin de s'assurer d'y remédier dans les plus brefs délais.

### **Certification forestière**

Tous les détenteurs de permis sur les terres de la Couronne sont tenus d'obtenir la certification Sustainable Forest Initiative® (SFI).

### **Méthodes de coupe et de reboisement**

Les compagnies forestières ont recours à deux types de coupe (Forêt NB, 2022) :

- La coupe à blanc consiste à enlever tous les arbres d'une zone donnée afin de créer des conditions qui favoriseront des essences feuillues comme le peuplier et le bouleau, ainsi que des résineux comme l'épinette et le pin rigide;
- La coupe sélective consiste en une coupe partielle de certains arbres. En général, de telles forêts sont laissées à elles-mêmes afin de se régénérer naturellement à partir des semences provenant d'arbres environnants.

La coupe sélective est utilisée dans les peuplements composés à plus de 30% de feuillus tolérants (érable à sucre, bouleau jaune) afin de favoriser la croissance de ces peuplements. La coupe à blanc est utilisée dans les peuplements composés principalement de feuillus intolérants (bouleau blanc, tremble, érable rouge) et de bois mou (résineux).

Les sites de coupe à blanc sont ensuite laissés sans intervention pendant 1 à 3 ans afin de permettre aux résidus de coupe de se décomposer, puis sont préparés avec une trancheuse à disque avant de faire l'objet d'une plantation, la plupart du temps avec de l'épinette blanche. Il existe quelques anciennes plantations d'épinette noire, d'épinette rouge et d'épinette de Norvège (P. Mezzetta, AV Cell inc., communication personnelle, 2 novembre 2022).

### **Superficies des coupes forestières au sein des bassins versants**

La planification et la gestion des coupes forestières au Nouveau-Brunswick est réalisée en fonction du type de peuplement forestier et ne tient pas compte de l'échelle des bassins versants contrairement au Québec. Sur les terres de la Couronne, les superficies de coupe autorisées sont de 200 ha d'un seul tenant à l'exception de certaines écorégions (en mauve sur la Figure 92) où les ouvertures sont limitées à 75 ha (L. Godin, MEGL communication personnelle, 20 octobre 2022). Ces limitations ne s'appliquent pas à la forêt privée.

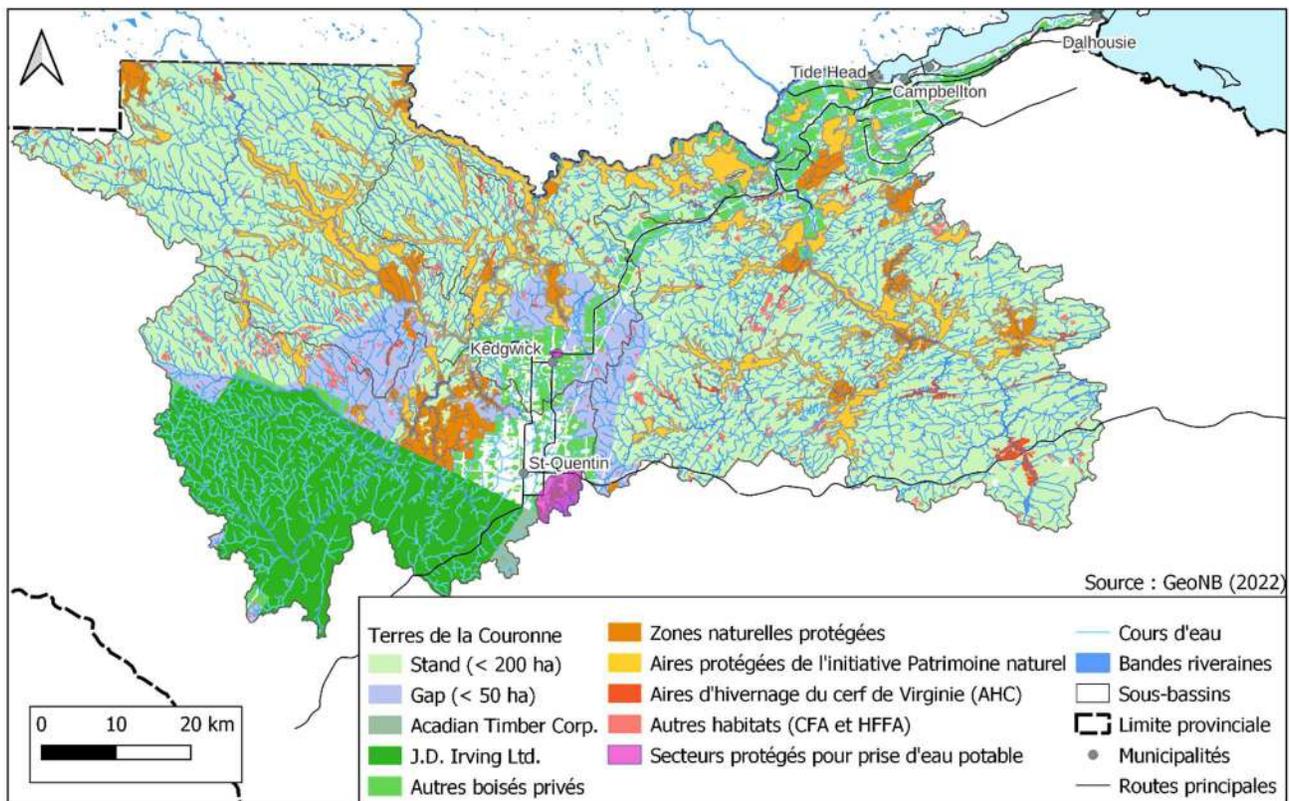
De plus, selon le standard SFI, *"la superficie moyenne des parterres de coupe à blanc ne doit pas dépasser 50 hectares (120 acres), sauf s'il le faut pour satisfaire à des exigences réglementaires, pour atteindre des objectifs écologiques ou pour répondre à des urgences touchant la santé de la forêt ou à d'autres catastrophes naturelles"* (SFI, 2022).

Les coupes forestières sont interdites à l'intérieur des zones naturelles protégées ainsi que les aires protégées de l'initiative Patrimoine naturel (voir section 7.6).

Les superficies et le type de coupe sont également limitées, conformément au Manuel d'aménagement forestier (MRNDE, 2014a), par les éléments suivants :

- le réseau hydrographique et les bandes de riveraines de part et d'autre des cours d'eau, incluant les cours d'eau intermittents (voir section 4.3.5);
- les communautés de forêt âgée (CFA);
- les habitats fauniques de forêt âgée (HFFA);
- les aires d'hivernage du cerf de virginie (AHC).

Enfin, un secteur protégé de bassin hydrographique est délimité en amont de la prise d'eau potable de la ville de Saint-Quentin dans le ruisseau Five Fingers (figure 92). Comme indiqué à la section 4.3.4, les activités forestières sont interdites à moins de 15 m des cours d'eau et limitées à des coupes partielles jusqu'à 75 m, et les coupes à blanc sont limitées à 25 ha dans le reste du bassin versant (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2001). Un secteur protégé de champs de captage est également présent à Kedgwick qui s'alimente à une source d'eau souterraine. Ce secteur est plus restreint et entièrement en terre privée (figure 92).



**Figure 92 : Zones de restriction des coupes forestières dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

Selon une analyse réalisée en 2009 par le conseil de conservation du Nouveau-Brunswick (CCNB) en 2009, cinq sous-bassins localisés au nord-ouest du bassin de la rivière Kedgwick présentaient un couvert forestier de moins de 35 ans sur plus de 40% de leur superficie (CCNB, 2009). Ces sous-bassins étaient considérés "à risque" pour l'intégrité des écosystèmes aquatiques.

Le calcul des aires équivalentes de coupe (AEC) permet de donner une représentation de l'état du couvert forestier et de l'intensité des coupes à l'échelle des micro-bassins versants. Ce calcul a été réalisé initialement par le CGBVRR en 2012 (CGBVRR, 2012). Les AEC des années 2012, 2016 et 2020 sont représentés sur les figures 90 à 92. Ces cartes permettent d'identifier les zones où l'exploitation a été la plus intensive au début des années 2010 (AEC > 30 %), soit :

- la partie nord-ouest du sous-bassin Restigouche Principal;
- la partie nord-ouest (amont) du sous-bassin de la rivière Kedgwick;
- la partie sud-est (amont) du sous-bassin de la rivière Upsalquitch.

Les autres secteurs ont été, relativement, récoltés de manière moins intensive avec des AEC inférieures à 30%.

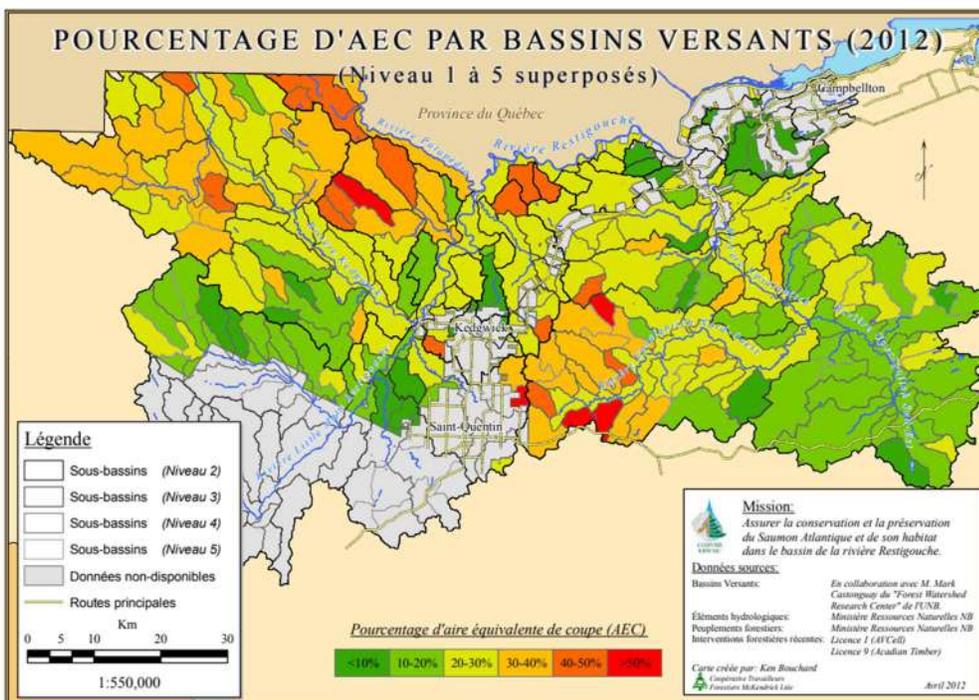


Figure 93: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2012

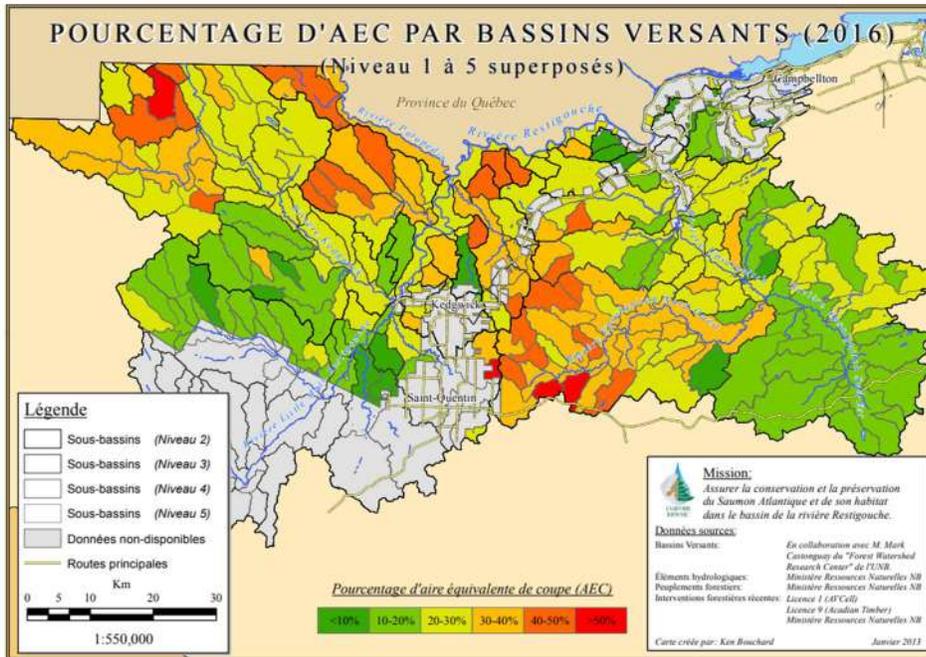
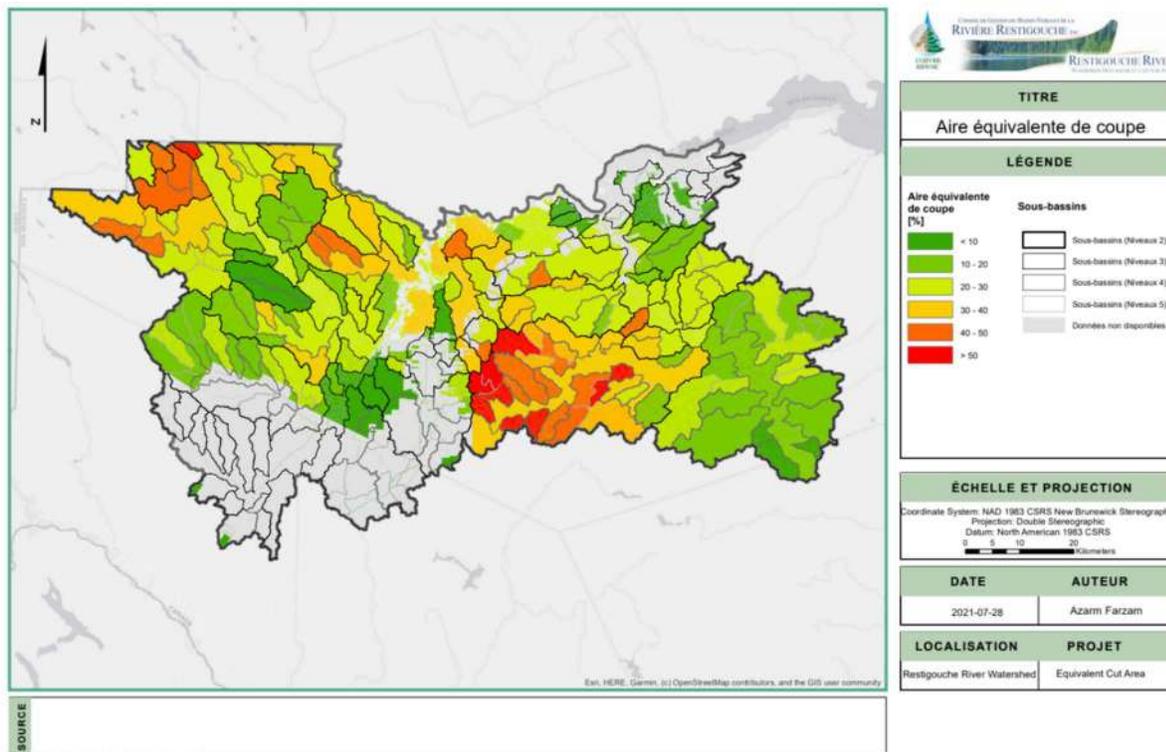


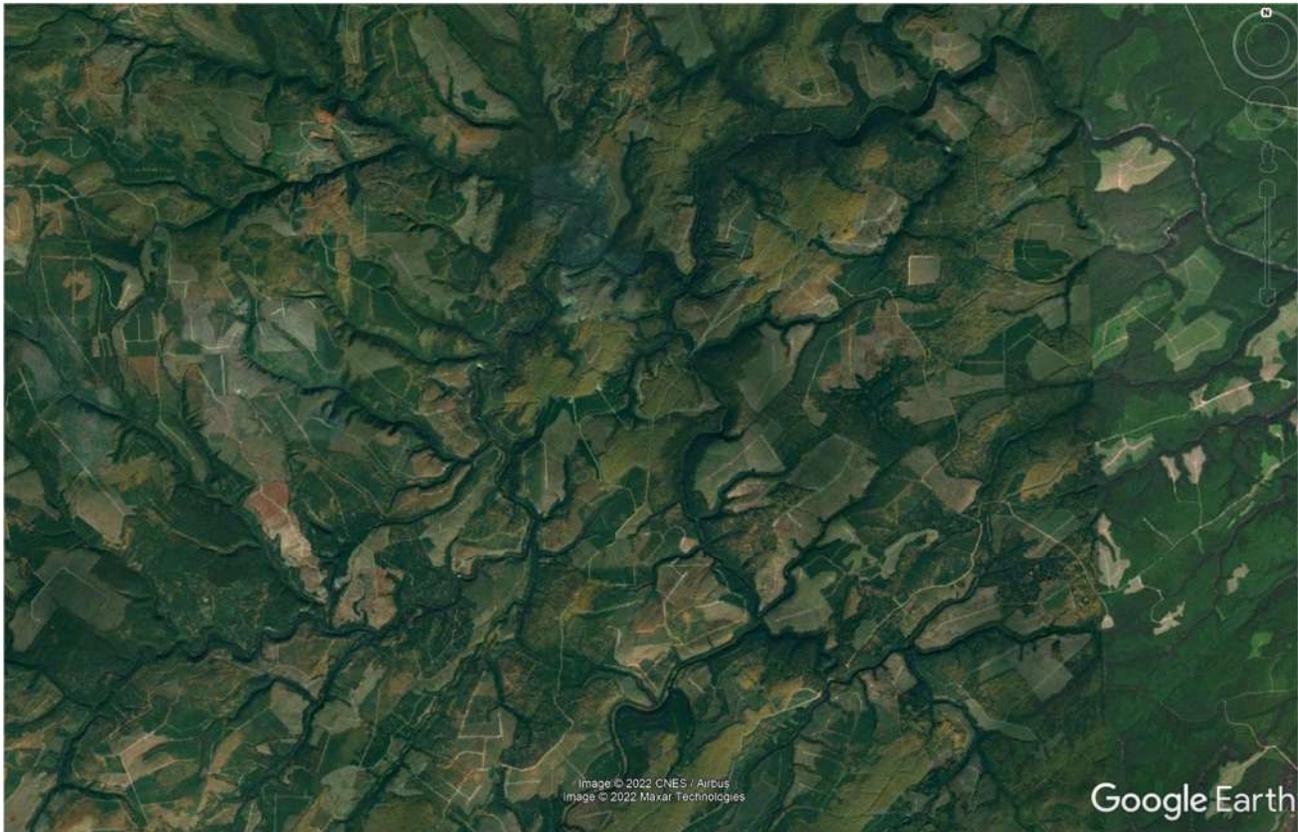
Figure 94: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2016



En

Figure 95: Pourcentage d'aire équivalente de coupe (AEC) sur les terres de la Couronne du bassin versant de la rivière Restigouche (NB) en 2020

2020, les AEC ont globalement diminué dans la partie nord-ouest du bassin versant (sous-bassins de la rivière Kedgwick et Restigouche Principal), ce qui traduit une régénération forestière plus rapide que l'intensité des coupes. En revanche, elles ont augmenté dans le sous-bassin de la rivière Upsalquitch Nord-Ouest où la grande majorité des bassins élémentaires des tributaires ont maintenant une AEC supérieur à 40%, dont 9 ont une AEC supérieure à 50 %. L'image aérienne de ce secteur (figure 96) permet de visualiser les résultats de ces coupes intensives : il reste peu de couvert forestier en dehors des cours d'eau et de leurs bandes riveraines.



**Figure 96: Image aérienne des coupes forestières dans la partie amont du sous-bassin de la rivière Upsalquitch Nord-Ouest en octobre 2019**

### **Gestion des cours d'eau et des bandes riveraines**

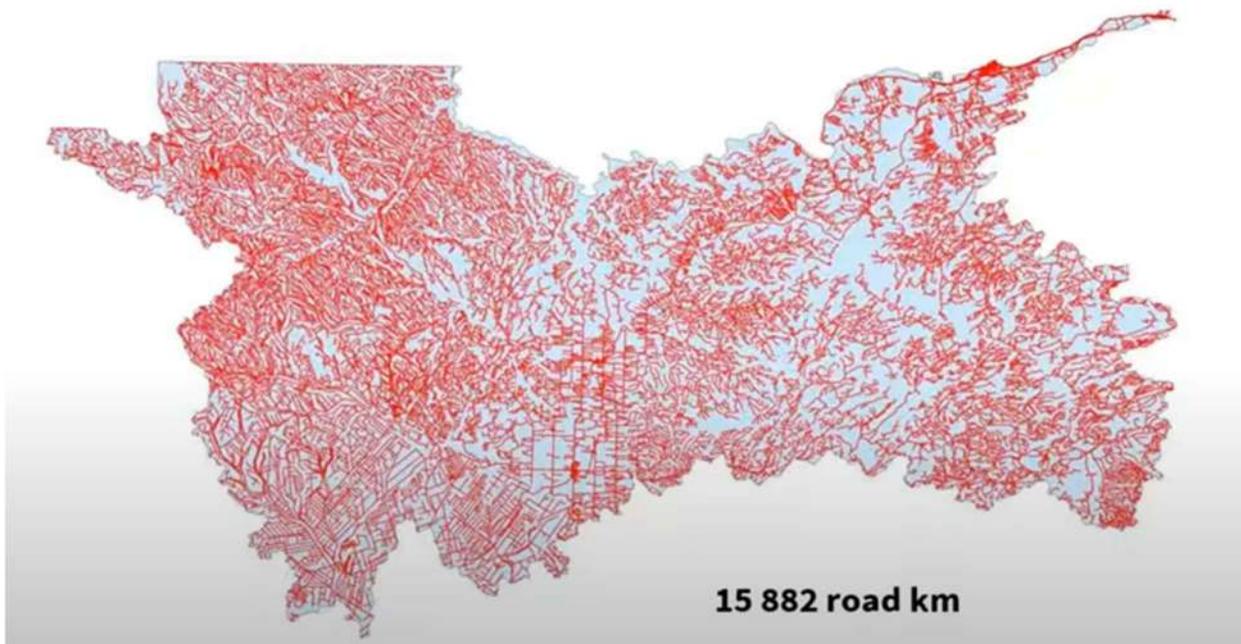
Les bandes riveraines telles que définies par la réglementation provinciale, en particulier par le Manuel d'Aménagement forestier (MRNDE, 2014a) sont représentées sur la figure 92. Une coupe partielle est autorisée dans la majeure partie de ces bandes riveraines (voir section 4.3.5).

Selon les images aériennes, les bandes riveraines sont la plupart du temps limitées au cours d'eau identifiées dans les bases de données cartographiques gouvernementales, c'est-à-dire les cours d'eau permanents. Selon le MEGL, les bandes riveraines des cours d'eau intermittents sont respectées sauf quelques exceptions isolées qui ont fait l'objet de travaux correctifs (L. Godin, MEGL communication personnelle, 6 février 2023).

Des bandes riveraines plus larges et plus restrictives sont supposées protéger les milieux sensibles tels que les refuges thermiques et les frayères (MRNDE, 2014a). La cartographie de ces milieux est transmise par le gouvernement aux compagnies forestières mais n'est pas rendue publique par le gouvernement. Cette identification a été réalisée il y a plusieurs années avec l'aide de biologistes locaux et de leurs connaissances de terrain. Le MRNDE n'a pas de processus formel pour mettre à jour cette information (L. Godin, MRNDE, communication personnelle, 20 octobre 2022).

### **Chemins forestiers et traverses de cours d'eau**

Le réseau actuel des routes et chemins forestiers, incluant les chemins inutilisés, a été cartographié à l'aide des données Lidar en 2021 (Arsenault et al., 2022) et est représenté sur la figure 97. Un total de 15 882 km de routes et chemins a été identifié. Sur les terres de la Couronne, les chemins suivent la topographie et le réseau hydrographique alors que sur les terres de J.D. Irving Ltd., ils sont rectilignes avec une grande densité de traverses de cours d'eau, traduisant le caractère très aménagé du territoire. Il est également possible de constater que le réseau routier est particulièrement dense dans la partie nord-ouest du bassin versant, soit le sous-bassin de la rivière Kedgwick.



Source : GINU

**Figure 97: Réseau de routes et chemins identifiées avec les données Lidar dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

La localisation des traverses de cours d'eau a également été réalisée dans le cadre de ce projet avec les données Lidar (figure 98). Un total de 3 803 traverses a été ainsi identifié.



**Figure 98: Traverses de cours d'eau identifiées avec les données Lidar dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)**

De nombreux chemins ont été construits il y a plus de 100 ans dans les plaines inondables des rivières afin de profiter du faible relief. Certains sont encore utilisés aujourd'hui et sont une source de sédiments pour les cours d'eau compte tenu de leur proximité et de leur méthode de construction (P. Mezzetta, Forestier de gestion, AV Cell inc., communication personnelle, 1<sup>er</sup> novembre 2022). La réalisation et l'entretien des chemins principaux sont sous la responsabilité du détenteur de permis tandis que les chemins secondaires sous la responsabilité des sous-licenciés, qui n'ont pas forcément la même manière de travailler. Ce partage des responsabilités aboutit parfois à des situations problématiques en termes de qualité des chemins et de connexion des fossés de drainage (D. LeBlanc, LeBlanc MultiRessources, communication personnelle, 14 novembre 2022). Plusieurs sites problématiques d'apport en sédiments sont ainsi signalés à chaque année aux détenteurs de permis par le CGBVRR, mais la priorisation des opérations et les budgets limités pour la restauration des sites limite la mise en place de mesure d'atténuation sur la voirie forestière (CGBVRR, 2018bc). Même si la réalisation des chemins s'est améliorée depuis l'entrée en vigueur il y a une vingtaine d'années d'une réglementation et de directives spécifiques visant à minimiser le transport de sédiments, la voirie forestière (chemins et traverses de cours d'eau) sur les terres de la Couronne constitue encore aujourd'hui une source importante de sédiments fins vers les cours d'eau et l'habitat du saumon (CGBVRR, 2018c).

Le CGBVRR réalise chaque année, en collaboration avec GINU avec les détenteurs de licence, un travail d'identification et de suivi de sites problématiques, suivi d'actions de restauration visant surtout à améliorer le drainage des chemins et la rétention des sédiments (figure 99). En 2021, les travaux ont consisté à aménager 19 trappes à sédiments, 8 fossés de déviation, 4 bermes filtrantes, 3 reconfigurations du ruissellement de surface et 2 restaurations de ponceaux.



**Figure 99: Exemples d'aménagement de fossés de déviation et de trappes à sédiments le long de chemins forestiers**

### **Les terrains boisés privés**

Les boisés privés sont utilisés pour l'exploitation du bois mais aussi pour l'acériculture. Dans la région de Saint-Quentin, la production de sirop d'érable constitue le troisième pôle économique après la sylviculture et l'agriculture, avec 35 plantations commerciales et 25 cabanes à sucre traditionnelles. Le MRNDE investit aussi chaque année des millions de dollars dans le financement de la sylviculture sur les terres privées par l'intermédiaire du programme de sylviculture sur les lots boisés privés du Nouveau-Brunswick (MRNDE, 2022e). La participation des propriétaires de lots boisés privés à ce programme est volontaire.

### **Les terres de J.D. Irving Ltd.**

Peu d'informations sont disponibles concernant les pratiques forestières sur les Terres de J.D. Irving Ltd. au sud-ouest du bassin versant. L'exploitation y est pratiquée de manière intensive et les contraintes réglementaires sont moins nombreuses que sur les terres de la Couronne. L'ensemble des opérations sont toutefois certifiées SFI®. La forêt a été aménagée afin de favoriser la productivité et l'accès à la ressource. Les forêts de feuillus et mixtes ont été remplacées par des plantations monospécifiques d'épinette. Des traitements herbicides sont réalisés trois fois par année afin d'éliminer la compétition. La voirie forestière est réalisée de manière permanente et serait globalement bien aménagée et entretenue (D. LeBlanc, LeBlanc MultiRessources, communication personnelle, 14 novembre 2022).

Les images aériennes permettent de visualiser le mode d'aménagement du territoire forestier, différent de celui des terres de la Couronne, et qui s'apparente à un territoire agricole composé de parcelles de forme rectangulaire cultivées en monoculture d'épinette (figure 100).



**Figure 100: Image aérienne de coupes forestières sur les terres de J.D. Irving Ltd. en août 2018**

### **Le glyphosate**

Un échantillonnage de glyphosate et de son sous-produit principal AMPA a été réalisé dans les cours d'eau du sous-bassin versant de la rivière Upsalquitch en 2020 et 2021, ainsi que dans la rivière Kedgwick en 2021 (MRNDE-SCF, 2021). La localisation des épandages réalisés et des stations d'échantillonnage est présentée sur la figure 102 et sur la figure 101. Comme indiqué à la section 4.2.4, les concentrations mesurées étaient systématiquement inférieures aux seuils de détection analytique (de 1 et 2 µg/L respectivement pour le glyphosate et l'AMPA), que ce soit à court terme après un épandage et un évènement de précipitation ou à long terme. Ce résultat serait attribuable à la faible proportion de la superficie des bassins versants qui est traitée annuellement, au fait que le glyphosate se fixe rapidement dans le sol et que son transport vers les milieux aquatiques est limité dans les conditions d'application. Toutefois, comme mentionné à la section 5.2.4, ces substances sont susceptibles d'avoir un impact sur la vie aquatique à des concentrations inférieures à 1 µg/L.

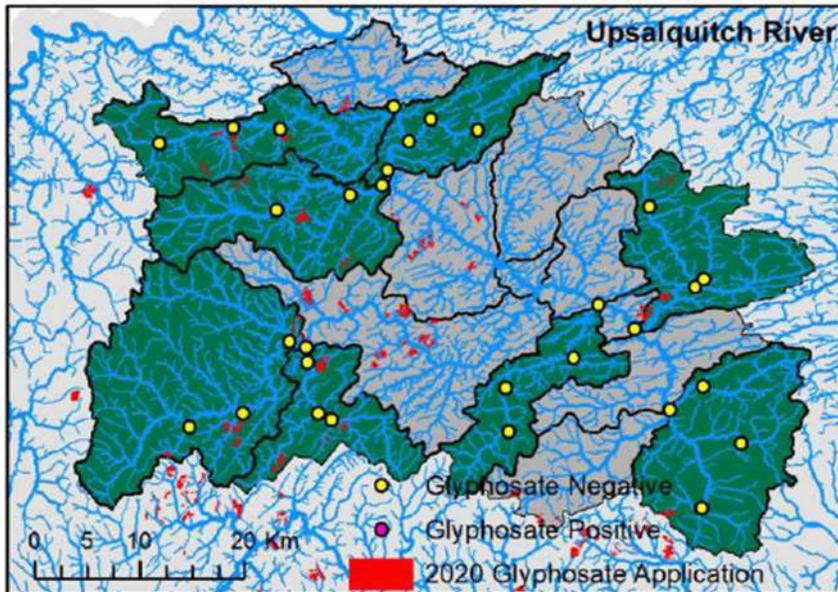


Figure 102: Localisation des applications de glyphosate entre 2010 et 2021 et des stations d'échantillonnage pour suivi à long terme dans les bassins versants des rivières Kedgiwck et Upsalquitch (Source : MRNDE & SCF, 2021)

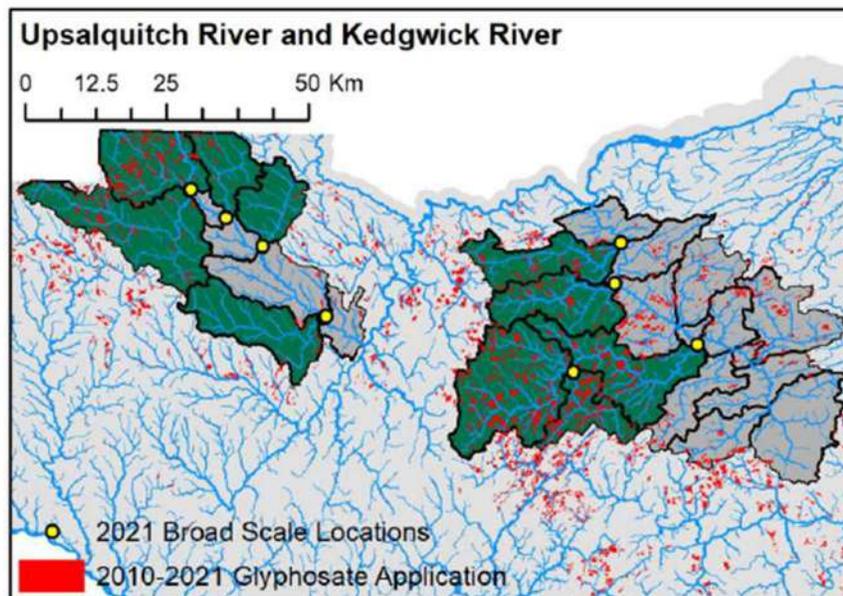


Figure 101: Localisation des applications de glyphosate en 2020 et des stations d'échantillonnage pour suivi à court terme dans le bassin versant de la rivière Upsalquitch (Source : MRNDE & SCF, 2021)



## **7.5 Les activités agricoles dans le bassin versant de la rivière Restigouche**

### **7.5.1 Contexte historique**

La région de Saint-Quentin a présenté une vocation agricole dès le début de sa colonisation en 1910. En 1911, un total de 500 acres (200 ha) étaient déjà défrichés dont la moitié en culture. L'établissement d'un moulin à farine en 1933 aida les cultivateurs à faire de leurs produits bruts (le blé) des produits domestiques. Dans les années 1940, Saint-Quentin était réputée pour la production de beurre de qualité et comptait une multitude de petits producteurs et éleveurs de type familial. L'agriculture s'est transformée dans les années 1970 et 1980 avec la mécanisation, le regroupement des petites fermes et le développement des grandes cultures spécialisées. La production agricole s'est orientée vers les produits laitiers, les céréales, la pomme de terre et l'élevage de bétail (Ville de Saint-Quentin, 2022).

En 2005, 11 000 acres de terre étaient cultivées sur une possibilité de 15 000. Sur ces 11 000 acres de terre, 7 000 étaient cultivées pour les céréales, 1 500 pour les pommes de terre et le reste en culture de plantes fourragères pour alimenter le bétail. Saint-Quentin comptait alors une vingtaine d'exploitants agricoles dont deux des plus grands propriétaires fonciers agricoles familiaux au Nouveau-Brunswick (Ville de Saint-Quentin, 2022).

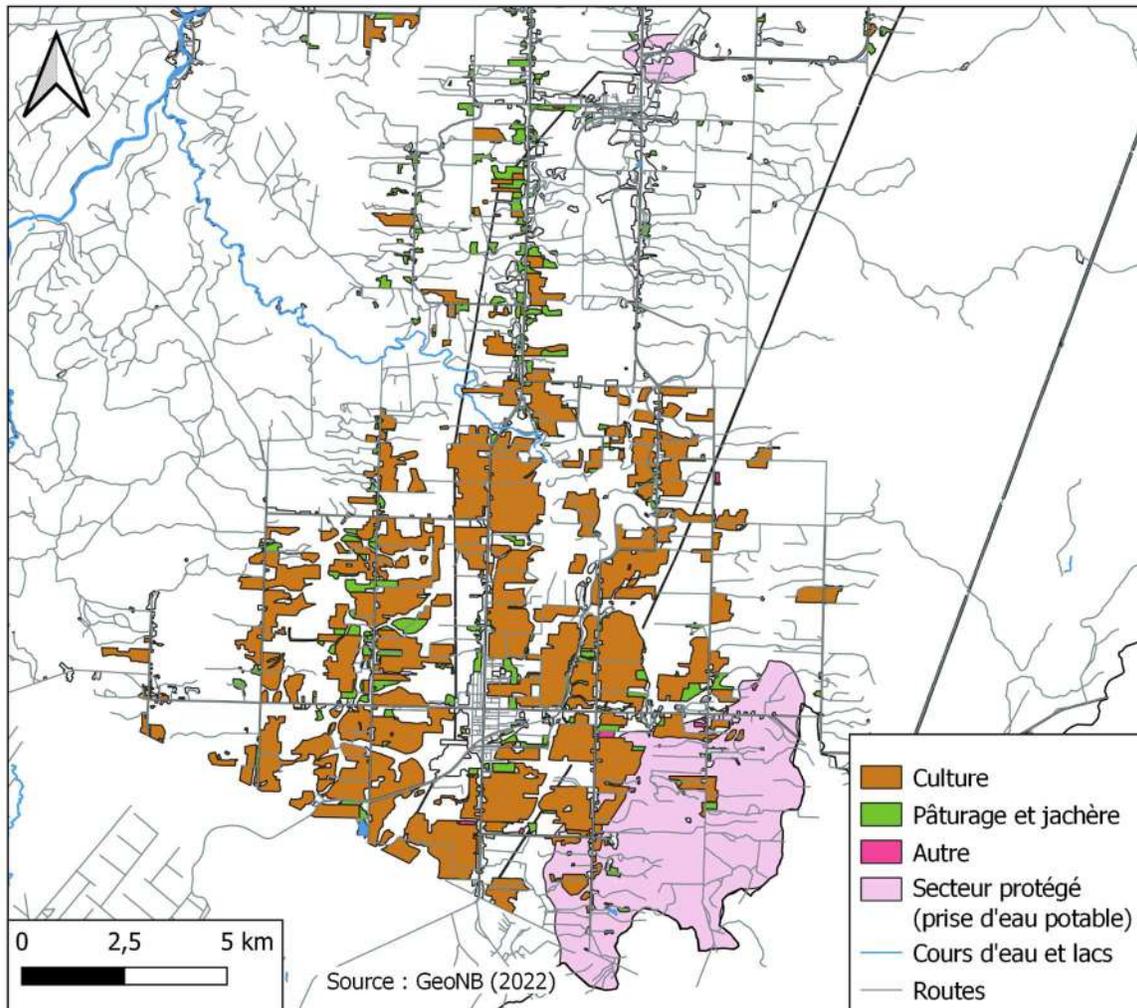
En raison de son altitude élevée et de sa situation septentrionale, éloignée des grandes étendues d'eau, la région de Saint-Quentin présente une faible accumulation de degrés-jours de croissance et des variations rapides de la température journalière et saisonnière, ce qui réduit le choix des cultures (MAARNB, 1982).

### **7.5.2 L'agriculture dans la région de Saint-Quentin**

Les terres agricoles au sein du bassin versant de la rivière Restigouche couvrent une superficie de 7 153 ha (71,5 km<sup>2</sup> ou 17 700 acres) et sont principalement concentrées dans la région de Saint-Quentin (figure 103). Ce secteur de Saint-Quentin correspond à la subdivision de recensement unifiée n° 1314021 du recensement de l'agriculture (Statistique Canada, 2022b).

La culture principale est la pomme de terre. La superficie de terres dédiées à la culture de pomme de terre n'est pas identifiée dans le recensement de 2021 mais elle peut être estimée à près de 60 % de la superficie totale en grande culture. À titre de comparaison, cette proportion est de 18,6 % de la superficie totale en grande culture en 2021 à l'échelle de la province (Statistique Canada, 2022b). Les principaux producteurs présents dans la région de Saint-Quentin sont Northwest Potatoe Farms Ltd., Savage Potatoes Ltd., Entreprise Jean-Charles Coté et André Daigle Farms.

Les autres cultures sont les céréales (orge et avoine principalement, 34% de la superficie totale), le canola (13,5 %) et les cultures fourragères. Plusieurs fermes d'élevage sont également présentes (vaches laitières, bœufs et porcs).



**Figure 103: Répartition des terres cultivées dans la région de Saint-Quentin**

### Profil des exploitations agricoles

Selon le recensement de Statistique Canada (Statistique Canada, 2022b), dans la région de Saint-Quentin:

- la superficie moyenne des exploitations agricoles était de 223 ha en 2021;
- 53 % des exploitations agricoles ont un revenu d'exploitation de plus de 250 000 \$;
- 78 % des exploitations ont comme forme juridique une compagnie (corporation) familiale;
- Les terres sont principalement louées du gouvernement (48 %) ou possédées par l'exploitant (43 %).



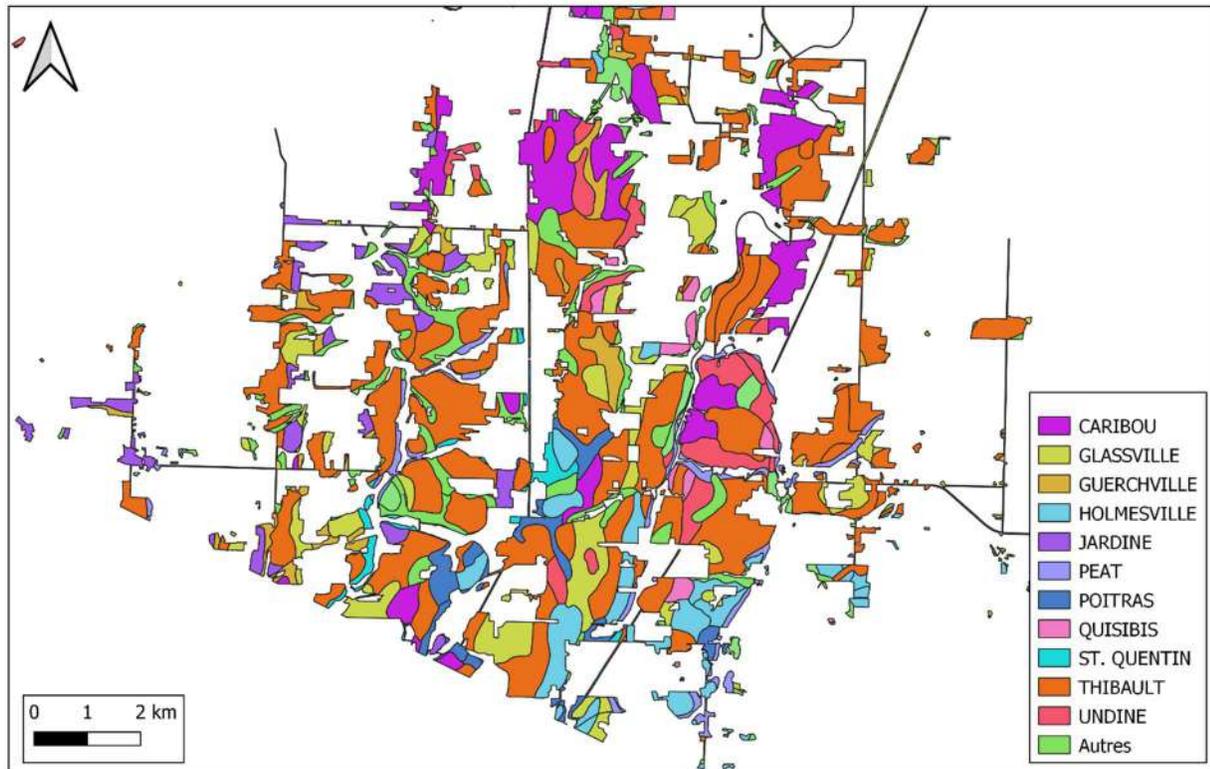
L'agriculture biologique semble très présente dans la région puisque 54,6 % des exploitations agricoles ont déclaré des produits biologiques certifiés ou en transition destinés à la vente en 2021 (Statistique Canada, 2022b).

Plusieurs producteurs collaborent avec des agronomes de l'Alliance Agricole du Nouveau-Brunswick, notamment pour la réalisation des plans de ferme environnementaux (PFE).

### **7.5.3 Les caractéristiques des sols agricoles**

Dans toute la région nord-ouest du Nouveau-Brunswick, le sol arable est généralement peu profond (30 à 50 cm). Les unités pédologiques des terres cultivées dans la région de Saint-Quentin sont représentées sur la figure 104. Les principales unités sont les suivantes (AAC, 2023; MAARNB, 1982) :

- Unité de Thibault : sols profonds, friables, offrent une bonne capacité de rétention d'eau et un pH entre 5,5 et 6,5. La texture superficielle est un loam limoneux avec un sous-sol allant d'un loam graveleux à un loam sableux graveleux;
- Unité de Caribou : sols se trouvant sur des terrains faiblement vallonnés. Ils présentent une texture allant du loam limoneux au loam argileux, sur un matériau mère de loam d'argile graveleuse. Grâce à leur structure granulaire qui va de moyenne à forte, les eaux intérieures s'écoulent bien dans ces sols. Les sols de Caribou s'érodent facilement et il faut éviter les sols nus le long des pentes;
- Unité de Glassville : sols occupant les pentes supérieures des collines ou les eaux s'écoulent bien. Ils sont en général peu profonds et reposent sur la roche de fond. La texture des couches superficielles est du terreau limoneux graveleux avec du terreau graveleux comme matériau mère. Ils sont en plaquettes et souvent très pierreux. On peut s'attendre à des carences d'humidité dans ces sols au cours de la période la plus sèche de la période végétative.

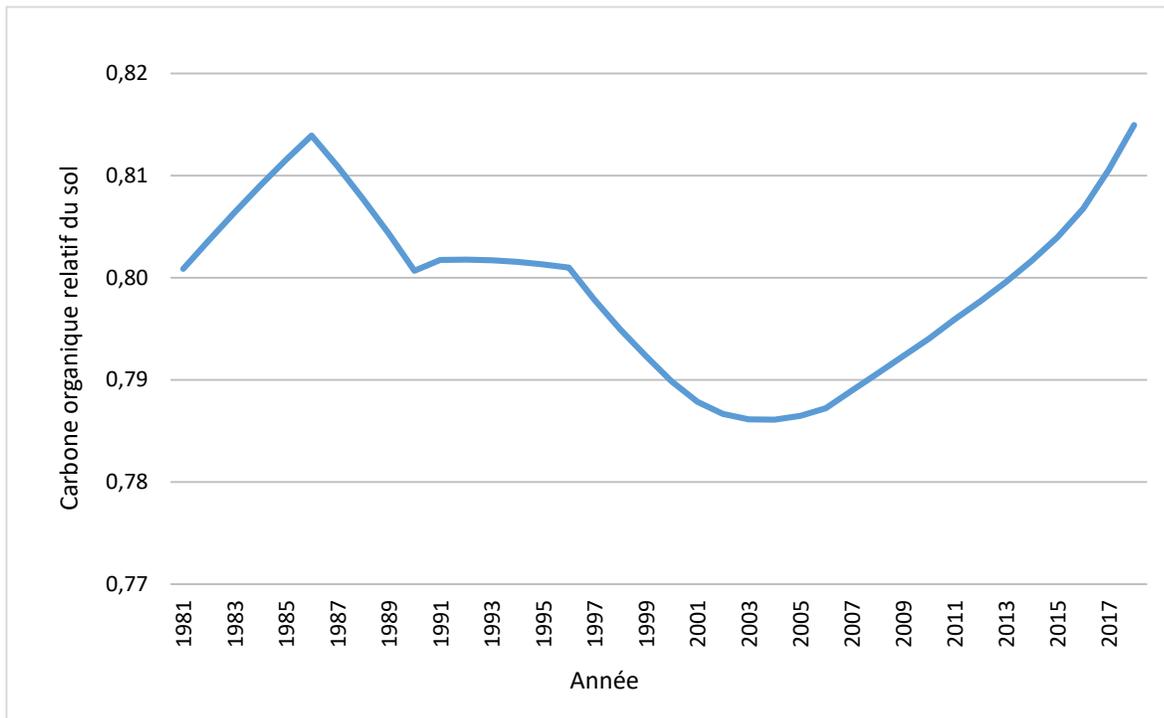


Données source : AAC (2022)

**Figure 104: Unités pédologiques des sols agricoles dans la région de Saint-Quentin**

La teneur en carbone organique des sols a diminué entre 1986 et 2004 mais est en augmentation depuis 2005 (figure 105, AAC, 2022). Le carbone organique relatif<sup>9</sup> a atteint 0,815 en 2017.

<sup>9</sup> Le carbone organique relatif du sol est le rapport entre la teneur actuelle en carbone organique du sol et la valeur de référence du carbone organique du sol modélisée pour un pâturage herbeux permanent largement brouté (AAC, 2022)



**Figure 105: Évolution du carbone organique dans les sols agricoles de la région de Saint-Quentin**

## 7.5.4 Pratiques culturales

### Travail du sol

La pomme de terre est habituellement cultivée en rotation avec des céréales (avoine ou orge) et/ou du foin utilisé comme engrais vert (coupé et laissé au champ), sur 2 à 4 ans (*i.e.* pomme de terre cultivée 1 année sur 2 à 4).

La préparation des terres pour le semis de pommes de terre consiste majoritairement en un labour réalisé à l'automne précédent, qui inclut l'enfouissement des résidus de récolte ou de l'engrais vert (64,6 % des producteurs en 2021).

La pratique conventionnelle utilisée par la majorité des producteurs de pommes de terre consiste à :

- planter des pommes de terre sans culture intercalaire (de couverture);
- faire un buttage ("one-pass hilling") environ une à deux semaines après la plantation;
- contrôler les mauvaises herbes quelques jours après le buttage.

En général, l'émergence des plants de pommes de terre a lieu une semaine après le buttage (soit 21 jours après la plantation). La canopée des plants de pomme de terre va prendre un autre 21-28 jours avant de recouvrir complètement le champ (rangs et entre-rangs). Par conséquent, le sol est nu et vulnérable à l'érosion sur une période de 40 à 50 jours.



Pour la culture de céréales, le semis direct sans travail de sol a été pratiqué par 24,6 % des producteurs en 2021 (Statistique Canada, 2022b).

### Fertilisation

En 2020, 9 % des exploitations agricoles ont déclaré avoir utilisé des engrais chimiques et 14,6 % du fumier ou du lisier (Statistique Canada, 2022b). Les engrais chimiques, rapidement assimilables, sont habituellement épandus au moment de la plantation et pendant la croissance végétative. Les amendements organiques (fumier, compost et lisier), dont les nutriments sont libérés graduellement au fur et à mesure de leur minéralisation, sont apportés habituellement au printemps et/ou à l'automne.

Aucun suivi des concentrations en azote et phosphore n'a été réalisé spécifiquement dans le ruisseau Five Fingers. Les données de suivi de la qualité d'eau du MEGL, qui ont été présentées à la section 0, montrent que les concentrations en nitrates sont plus élevées dans la rivière Little Main Restigouche que dans les autres rivières du bassin versant. Ces données montrent également une augmentation des concentrations en nitrates au printemps et à l'automne à chaque automne, ce qui met en évidence la présence d'une pollution diffuse du milieu hydrique en lien avec les pratiques agricoles actuelles dans le secteur de Saint-Quentin. Cette pollution concerne également l'eau souterraine puisque des concentrations élevées en nitrates ont été mesurées dans les puits d'eau potable privés de la région de Saint-Quentin entre 1994 et 2007, comme dans la plupart des régions agricoles de la province (ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 2008). Toutefois, moins de 1 % des données étaient supérieures à la concentration maximale acceptable de 10 mg/L.

Selon les données de suivi de la qualité des eaux de surface, le phosphore semble moins présent dans les cours d'eau lors des échantillonnages réalisés à chaque année (voir section 0), mais il est probable que d'importantes quantités de phosphore soient transportées vers les milieux hydriques au moment des événements de précipitations intenses, d'érosion et de transport sédimentaire, ce composé étant principalement transporté sous forme liée aux particules de sol (voir section 5.2.4).

### Pesticides

En 2020, 14,3 % des producteurs de la région de Saint-Quentin ont utilisé des herbicides, 1,8 % ont utilisé des insecticides et 3,6 % ont utilisé des fongicides (Statistique Canada, 2022b). La grande majorité (94,5 %) utilisent des semences traitées avant la plantation.

Le ruisseau Five Fingers a été échantillonné en 2003 et 2004 pour analyse des concentrations en pesticides dans le contexte de l'étude de Xing *et al.* (2012), mais aucune substance n'a été détectée. Aucun autre suivi des pesticides n'a été réalisé à ce jour.

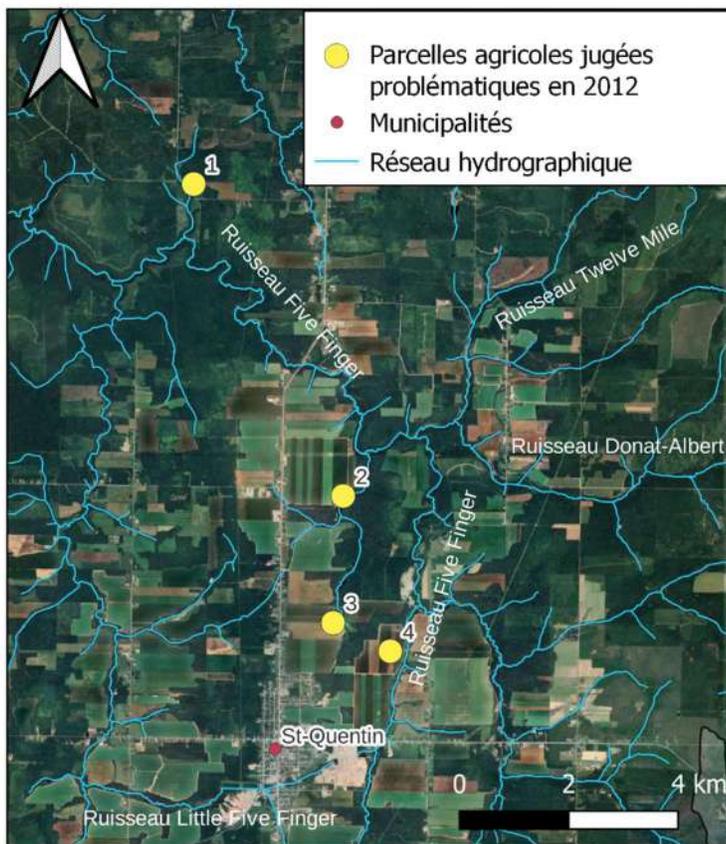
## 7.5.5 Érosion des sols

Les phénomènes d'érosion se déroulent surtout pendant les périodes où le sol est à nu ou lorsque les cultures ont une faible couverture végétale et un faible enracinement comme les pommes de terre. Les sources de sédiments varient donc d'année en année en fonction des rotations culturales mais sont concentrées principalement dans le sous-bassin du ruisseau Five Fingers (CGBVRR, 2022). L'érosion et le transport de sédiments se déroule de manière événementielle au moment de précipitations intenses.

Une étude réalisée en 2012 sur les terres agricoles de ce sous-bassin a permis de quantifier et caractériser les processus érosifs sur certaines terres agricoles de ce sous-bassin (CCSEEC, 2012). L'utilisation de données

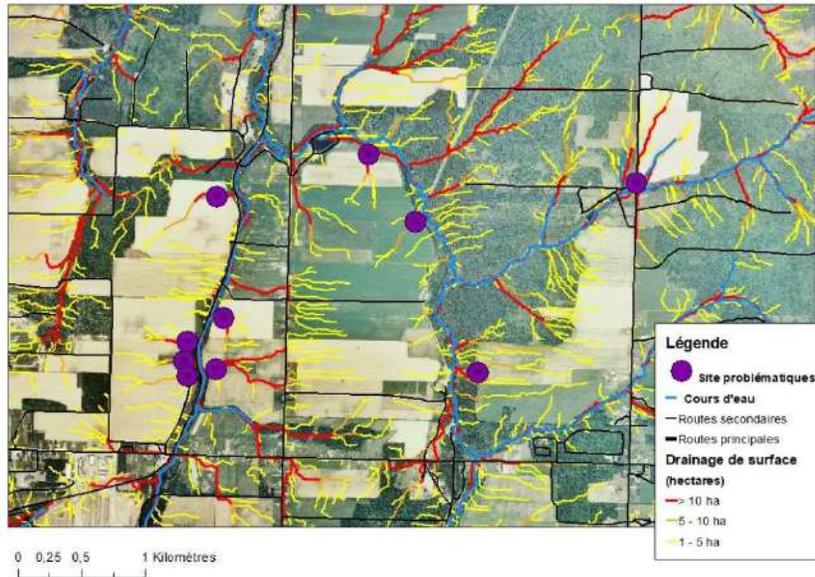
Lidar a permis d'obtenir une topographie détaillée de ces parcelles et une cartographie du patron d'écoulement des eaux de ruissellement. Les parcelles les plus à risque sont celles présentant une longue et forte pente. L'érosion et la perte de sédiments ont également été quantifiées pour chacune de ces parcelles et dépassent dans certains cas le taux maximum acceptable de 6 t/ha/an.

Les parcelles jugées les plus problématiques sont indiquées sur la figure 106. Des scénarios d'intervention étaient recommandés aux différents producteurs afin de réduire l'érosion dans ces parcelles. Ils comprenaient l'aménagement de voies d'eau engazonnées, de bassins de sédimentation, de terrasses de canalisation, la pratique de la culture en contour, l'implantation de bandes filtrantes végétaives en bas de pente ou encore l'élargissement des bandes riveraines.



**Figure 106: Localisation des parcelles agricoles jugées problématiques en 2012 (Centre de conservation des sols et de l'eau de l'Est du Canada, 2012)**

D'autres sites problématiques ont par la suite été identifiés à l'aide des données Lidar (figure 108).



**Figure 108: Sites problématiques et patron de drainage identifiées à l'aide des données Lidar**

GINU réalise également depuis 2020 un projet consistant à aménager de trappes à sédiments dans le bas de certaines parcelles afin de capter une partie des sédiments avant leur transport vers le ruisseau Five Fingers (figure 107). Un suivi de la qualité de l'eau et de la réponse écosystémique des cours d'eau a été mené en 2021 et 2022 et a déjà permis de constater le retour de saumons juvéniles dans quatre tronçons où ils étaient absents avant l'aménagement des trappes à sédiments (Chiasson *et al.*, 2023). Si ces trappes à sédiments semblent donc avoir une certaine efficacité, le défi est maintenant d'assurer leur entretien avec curage annuel, afin de maintenir leur efficacité à moyen et long terme. Cela pose la question du financement et de la responsabilité (producteurs ou organismes gouvernementaux) de cet entretien (CGBVRR, 2022).



**Figure 107: Exemple de trappe à sédiments**



Plusieurs actions de sensibilisation ont ainsi été menés au fil des années par le CGBVRR, GINU ainsi que la Ville de Saint-Quentin (voir plus loin) auprès des agriculteurs de la région. De plus en plus de producteurs comprennent l'importance de limiter l'érosion des sols et essayent de modifier leurs pratiques, par exemple en effectuant leur labour perpendiculairement à la pente, en aménagement des bandes enherbées en bas de pente, en semant des engrais verts ou des cultures intercalaires avec les pommes de terre, ou encore en pratiquant le semis direct. Des projets pilotes sont en cours en collaboration avec le réseau de recherche appliquée CCNB-INNOV afin de vérifier l'effet de ces pratiques sur la productivité et sur l'érosion, notamment sur les terres de Northwest Potatoe Farms Ltd. (D. LeBlanc, LeBlanc MultiRessources, communication personnelle, 14 novembre 2022). Quelques producteurs ont également aménagé des haies brise-vents (10,9 % des exploitations en 2020 selon Statistique Canada, 2022b) qui peuvent limiter l'érosion éolienne et hydrique.

L'identification des principales sources de sédiments, la recherche de solutions et leur suivi nécessitent un travail continu d'année en année sur le terrain, en particulier après les événements de pluie intense.

### **7.5.6 Protection de la prise d'eau potable de Saint-Quentin**

Un secteur protégé de bassin hydrographique est délimité en amont de la prise d'eau potable de la ville de Saint-Quentin dans le ruisseau Five Fingers (figure 103). Dans ce secteur, les activités agricoles doivent respecter certaines obligations (bandes enherbées, pas de sol à nu, etc.) afin de limiter les risques d'érosion et de contamination de l'eau, tel qu'indiqué à la section 5.3.4. L'application de ces pratiques spécifiques est gérée conjointement par le MEGL, le ministère de l'agriculture, de l'aquaculture et des pêches ainsi que le Comité Consultatif du Bassin Versant du ruisseau Five Fingers, en collaboration avec les agriculteurs. Plusieurs autres PGB ont été proposées aux agriculteurs concernés (ex : bassin de rétention, bandes enherbées), et l'un d'entre eux s'est même vu interdire la culture de pomme de terre dans une parcelle particulièrement problématique (G. Croussette, directeur des travaux publics, Ville de Saint-Quentin, communication personnelle, 8 décembre 2022).

Malgré ces mesures, la ville éprouve depuis de nombreuses années des problèmes de colmatage de son installation de captage d'eau (galerie d'infiltration) par des sédiments provenant des terres agricoles, surtout lors des fortes pluies au printemps et à l'automne lorsque les sols sont à nus (G. Croussette, directeur des travaux publics, Ville de Saint-Quentin, communication personnelle, 8 décembre 2022). L'eau brute à l'endroit de la prise d'eau est également souvent contaminée par des bactéries fécales : entre 2008 et 2014, des coliformes fécaux ont été détectés à 60 reprises sur un total de 84 échantillonnages (MEGL, 2021c). Les niveaux recommandés pour les substances inorganiques n'ont jamais été dépassés lors des échantillonnages réglementaires.



## **7.7 La protection du territoire sur le bassin versant de la rivière Restigouche**

### **7.7.1 Historique**

En 1998, une portion de la rivière Restigouche longue de 55 km a été classée dans le Réseau des rivières du patrimoine canadien afin de reconnaître ses valeurs naturelles, historiques et récréatives exceptionnelles, et de les protéger (Réseau des rivières du patrimoine canadien, 2022). Un comité de gestion de la rivière a été mis en place afin d'établir et appliquer un plan de gestion. Ce comité a été dissous en 1999 faute de financement, mais a été remplacé par le Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche (CGBVRR) en 2002 (voir section 7.3).

### **7.7.2 Les zones naturelles protégées (ZNP)**

Les ZNP à l'intérieur du bassin versant sont au nombre de 25 et couvrent une superficie de 239 km<sup>2</sup> soit 4,8 % des terres de la Couronne dans le bassin versant (figure 109 et tableau 10). Certaines de ces ZNP datent de 2008 mais la plupart ont été créées en 2014. La plus grande ZNP est celle du ruisseau Jardine située à l'ouest de Saint-Quentin, créée en 2014 et dont la superficie est de 83 km<sup>2</sup>. Ces ZNP sont toutes de classe II, c'est-à-dire que seules des activités ayant un impact minimal sont autorisées. Elles sont protégées de toute exploitation forestière ce qui permet de constater l'évolution naturelle de la forêt et la reconstitution d'écosystèmes altérés. Aucune ZNP de classe I n'est présente dans le bassin versant.

### **7.7.3 Les aires protégées de l'initiative Patrimoine naturel**

En juillet 2022, le gouvernement du Nouveau-Brunswick a annoncé la création de 84 nouvelles aires protégées dans le contexte de l'initiative Patrimoine naturel, pour une superficie totale d'environ 900 km<sup>2</sup>. Onze d'entre elles sont localisées à l'intérieur du bassin versant de la rivière Restigouche pour une superficie de 178 km<sup>2</sup>, ce qui représente 19,7 % de l'ensemble de ces nouvelles aires protégées à l'échelle de la province (tableau 10).

Ces aires couvrent une partie de la plaine inondable des rivières Restigouche, Patapédia, Kedgwick et Upsalquitch (figure 109). Les intervenants du milieu ont accueilli positivement la création de ces aires protégées mais soulignent que cette initiative devrait aussi être ancrée dans les politiques futures de gestion du territoire, avec des exigences accrues envers l'industrie forestière pour qu'elle adopte des pratiques plus écologiques. Les consultations sont en cours pour l'ajout de nouvelles aires protégées, et plusieurs sites candidats sont présents dans le bassin versant, notamment le long du tronçon amont de la rivière Upsalquitch, à l'est de Saint-Quentin. La sélection finale des sites devrait être réalisée par le MRNDE en 2023.

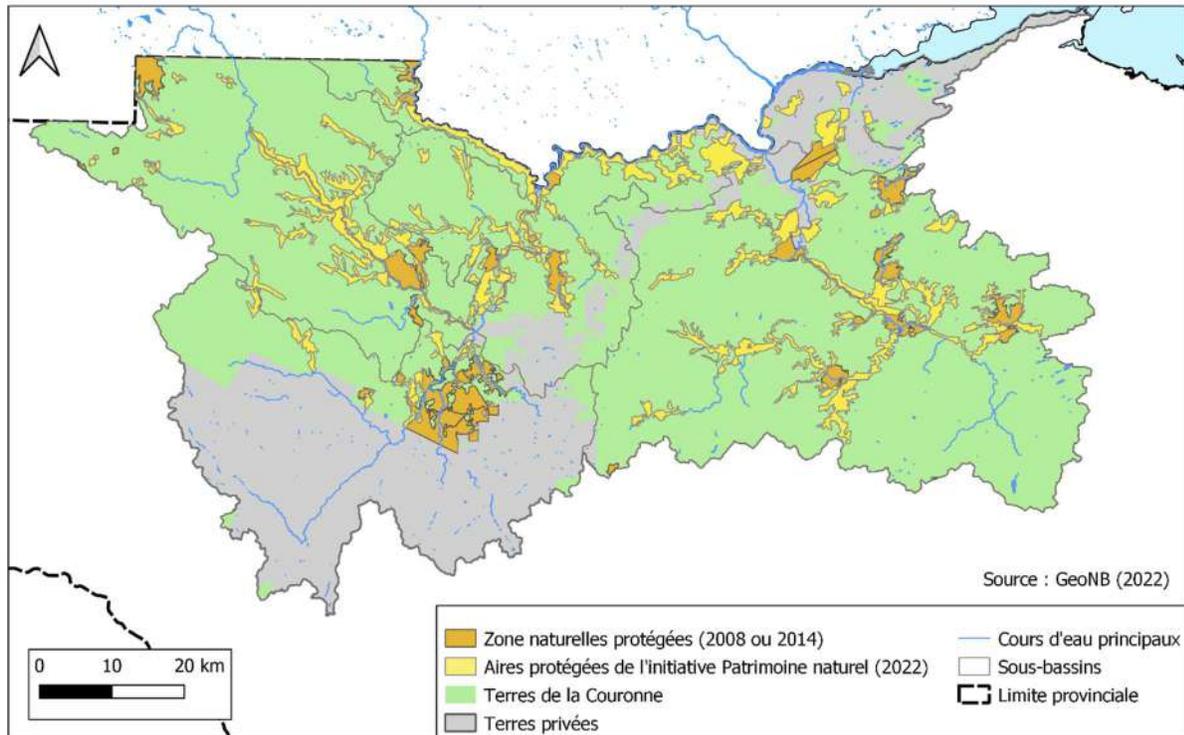


Figure 109: Aires protégées dans le bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

Tableau 10 : Statistiques des aires protégées au sein du bassin versant de la rivière Restigouche (NB)

	Zones naturelles protégées	Aires protégées de l'initiative Patrimoine naturel	Total
Nombre au sein du bassin versant	25	59	36
Superficie totale au sein du bassin versant (km <sup>2</sup> )	239	561	800
Proportion de la superficie totale du bassin versant (%)	4,2	8,5	12,2
Proportion de la superficie des terres de la Couronne dans le bassin versant (%)	4,8	11,1	15,9
Proportion des aires protégées à l'échelle provinciale (%)	8,7	14,6	12,2

## 7.7.4 Le projet de parc provincial du bassin versant de la Restigouche

Depuis plusieurs années, les intervenants de la rivière Restigouche et de son bassin versant favorisent la création d'une aire protégée autour de la rivière. Une étude de faisabilité de ce concept a d'abord été menée en 2012 par le CGBVRR. En 2017, un plan conceptuel d'une aire protégée a été élaboré (figure 110). Le nouveau parc provincial protégerait 20 000 hectares (200 km<sup>2</sup>) sur 235 km le long de la rivière Restigouche. En 2019, le ministère du Tourisme, du Patrimoine et de la Culture du Nouveau-Brunswick (MTPC) a mené une vaste consultation du public et des parties prenantes concernant le projet de création d'un parc provincial du bassin versant de la Restigouche. Ces consultations ont mis en évidence la volonté de la population de développer des activités récréatives comme le canotage, la randonnée pédestre, la pêche, la motoneige, l'observation de la faune et le camping, tout en assurant la protection du bassin hydrographique (MPTC, 2021).

Selon le MPTC, « l'absence de règles officielles et de mesures d'application régulières a eu un impact négatif sur l'expérience offerte par la rivière Restigouche et contribue à menacer l'écosystème de cette rivière à saumons réputée. Les usages contradictoires de cette ressource naturelle doivent être rendus compatibles grâce à la création d'une infrastructure de premier ordre et à la mise en place d'un modèle opérationnel responsable, judicieux, écologique et efficace qui confère à cette expérience en milieu sauvage une image de marque de classe internationale » (MPTC, 2021)

Des discussions sont encore en cours entre les différents acteurs et usagers, incluant les communautés autochtones, afin de préciser les modalités de gestion de ce parc provincial. Le MPTC devrait présenter prochainement au gouvernement des recommandations claires sur l'avenir de cette initiative.

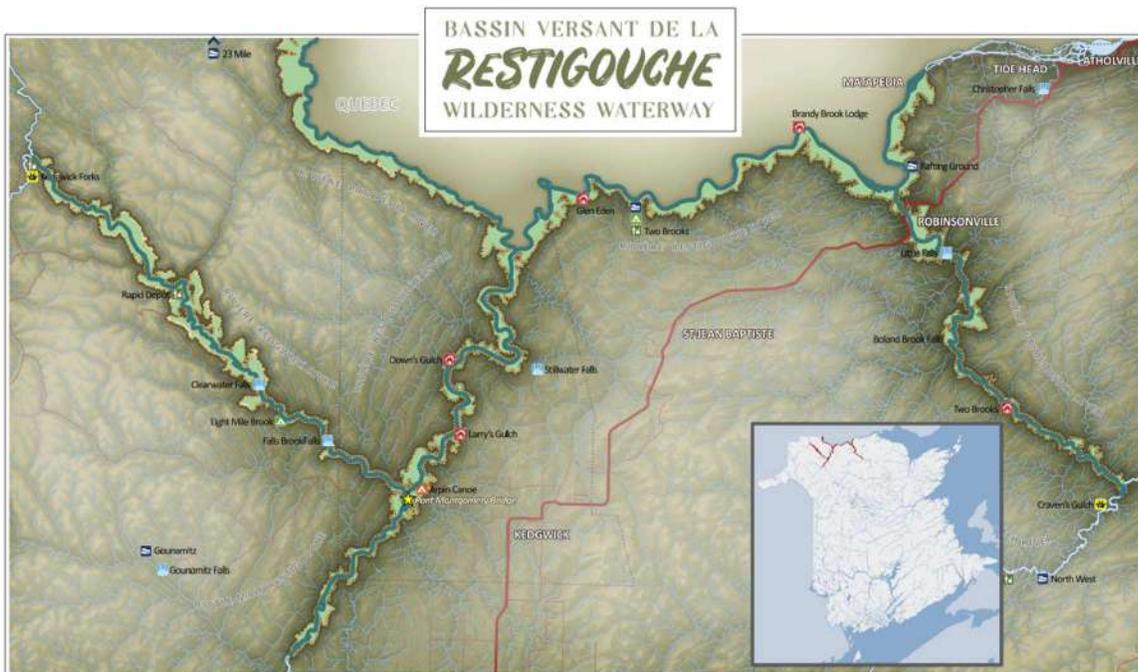


Figure 110 : Projet de parc provincial du bassin versant de la rivière Restigouche (source : MPTC, 2021)





## **8 Conclusion et recommandations**

La diminution des populations de saumon atlantique au Québec et dans les provinces maritimes incluant le Nouveau-Brunswick est due à de multiples facteurs, dont certains sont encore peu connus. Des processus à l'échelle globale, comme les changements climatiques, jouent un grand rôle dans les modifications de certaines composantes de l'habitat dulcicole comme la température de l'eau et le régime hydrologique. À l'échelle régionale, soit celle du bassin versant, les interventions humaines liées à l'aménagement et à l'utilisation du territoire ont également une influence sur l'habitat du saumon. Dans une optique de conservation du saumon atlantique et de son habitat, il est donc primordial d'améliorer la gestion du territoire afin d'atténuer autant que possible les impacts globaux.

Les trois menaces principales ayant été identifiées depuis plusieurs années pour la conservation de l'habitat du saumon à l'échelle du bassin versant sont la hausse de la température de l'eau, l'apport de sédiments et la fragmentation de l'habitat. La modification du régime hydrologique, en particulier la diminution du débit d'étiage estival, est un autre facteur ayant un impact important sur le développement et la survie des saumons.

La revue de littérature réalisée dans le présent rapport permet de mieux comprendre les liens de cause à effet entre les pratiques actuelles de gestion du territoire, soit essentiellement les pratiques forestières et les pratiques agricoles, et ces modifications de l'habitat du saumon. Sur la base de cette compréhension d'une part et des données disponibles dans le bassin versant de la rivière Restigouche d'autre part, il est possible de formuler les recommandations suivantes. Ces recommandations sont spécifiques à l'échelle du bassin versant et viennent compléter les actions réalisées ou à réaliser sur le terrain telles que l'amélioration ou la restauration d'habitats comme les refuges thermiques, l'amélioration de la connectivité de l'habitat du saumon ou encore la lutte contre le braconnage.

### **8.1 Recommandations en milieu forestier**

#### **8.1.1 Améliorer l'application sur le terrain de la réglementation existante**

- Améliorer la cartographie des cours d'eau intermittents afin de mieux les intégrer dans les plans d'aménagement forestier, à l'aide notamment des données Lidar ainsi que des couches cartographiques développées spécifiquement à cette fin.
- Améliorer, en collaboration avec le MRNDE et l'industrie forestière, le maintien des principales fonctions des bandes riveraines (filtration, ombrage, biodiversité) le long des petits cours d'eau intermittents en limitant notamment la récolte des arbres marchands à moins de 7 m du cours d'eau.
- Mettre à jour l'inventaire gouvernemental des sources et refuges d'eau froide identifiés dans le manuel d'aménagement forestier ainsi que les bandes riveraines de protection de 30 m qui leurs sont associées et les intégrer dans les plans d'aménagement forestier.
- Poursuivre l'inventaire des chemins forestiers et des traverses de cours d'eau, incluant les chemins et traverses abandonnés.



- Apporter des correctifs aux anciennes routes qui constituent des sources importantes de sédiments dans les cours d'eau.
- Améliorer le contrôle des pratiques forestières et le respect de la réglementation en vigueur (respect des bandes riveraines, aménagement des chemins et traverses de cours d'eau, apport de sédiments, herbicides) à l'aide d'un programme de surveillance communautaire impliquant les acteurs locaux, la population locale et les communautés autochtones.

### **8.1.2 Adopter des pratiques forestières de conservation dans des secteurs sensibles (projet WaterShade)**

- Identifier et cartographier les secteurs en tête de bassin les plus sensibles au réchauffement du sol et de l'eau, en amont de refuges thermiques et sources d'eau froide, en fonction notamment de la pente, la géologie, l'orientation des versants, le type de bande riveraine, la capacité de drainage du sol et le type de résurgence d'eau souterraine.
- Adopter une protection totale (sans récolte partielle) des bandes riveraines de 7 m autour des cours d'eau intermittents et restaurer celles qui ont été déboisées dans les secteurs sensibles identifiés.
- Interdire les coupes totales (coupes à blanc) dans les secteurs sensibles identifiés.
- Adopter l'approche par aire équivalente de coupe (AEC) dans ces secteurs sensibles identifiés et limiter ces AEC à 30% ou 40%.
- Assurer une protection à long terme de certains secteurs sensibles identifiés et les reboiser au besoin selon une approche écosystémique. Ces secteurs pourraient par exemple être définis comme aires protégées lors des prochaines campagnes gouvernementales de protection du territoire.
- Réaliser un suivi de la température de l'eau afin de caractériser et suivre l'effet de ces mesures de protection dans le temps.

### **8.1.3 Améliorer les connaissances sur la relation entre exploitation forestière et habitat du saumon au sein du bassin versant**

- Approfondir l'analyse spatiale et temporelle des données de température de l'eau dans les cours d'eau du bassin versant, en fonction de l'évolution et de la localisation de l'exploitation forestière et des aires de protection.
- Améliorer la compréhension de la variabilité spatiale du régime thermique des rivières du bassin versant, en fonction notamment des caractéristiques géomorphologiques et hydrogéologiques, et des interactions entre eaux de surface et eaux souterraines. À long terme, évaluer les possibilités de modéliser le régime thermique et d'appliquer un système d'aide à la décision (ex : WAP) pour une gestion optimale des mesures visant à limiter l'augmentation de la température.
- Établir un partenariat avec les équipes de recherche de l'Université du Nouveau-Brunswick qui travaillent spécifiquement sur les questions des effets de la gestion du territoire sur la température de l'eau et les refuges thermiques.



- Mettre à jour, cartographier et réaliser un suivi des principales sources de sédiments en milieu forestier au sein du bassin versant (chemins forestiers, berges en érosion, aires d'entreposage).
- Mesurer les concentrations en méthylmercure dans les cours d'eau situés en aval de secteurs soumis à des coupes totales.

#### **8.1.4 Informer, sensibiliser, concerter**

- Poursuivre les actions d'information et de sensibilisation auprès des acteurs de l'industrie forestière sur les enjeux de l'augmentation de la température de l'eau et du transport de sédiments vers les cours d'eau.
- Mettre en place une table de concertation sectorielle rassemblant les acteurs de l'industrie forestière afin de partager les problématiques, les préoccupations, les pistes de solutions et de déterminer les priorités d'actions.
- Encourager les détenteurs de permis à augmenter les budgets alloués à l'entretien, la prévention du transport de sédiments, à la mise en place de mesures d'atténuation lorsque des problématiques sont identifiées et signalées, et au démantèlement et la réhabilitation des routes qui ne sont plus utilisées.
- Encourager les industriels à mettre en place des mesures pour limiter le ruissellement et l'érosion sur les aires d'entreposage des produits forestiers.
- Évaluer, en collaboration avec le MRNDE, la possibilité de mettre en place une gestion par bassin versant dans les plans d'aménagement forestier, afin de limiter les AEC à 50%, voire 30 ou 40% dans certains secteurs sensibles. La superficie de coupe totale devrait également être limitée à l'échelle des bassins versants.
- Demander au MRNDE d'appliquer les recommandations du comité ministériel sur l'épandage de glyphosate, soit l'interdiction de tout épandage à moins de 100 m des cours d'eau (au lieu de 65 m actuellement).

## **8.2 Recommandations en milieu agricole**

### **8.2.1 Améliorer l'application sur le terrain de la réglementation existante**

- Améliorer, en collaboration avec la ville de Saint-Quentin, le MAAP et les producteurs concernés, le contrôle des exigences réglementaires à l'intérieur du secteur protégé du bassin hydrographique de la prise d'eau potable de Saint-Quentin, soit :
  - maîtriser le ruissellement et le drainage souterrain de sorte à ne pas augmenter la concentration en MES dans les cours d'eau de plus de 25 mg/L;
  - aménager une bande gazonnée de 5 m de largeur le long de toute parcelle avec une culture en ligne;
  - s'assurer que le sol est en tout temps cultivé ou recouvert d'un matériau qui prévient l'érosion;
  - ne pas défricher plus de 5% de chaque parcelle agricole à chaque année.



- Poursuivre la collaboration avec les producteurs de pomme de terre pour la création, le suivi et l'entretien des trappes à sédiments et des fossés de drainage.

### **8.2.2 Améliorer les connaissances sur la relation entre l'agriculture et l'habitat du saumon au sein du bassin versant**

- Réaliser un inventaire des pratiques agricoles dans la région de Saint-Quentin, en collaboration avec Alliance Agricole.
- Établir un partenariat avec les équipes de recherche du CCNB-INNOV qui travaillent sur la mise en place de pratiques de gestion bénéfique dans la région de Saint-Quentin.
- Caractériser la présence de pesticides, d'azote et de phosphore dans le ruisseau Five Fingers suite à un évènement de pluie intense et d'érosion.
- Poursuivre l'identification, la cartographie et le suivi des sources de sédiments à l'aide notamment d'un programme de surveillance communautaire impliquant population, acteurs locaux et communautés autochtones.

### **8.2.3 Informer, sensibiliser, concerter**

- Poursuivre l'information et la sensibilisation des producteurs et de la population aux enjeux environnementaux et agronomiques des pertes en sol et de la contamination des cours d'eau.
- Mettre en place une table de concertation sectorielle rassemblant les acteurs du domaine agricole (notamment producteurs, ministère, Alliance agricole, CGBVRR, ville de Saint-Quentin) afin de partager les problématiques, les préoccupations, les pistes de solutions et de déterminer les priorités d'actions.
- Encourager les agriculteurs, en collaboration avec le MAAP et Alliance Agricole, à mettre en place des pratiques de gestion bénéfique visant à réduire les pertes en sol tout en maintenant les rendements (ex : paillage, bandes enherbées en bas de pente, labour selon les courbes de niveau, cultures intercalaires, micro-barrages). Des incitatifs financiers devraient être proposés et bonifiés par le gouvernement à cette fin.
- Encourager les producteurs de pomme de terre qui ont une rotation culturale de 2 ans à adopter une rotation de 3 ou 4 ans. Cette pratique pourrait éventuellement être rendue obligatoire par le gouvernement, comme c'est le cas à l'Île-du-Prince-Édouard.
- Évaluer la possibilité d'appliquer les exigences réglementaires liées au secteur protégé du bassin hydrographique de la prise d'eau potable de Saint-Quentin à l'ensemble du bassin versant du ruisseau Five Fingers.

## **8.3 Recommandations relativement à la protection du territoire**

- Améliorer les connaissances sur l'effet des aires protégées existantes sur la qualité de l'habitat du saumon, en suivant par exemple l'effet des zones protégées à différentes époques (de 1984 à 2022) sur les écosystèmes aquatiques, notamment la température de l'eau.



- Poursuivre la création d'aires protégées dans une optique de protection des ressources aquatiques, comme cela a été le cas avec l'Initiative Patrimoine Naturel en 2022.
- Améliorer la protection du territoire forestier et des bandes riveraines dans l'ensemble de l'aire de drainage des refuges thermiques et sources d'eau froide.
- Encourager la création d'aires protégées d'initiative autochtone qui répondent aux besoins des communautés autochtones et qui soient gérées par ces mêmes communautés.

## **8.4 Autres recommandations**

- Mieux caractériser l'impact des activités récréotouristiques, particulièrement les embarcations à moteur, sur le comportement du saumon dans la rivière Restigouche.



## Bibliographie

- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2005. Enjeux, problèmes de gestion et solutions pour le maintien d'un système de semis direct et l'adoption d'autres pratiques bénéfiques de gestion du sol. Rapport sur les consultations nationales menées auprès des producteurs janvier à avril 2005.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2014. La souplesse de la culture sans travail et de la culture à travail réduit du sol garantit la réussite à long terme. agriculture.canada.ca. Consulté en janvier 2023.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2018. Pratiques de gestion bénéfiques pour réduire le ruissellement et la perte de sol. <https://agriculture.canada.ca/fr/environnement/protection-bassins-hydrographiques/evaluation-pratiques-gestion-benefiques-lechelle-bassins-hydrographiques/pratiques-gestion-benefiques-reduire-ruissellement-perde-sol>. Consulté en janvier 2023.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2019. Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques. <https://agriculture.canada.ca/fr/environnement-durabilite-agriculture/protection-bassins-hydrographiques/evaluation-pratiques-gestion-benefiques-lechelle-bassins-hydrographiques>. Consulté en décembre 2022.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2020. Gestion des sols. <https://agriculture.canada.ca/fr/production-agricole/sols-terres/gestion-sols#c>. Consulté en décembre 2022.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2021. Profil de la culture de la pomme de terre au Canada, 2020. Agriculture et agroalimentaire Canada, Centre de la lutte antiparasitaire (Canada).
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2022. Indicateurs agroenvironnementaux. <https://agriculture.canada.ca/fr/environnement-durabilite-agriculture/indicateurs-agroenvironnementaux>. Consulté en décembre 2022.
- AAC (Agriculture et Agroalimentaire Canada). 2023. Études pédologiques pour le Nouveau-Brunswick. <https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/nb/index.html>. Consulté en mars 2023.
- Acadie Nouvelle 2017. Des embarcations trop puissantes pour la Restigouche. Jean-François Boisvert. <https://www.acadienouvelle.com/actualites/2017/06/27/embarcations-puissantes-restigouche/>. Consulté en octobre 2022.
- Achim, A., Moreau, G., Coops, N. C., Axelson, J. N., Barrette, J., Bédard, S., Byrne, K.E., Caspersen, J., Dick, A.R., D'Orangeville, L., Drolet, G., Eskelson, B.N.I., Filipescu, C.N., Flamand-Hubert, M., Goodbody, T.R.H., Griess, V.C., Hagerman, S.M., Keys, K., Lafleur, B., Girona, M.M., Morris, D.M., Nock, C.A., Pinno, B.D., Raymond, P., Roy, V., Schneider, R., Soucy, M., Stewart, B., Sylvain, J.-D., Taylor, A.R., Thiffault, E., Thiffault, N., Vepakomma, U. & White, J.C. 2022. The changing culture of silviculture. *Forestry*, 95(2), 143-152.
- Adams, G.W., Smith, T., & Miller, J.D. 2007. The absence of glyphosate residues in wet soil and the adjacent watercourse after a forestry application in New Brunswick. *Northern Journal of Applied Forestry*, 24(3), 230-232.
- AFRC (Atlantic Forest Research Collaborative). 2023. Indigenous Knowledge WG. <https://www.unb.ca/afrc/professional-development/indigenous-knowledge-wg.html>. Consulté en mars 2023.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. 2e éd. Food and Agriculture Organization, Nations Unies. Butterworths



- Alabaster, J.S., Gough, P.J. & Brooker, W.J. 1991. The environmental requirements of Atlantic Salmon, *Salmo salar L.*, during their passage through the Thames estuary, 1982–1989. *Journal of Fish Biology* 38 (5): 741-762. doi:10.1111/j.1095-8649.1991.tb03162.x.
- Alberta Environmental Protection 2020. Alberta timber harvest planning and operating ground rules. 77 p.
- Amiro, P.G. 2003. Population status of inner Bay of Fundy Atlantic salmon (*Salmo salar*) to 1999. Rapports techniques canadiens des sciences halieutiques et aquatiques no 2488, 44p + vi.
- Archives provinciales du Nouveau-Brunswick. 2022. Les forêts d'autrefois au Nouveau-Brunswick. <https://archives.gnb.ca/Exhibits/ArchivalPortfolio/TextViewer.aspx?culture=fr-CA&myFile=Forest>. Consulté en octobre 2022.
- Arsenault, J.T.M., Fairchild, W.L., MacLatchy, D.L., Burrige, L., Haya, K. & Brown, S. B. 2004. Effects of water-borne 4-nonylphenol and 17 $\beta$ -estradiol exposures during parr-smolt transformation on growth and plasma IGF-I of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). *Aquatic toxicology*, 66(3), 255-265.
- Arsenault, M., O'Sullivan, A.M., Ogilvie, J., Gillis, C.-A., Linnansaari, T. & Curry, R.A. 2022. Remote sensing framework details riverscape connectivity fragmentation and fish passability in a forested landscape. *Journal of Ecohydraulics*, DOI: 10.1080/24705357.2022.2040388.
- Arthur, M.A., Coltharp, G.B., Brown, D.L. 2007. Effects of best management practices on forest stream water quality in Eastern Kentucky. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 34 (3): 481-495.
- Asplund, T.R. 2000. The Effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems. Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Integrated Science Services and University of Wisconsin – Madison, Water Chemistry Program.
- Auzet, A.V. 1987. L'érosion des sols par l'eau dans les régions de grande culture : aspects agronomiques. Centre d'Études et recherches Éco-géographiques, ministère de l'Environnement, ministère de l'Agriculture, 60 p.
- Beaugrand, G. & Reid, P.C. 2003. Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate. *Global Change Biology*, 9(6):801-817.
- Beechie, T., Fogel C., Nicol, C. & Timpone-Padgham, B. 2021. A process-based assessment of landscape change and salmon habitat losses in the Chehalis River basin, USA. *PLoS ONE* 16(11):e0258251. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258251>
- Beechie, T., Pess, G., Roni, P., Giannico, G. 2008. Setting River Restoration Priorities: A Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North Am J Fish Manag.*, 28 (3) : 891–905.
- Berg, L., 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*, 42:1410-1417.
- Berger, J. 2004. The last mile: how to sustain long-distance migration in mammals. *Conservation Biology*, 18(2), 320-331.
- Bertrand, N. 2007. Importance et caractéristiques des milieux riverains et humides au Québec, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec, Québec, ISBN : 978-2-550-50174-9, 53 p.



- Bertrand, N., Dumont, M.C., Martel, J.J., Gauthier, B., Michaud, C., Sansregret, H., Darveau, M. & Bugnon, J.L. 2002. Rapport de l'atelier sur les milieux forestiers riverains tenu le 21 et 22 novembre 2001 à Shawinigan. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, 56 p.
- Bérubé, P., Dubé, M., Robitaille, J., Grégoire, Y. & Delisle, S. 2010. L'effet à long terme des chemins forestiers sur la sédimentation. Note technique. Ministère des ressources naturelles et de la faune.
- Beschta, R.L., Pyles, M.R., Skaugset, A.E. & Surfleet, C.G. 2000. Peakflow responses to forest practices in the western cascades of Oregon USA. *J. of Hydrol.* 233: 102-120.
- Binkley, D., Burnham, H. & Allen, L. 1999. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 121(3): 191-213.
- Bjornn, T.C., Rieser, D.W. 1991. *Habitat requirements of salmonids in streams*, pp. 83-138. In Meehan W.R. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ. No. 19*, 751p.
- Bladon, K.D., Segura, C., Cook, N.A., Bywater-Reyes, S. & Reiter, M. 2018. A multicatchment analysis of headwater and downstream temperature effects from contemporary forest harvesting. *Hydrological Processes*, 32(2): 293-304.
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R. & Vondracek, B. 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(11): 909 — 1001.
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R. & Vondracek, B. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39 (11): 909 – 1001.
- Boardman, J., Van Daele, K., Evans, R. & Foster, I.D.L. 2019. Off-site impacts of soil erosion and runoff: why connectivity is more important than erosion rates. *Soil Use and Management*, 35 (2): 245-256.
- Bonsal, B.R., Peters, D.L., Seglenieks, F., Rivera, A., Berg, A. 2019. Évolution de la disponibilité de l'eau douce au Canada. Chapitre 6 du Rapport sur le climat changeant du Canada, E. Bush et D.S. Lemmen (éd.), gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, 2019, p. 262-342.
- Borggaard, D.L., Dick, D.M., Star, J., Alexander, M., Bernier, M., Collins, M., Damon-Randall, K., Dudley, R., Griffis, R. & Hayes, S. 2019. Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Climate Scenario Planning Pilot Report." Greater Atlantic Region Policy Series, no. 19-05: 91.  
<https://www.greateratlantic.fisheries.noaa.gov/policyseries/index.php/GARPS/issue/view/12>
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L. & Ballabio, C. 2020. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001.
- Bouchard, J. 2006. Modélisation de la qualité d'habitat estival des juvéniles de saumons atlantiques (*Salmo salar*) à l'échelle d'une rivière. Mémoire de maîtrise, Département des sciences biologiques, faculté des arts et des sciences, Université de Montréal.
- Bouchard, R., Wellband, K., Lecomte, L., Bernatchez, L. & April, J. 2022. Effect of catch-and-release and temperature at release on reproductive success of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Rimouski River, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology*, 29(6): 888-896.
- Bourque, C.P.A. & Pomeroy, J.H. 2001. Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 5(4): 599-613.



- Bowditch, E., Santopuoli, G., Binder, F., del Rio, M., La Porta, N., Kluvankova, T., Lesinski, J., Motta, R., Pachl, M., Panzacchi, P., Pretzsch, H., Temperli, C., Tonon, G., Smith, M., Velikova, V., Weatherall, A. & Tognetti, R. 2020. What is Climate-Smart Forestry? A definition from a multinational collaborative process focused on mountain regions of Europe. *Ecosystem Services*, 43: 101113.
- Brasfield, S.M., Hewitt, L.M., Chow, L., Batchelor, S., Rees, H., Zing, Z. & Munkittrick, K.R. 2015. Assessing the contribution of multiple stressors affecting small-bodied fish populations through a gradient of agricultural inputs in northwestern New Brunswick, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada*, 50.2: 182-197.
- Breau, C., Cunjak, R.A. & Bremset, G. 2007. Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. *Journal of Fish Biology*, 71:1179–1191.
- Breau, C. 2013. Knowledge of fish physiology used to set water temperature thresholds for in-season closures of Atlantic salmon (*Salmo salar*) recreational fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/163. iv + 24 p.
- Breau, C., Cunjak, R.A. & Bremset, G. 2007. Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. *J. Fish Biol.* 71:1179-1191.
- Bren, L.J. 1995. Aspects of the geometry of riparian buffer strips and its significance to forestry operations. *Forest Ecol. Manage.*, 75: 1-10.
- Brett, M.T., Bunn, S.E., Chandra, S., Galloway, A.W.E., Guo, F., Kainz, M.J. 2017. How important are terrestrial organic carbon inputs for secondary production in freshwater ecosystems? *Freshwater Biology*, 62(5):833–853.
- British Columbia Ministry of Forests. 1992. Okanagan timber supply area integrated resource management timber harvesting guidelines. Victoria, B.C.
- British Columbia Ministry of Forests. 2001. Watershed assessment procedure guidebook. 2<sup>nd</sup> ed., Version 2.1. For. Prac. Br., Min. For., Victoria, B.C. Forest Practices Code of British Columbia Guidebook.
- Broadmeadow, S., Nisbet, T.R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 8(3): 286-305.
- Brovini, E.M., Cardoso, S.J., Quadra, G.R., Vilas-Boas, J.A., Paranaíba, J.R., Pereira, R.O., Mendonça, R.F. 2021. Glyphosate concentrations in global freshwaters: are aquatic organisms at risk? *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 60635–60648.
- Brown, G.W. & Krygier, J.T. 1970. Effects of Clear-Cutting on Stream Temperature. *Water Resources Research*, 6 (4): 1133-1139.
- Brown, S.B. & Fairchild, W.L. 2003. Evidence for a causal link between exposure to an insecticide formulation and declines in catch of Atlantic salmon. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(1), 137-148.
- Brown, G.W. 1983. Forestry and water quality, O.S.U. Book Store Inc., Corvallis, Oregon, 142 p.
- Brown, L.E., Cooper, L., Holden, J. & Ramchunder, S.J. 2010. A comparison of stream water temperature regimes from open and afforested moorland, Yorkshire Dales, northern England. *Hydrological Processes*, 24 (22): 3206-3218.
- Burkett, V. et Davidson, M. eds. 2012. Coastal impacts, adaptation, and vulnerabilities: a technical input report to the 2013 national climate assessment; National Climate Assessment Regional Technical Input Report Series, Island Press, Washington, District de Columbia, 150 p.



- Burkholder, B.K., Grant, G.E., Haggerty, R., Khangaonkar, T., Wampler, P.J. 2008. Influence of hyporheic flow and geomorphology on temperature of a large, gravel-bed river, Clackamas River, Oregon, USA. *Hydrological Processes*, 22: 941-953.
- Burnett, K., Reeves, G., Miller, D., Clarke, S., Christiansen, K., & Vance-Borland, K. 2003. A first step toward broad-scale identification of freshwater protected areas for Pacific salmon and trout in Oregon, USA. In JP Beumer, A Grant and DC Smith, eds. *Aquatic Protected Areas: what works best and how do we know?* Proceedings of the World Congress on Aquatic Protected Areas, Cairns, Australia, August 2002. Australian Society for Fish Biology. North Beach, WA, Australia, 144-154.
- Burney, J. R. and Edwards, L. M. 1995. Sediment monitoring in a Bedeque Bay watershed. Pages 31–40 in R. D. Elliot and P. Chan, eds. *Ecological monitoring and research in Atlantic Canada: A focus on agricultural impacts in Prince Edward Island*. Occasional Report No. 5, Atlantic Region, Environment Canada, Dartmouth, NS.
- Buttle, J.M., Beall, F.D., Webster, K.L., Hazlett, P.W., Creed, I.F., Semkin, R.G., Jeffries, D.S. 2018. Hydrologic response to and recovery from differing silvicultural systems in a deciduous forest landscape with seasonal snow cover. *Journal of Hydrology*, 557: 805-825.
- Buttle, J.M., Creed, I.F., Moore, R.D. 2009. Advances in Canadian Forest Hydrology, 2003-2007. *Canadian Water Resources Journal*, 34:2, 113-126, DOI: 10.4296/cwrj3402113.
- Cairns, D.K. (éd.). 2001. An evaluation of possible causes of the decline in pre-fishery abundance of North American Atlantic salmon. *Rapports techniques canadiens des sciences halieutiques et aquatiques*. 2358:67p.
- Caissie, D. 2013. Impact of climate change on water temperatures for selected rivers in New Brunswick and potential implications on Atlantic salmon. Ch. 13 (p.183–190) In *Aspects of Climate Change in the Northwest Atlantic off Canada*, edited by J. W. Loder, G. Han, P. S. Galbraith, J. Chassé, and A. van der Baaren. Ottawa, Ontario: Fisheries and Oceans Canada. 3045: x–p 190 p.
- Caissie, D. 2021. Hydrological conditions in the Restigouche River in 2020. Fisheries and Oceans, Moncton, NB. February 2, 2021.
- Capotondi, A., Alexander, M.A., Bond, N.A. Curchitser, E.N. et Scott, J.D. 2012. Enhanced upper ocean stratification with climate change in the CMIP3 models; *Journal of Geophysical Research*, vol. 117, Paper C04031, <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2011JC007409/full>>. doi:10.1029/2011JC007409
- Carignan, R., D'Arcy, P. & Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 105-117.
- Caron, F., Fontaine, P.M., Picard, S.É. 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.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — oxygène dissous (eau douce)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2012. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - Glyphosate 2012*. Gouvernement du Canada, Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 2016. *Synthèse des approches de gestion intégrée par bassin versant au Canada*.



- CCNB (Conseil de conservation de la nature du Nouveau-Brunswick) & Falls Brook Centre. s.d. Le temps pour un changement? Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick, 4 p.
- CCNB (Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick). 2009. At-Risk Watersheds in New Brunswick. Conseil de conservation du Nouveau-Brunswick. 8 p.
- CCSEEC (Centre de conservation des sols et de l'eau de l'Est du Canada). 2012. Analyse des informations LIDAR et élaboration de scénarios de PGB pour la restauration – Bassin Versant Ruisseau Five Fingers. Étude présentée au Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche dans le cadre du programme Agriculture écologiquement responsable.
- CEHQ (Centre d'Expertise Hydrique du Québec). 2015. Atlas hydroclimatique du Québec méridional: Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050. 81 p. Gouvernement du Québec, [https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/Atlas\\_hydroclimatique\\_2015.pdf](https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/Atlas_hydroclimatique_2015.pdf)
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2009. Plan de gestion du programme récréatif de la Rivière Restigouche. Présenté au ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick.
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2012. Equivalent Cut Area (ECA) study of the Restigouche River Watershed.
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2014. Plan de gestion. Rivière Little Main Restigouche.
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2018a. Strategic management of thermal refuges in the Restigouche River watershed. Project funded by the New Brunswick Environmental Trust Fund Collaborative organizations: GMRC and Listuguj Fisheries
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2018b. Mise à jour de la superficie des habitats salmonicoles dans le bassin versant de la rivière Restigouche à partir d'un SIG. Réalisé avec la participation du Fonds en Fiducies pour la Faune du Nouveau-Brunswick.
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2018c. Plan de gestion. Rivière Kedgwick.
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2019. Protocole de gestion de la pêche récréative pour la rivière Restigouche en période d'eaux chaudes
- CGBVRR (Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche). 2022. Gestion agricole durable pour la conservation du saumon Atlantique et anguille d'Amérique, rivière Restigouche, sous-bassin versant ruisseau Five Fingers, NB.
- Chang, M. 2006. Forest hydrology: an introduction to water and forests. CRC Press Publishers, 488 p.
- Chapman, D. W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:1–21.
- Chase, J.W., Benoy, G.A., Hann, S. W.R. & Culp, J.M. 2016. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(3), 194-205.
- Chen, J., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosofske, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L. & Franklin, J.F. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience*, 49(4): 288-297.



- Chiasson, B. 2023. Ecosystem response to restoration. Indigenous Habitat Participation Program (IHPP). GMRC & MPO. Présentation au Comité consultatif scientifique du bassin versant de la rivière Restigouche, Campbellton, 8-9 février 2023.
- Chiasson, G., Letendre, S. & Voyer, M. 2013. La gouvernance à la frontière : le cas du Conseil de gestion intégrée des forêts publiques du Madawaska-Restigouche. *Revue Gouvernance / Governance Review*, 10(1). <https://doi.org/10.7202/1038895ar>
- Chow, L., Xing, Z., Benoy, G., Rees, H.W., Meng, F., Jiang, Y. & Daigle, J.L. 2011. Hydrology and water quality across gradients of agricultural intensity in the Little River watershed area, New Brunswick, Canada. *Journal of soil and water conservation*, 66 (1): 71-84.
- Chow, T.L., Cormier, H., Daigne, J.-L. & Ghanem, I. 1990. Effects of potato cropping practices on water runoff and soil erosion. *Can. J. Soil Sci.* 70: 137–148.
- Chow, T.L., Rees, H.W. and Daigle, J.-L. 1999. Effectiveness of terrace/grassed waterway systems for soil and water conservation: A field evaluation. *J. Soil Water Cons.* 54: 577–583.
- CIEM (Conseil international pour l'exploitation de la mer). 2021. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 3:29. 407 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7923>.
- Clearwater, R.L., Martin, T. & Hoppe, T. (eds.) 2016. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 4. Ottawa, Ontario : Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- CNC (Conservation de la Nature Canada). 2016a. Revue de l'année 2016. <http://2016.natureconservancyreport.ca/fr/revue-de-lanne/nouveaubrunswick/>
- CNC (Conservation de la Nature Canada). 2016b. Projet de conservation du saumon de Miramichi. <https://www.natureconservancy.ca/fr/nous-trouver/nouveau-brunswick/projets-vedettes/projet-de-conservation-du-saumon-de-Miramichi.html>. Consulté en février 2023.
- CNC (Conservation de la Nature Canada). 2016c. Miramichi watershed Natural Area Conservation Plan. 45 p.
- CNRC (Conseil national de recherche du Canada). 2002. Genetic status of Atlantic salmon in Maine: Interim report from the Committee on Atlantic Salmon in Maine. National Academy Press, Washington D.C.
- CNRC (Conseil national de recherche du Canada). 2004. Atlantic Salmon in Maine. National Academy Press. Washington D.C. 304p.
- Coble, A.A., Barnard, H., Du, E., Johnson, S., Jones, J., Keppeler, E., Kwon, H., Link, T.E., Penaluna, B.E., Reiter, M., River, M., Puettmann, K., Wagenbrenner, J. 2016. Long-term hydrological response to forest harvest during seasonal low flow: Potential implications for current forest practice. *Science of the Total Environment*, 730:138926. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138926>
- Collie, J.S., Wood, A.D. & Jeffries, H.P. 2008. Long-term shifts in the species composition of a coastal fish community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(7), 1352-1365.
- Comité d'application du programme SFI du Nouveau-Brunswick. 2011. Meilleures pratiques d'aménagement. Un guide pratique des meilleures pratiques d'aménagement pour les boisés privés du Nouveau-Brunswick. 2ème édition.
- Comité directeur de la qualité de l'eau de la plage Parlee. 2018. Qualité de l'eau de la plage Parlee, Shediac (Nouveau-Brunswick). Rapport final. Avril 2018. Présenté au Gouvernement du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick).



- Comité permanent des changements climatiques et de l'intendance de l'environnement. 2021. Premier rapport, Première session de la 60e législature du Nouveau-Brunswick, le 2 novembre 2021.
- Conseil du Saumon du Nouveau-Brunswick. 2021. Council's Priorities and Concerns by NB Recreational Fishery Areas.
- Coote, D.R., Dumanski, J. & Ramsey, J.F. 1981. An assessment of the degradation of agricultural lands in Canada. LRRIC Contrib. No. 118, Agriculture Canada, Research Branch, Ottawa, ON. 86 pp.
- Correll, D. L. 1997. Buffer zones and water quality protection: general principles. In Haycock, N. E., T. P. Burt, K.W.T. Goulding et G. Pinay (eds). Proceedings of the international conference on buffer zones, UK, p. 7-20.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) au Canada. Gouvernement du Canada. 162 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2021. Saumon atlantique (*Salmo salar*), Population de la Gaspésie-sud du golfe Saint-Laurent. <https://species-registry.canada.ca/index-fr.html#/especes/1134-775>. Consulté en février 2023.
- Côté, D. 2005. Using stewardship, long term monitoring and adaptive management to restore the Atlantic salmon population of the Northwest River. Parcs Canada, *Technical Reports in Ecosystem Science* 43:41p.
- Coulombe-Pontbriand, M. & Lapointe, M. 2004. Landscape controls on boulder-rich, winter habitat availability and their effects on Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr abundance in two fifth-order mountain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 648–658.
- Cristan, R., Aust, W.M., Bolding, M.C., Barrett, S.M., Munsell, J.F., Schilling, E. 2016. Effectiveness of forestry best management practices in the United States: Literature review. *Forest Ecology and Management*, 360: 133-151.
- Cunjak, R.A. 1992. Comparative feeding, growth and movements of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr from riverine and estuarine environments. *Ecology of Freshwater Fish*, 1(1): 26-34.
- Cunningham, D.S., Braun, D.C., Moore, J.W. & Martens, A.M. 2023. Forestry influences on salmonid habitat in the North Thompson River Watershed, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, (ja).
- Dadswell, M., Spares, A, Reader, J., McLean, M., McDermott, T., Samways, K., Lilly, J. 2021. The decline and impending collapse of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) population in the North Atlantic Ocean: a review of possible causes. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 30(2): 215-258.
- Daigle A. & Dauphin, G.J.R. 2022. Installation and use of a sonar (ARIS Explorer 1800) in the Kedgwick River during the 2019 summer. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3485: vii + 45 p
- Daigle, A., Jeong, D.I., Lapointe, M.F. 2015. Climate change and resilience of tributary thermal refugia for salmonids in eastern Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal*, 60(6).
- Dallaire, S. 2006. Effet des pratiques forestières sur l'habitat du poisson, Centre technologique des résidus industriels, Amos, Québec, 33 p.
- Dan Moore, R., Spittlehouse, D.L., & Story, A. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(4): 813-834.
- Dance, K.W. & Hynes, H.B.N. 1980. Some effects of agricultural land use on stream insect communities. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 22(1):19-28.



- Danie, D.S., Trial, J.G. & Stanley, J.G. 1984. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (north Atlantic)-Atlantic salmon. U.S. Fish Wildl. Serv., FWS/OBS 82/11.22. U.S.Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 19 pp.
- Daniels, J., Chaput, G., Carr, J. 2018. Estimating consumption rate of Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) by striped bass (*Morone saxatilis*) in the Miramichi River estuary using acoustic telemetry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75 (11), Novembre 2018. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0373>.
- Darimont, C.T., Bryan, H.M., Carlson, S.M., Hocking, M.D., MacDuffee, M., Paquet, P.C., Price, M.H.H., Reimchen, T.E., Reynolds, J.D. & Wilmers, C.C. 2010. Salmon for terrestrial protected areas. *Conservation letters*, 3(6), 379-389.
- Dauphin, G.J.R., Arsenault, M., Benwell, I., Biron, M., Cameron, P., Olive, A., Pickard, R., & Chaput, G. 2021. Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) monitoring activities in the Restigouche River (southern Gulf of St. Lawrence, Canada), 1972 to 2019. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1321: xiv + 324 p.
- Davidson, J., Good, C., Williams, C. & Summerfelt, S.T. 2017. Evaluating the chronic effects of nitrate on the health and performance of post-smolt Atlantic salmon *Salmo salar* in freshwater recirculation aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 79 (2017) 1–8.
- Davies, P.E., Cook, L.S.J., McIntosh, P.D. & Munks, S.A. 2005. Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania. *Forest Ecology and Management*, 219:132–148.
- Deschênes, J., Rodriguez, M.A., Bérubé, P. 2007. Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to forestry activities at multiple spatial scales within a river basin. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.*, 64: 1069-1079.
- Dietrich, J.P., Van Gaest, A.L., Strickland, S.A. & Arkoosh, M.R. 2014. The impact of temperature stress and pesticide exposure on mortality and disease susceptibility of endangered Pacific salmon. *Chemosphere*, 108: 353-359.
- Dietz, S., Arnold, S. 2021. Atlantic Provinces; Chapter 1 in *Canada in a Changing Climate: Regional Perspectives Report*, (ed.) F.J. Warren, N. Lulham and D.S. Lemmen; Government of Canada, Ottawa, Ontario.
- Dionne, M., & Dodson, J.J. 2002. Impact of exposure to a simulated predator (*Mergus merganser*) on the activity of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the natural environment. *Canadian Journal of Zoology* 80: 2006-2013.
- Dobson Engineering Ltd. 1998. Interior Watershed Assessment Procedure for the Trout Creek Watershed Update Report. Prepared for Gorman Bros Lumber Ltd. Westbank, B.C.
- DonneesClimatiques.ca. 2022. Consulté en septembre 2022.
- Dorioz, J.M. & Ferhi, A. 1994. Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Wat. Res.*, 28 (2): 395-410.
- Dose, J.J. & Roper, B.B. 1994. Long term changes in low flow channel widths within the south Umpqua watershed, Oregon. *J. Amer. Water Resources Association*, 30: 993-1000.
- Drijfhout, S., van Oldenborgh, G.J. & Cimadoribus, A. 2012. Is a decline of AMOC causing the warming hole above the North Atlantic in observed and modeled warming patterns? *Journal of Climate*, 25(24): 8373-8379. doi:10.1175/JCLI-D-12-00490.1



- Dubé, M., Delisle, S., Lachance, S. & Dostie, R. 2006. L'impact de ponceaux aménagés en milieu forestier sur l'habitat de l'omble de fontaine. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la faune. Direction de l'environnement forestier. Québec, Québec. 71 p.
- Dubé, S., Plamondon, A.P. & Rothwell, R.L. 1995. Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resources Research*, 31(7): 1741–1750.
- Dugdale, S.J., Bergeron, N.E. & St-Hilaire, A. 2015. Spatial distribution of thermal refuges analysed in relation to riverscape hydromorphology using airborne thermal infrared imagery. *Remote Sensing of Environment*, 160, 43-55.
- Dugdale, S.J., Malcolm, I.A., Kantola, K., Hannah, D.M. 2018. Stream temperature under contrasting riparian forest cover: Understanding thermal dynamics and heat exchange processes. *Science of the Total Environment*, 610-611: 1375-1389.
- Dunbar, M.J., Alfredsen, K. & Harby, A. 2012. Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids. *Fisheries management and ecology*, 19(6).
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2022a. Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/reserves-nationales-faune/base-donnees-aires-protgees-conservation.html>. Consulté en février 2023.
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2022b. Données climatiques historiques. <https://climat.meteo.gc.ca/>. Consulté en septembre 2022.
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2022c. Qualité de l'eau des cours d'eau canadiens. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/qualite-eau-cours-eau-canadiens.html>. Consulté en octobre 2022.
- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2023. Données hydrométriques historiques. [https://eau.ec.gc.ca/mainmenu/historical\\_data\\_index\\_f.html](https://eau.ec.gc.ca/mainmenu/historical_data_index_f.html). Consulté en décembre 2023.
- Edwards, M. & Richardson, A.J. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(7002), 881-884.
- Eekhout, J.P. & de Vente, J. 2022. Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. *Earth-Science Reviews*, 226, 103921.
- El-Jabi, N., Turkkan, N. & Caissie, D. 2013. Regional climate index for floods and droughts using Canadian Climate Model (CGCM3.1). *American Journal of Climate Change*, 2:106–115.
- Elliot, W.J., Foltz, R.B., Luce, C.H., Koler, T.E. 1996. Computer-aided risk analysis in road decommissioning. Proceedings of the AWRA Annual Symposium on Watershed Restoration Management: Physical, Chemical, and Biological considerations, Syracuse, New York, pp. 341-350.
- Elliot, W.J., Foltz, R.B., Robichaud, P.R. 2009. Recent findings related to measuring and modeling forest road erosion. In: Anderssen R.S., Braddock R.D., Newham L.T.H., eds. Proceedings of the 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia, 13-17 July 2009. International Congress on Modelling and Simulation. Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences.
- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 1995. The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic Salmon and Brown Trout. *Journal of Fish Biology*, 47 (5): 917–919. doi:10.1111/j.1095-8649.1995.tb06014.x.



- Elliott, J.M. & Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic Salmon *Salmo salar*, Brown Trout *Salmo Trutta* and Arctic Charr *Salvelinus alpinus*: Predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77 (8): 1793–1817. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x.
- Elliott, J.M. 1991. Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon. *Salmo salar*. *Freshwater. Biol.*, 25: 61-70.
- Elliott, S.R., Coe, T.A., Helfield, J.M. & Naiman, R.J. 1998. Spatial variation in environmental characteristics of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (S1): 267–280. doi:10.1139/d98-001.
- Elson, P.E. 1969. High Temperature and River Ascent by Atlantic Salmon. ICES Anadromous and Catadromous Fish Commission. 12 p.
- Elson, P.E. 1975. Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. *Int. Atl. Salmon Found. Spec. Publ. Ser.* 6: 96-119.
- Enders, E.C., Strickler, M., Pennell, C.J., Cote, D., Alfredsens, K. & Scruton, D.A. 2007. Habitat use of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) during winter. CGU HS Committee on River Ice Processes and the Environment. 14th workshop on Hydraulics of Ice Covered Rivers, 10 p.
- Environnement Canada. 2004. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Cat. no En4-46/2004E-MRC.
- Erdozain, M., Kidd, K., Kreutzweiser, D. & Sibley, P. 2018. Linking stream ecosystem integrity to catchment and reach conditions in an intensively managed forest landscape. *Ecosphere*, 9(5), e02278.
- Erdozain, M., Kidd, K.A., Emilson, E.J.S. & Capell, S.S., Kreutzweiser, D.P., Gray, M.A. 2021a. Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do abiotic effects accumulate spatially? *Science of the Total Environment*, 753:141968
- Erdozain, M., Kidd, K.A., Emilson, E.J.S., Capell, S.S., Luu, T., Kreutzweiser, D.P. & Gray, M.A. 2021b. Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do biological effects accumulate spatially? *Science of the Total Environment*, 763:144043.
- Erdozain, M., Kidd, K.A., Negrazis, L., Capell, S.S., Kreutzweiser, D.P., Gray, M.A. & Emilson, E.J. 2022. Understanding the effects of forest management on streams and rivers: A synthesis of research conducted in New Brunswick (Canada) 2014–2018. *The Forestry Chronicle*, 98(1): 77-88.
- ERNC (Environnement et ressources naturelles Canada). 2022. Gestion intégrée des bassins versants. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-apercu/gestion/integree-bassins-versants.html>. Consulté en avril 2022.
- Farahani, S.S., Fard, F.S., & Asoodar, M.A. 2016. Effects of contour farming on runoff and soil erosion reduction: a review study. *Elixir Agriculture*, 101(1), 44089-44093.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerod, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267(1452):1517-1523.
- Forest Practices Board. 2018. Special report: conserving fish habitats under the Forest and Range Practices Act—Part 1. A review of the BC Government approach. Forest Practices Board. <https://www.bcfpb.ca/wp-content/uploads/2018/07/SR56-Fish-Habitat-Conservation.pdf>. Consulté en mars 2023.
- Forêt modèle de Fundy. 2022. <https://www.fundymodelforest.net/fr/>. Consulté en décembre 2022.



- Forêt NB. 2022. Sylviculture et économie. <https://www.forestnb.com/fr/sylviculture-et-economie/>. Consulté en octobre 2022.
- FPSNNB (Fondation pour la protection des sites naturels du Nouveau Brunswick). 2023. <https://www.naturetrust.nb.ca>. Consulté en février 2023.
- FQSA (Fédération québécoise pour le saumon atlantique). 2022. Plan de développement de la pêche au saumon et de la pêche sportive au Québec (PDPS) 2017-2022. <https://www.saumonquebec.com/a-propos/fqsa/pdps>.
- FQSA-DGR (Fédération québécoise pour le saumon atlantique & Consultants forestiers DGR). 2012. Développement de stratégies et de modalités de protection de l'habitat du saumon atlantique dans un contexte de gestion intégrée faune-forêt. 142 p.
- Freitag, A.R., Thayer, L.R., Leonetti, C., Stapleton, H.M. & Hamlin, H.J. 2015. Effects of elevated nitrate on endocrine function in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture*, 436 (20): 8-12
- Frenette, M., Caron, Julien, P. & Gibson, R.J. 1984. Interaction entre le débit et les populations de tacons (*Salmo salar*) dans la rivière Matamec, Québec. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.* 41: 954-963.
- Frumhoff, P. C., McCarthy, J. J., Melillo, J. M., Moser, S. C., & Wuebbles, D. J. 2007. Confronting climate change in the US Northeast: Science, impacts, and solutions. *Confronting climate change in the US Northeast: science, impacts, and solutions*.
- Fyffe, L.R. & Richard, D.M. 2007. Lithological map of New Brunswick. New Brunswick Department of natural resources. N.B., Canada: Minerals, Policy and Planning Division, Fredericton. Plates 2007–2018.
- Gagnon, E. & Gangbazo, G. 2007. Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives, Direction des politiques de l'eau, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Gouvernement du Québec, Québec, ISBN : 978-2-550-49213-9, 17p.
- Gagnon-Poirier, R. 2017. Fragmentation de l'habitat du saumon atlantique (*Salmo salar*) par les ponceaux routiers et forestiers. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre Environnement. 91 p.
- Garcia de Leaniz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B.H., Youngson, A.F., Webb, J.H., Vøllestad, L.A., Villanueva, B., Ferguson, A., Quinn, T.P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biol Rev Camb Philos Soc.*, 82 (2): 173-211.
- Garcia, E. & Carignan, R. 1999. Impact of Wildfire and Clear-cutting in the Boreal Forest on Methyl Mercury in Zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 339-345.
- Garcia, E. & Carignan, R. 2000. Mercury Concentrations in Northern Pike (*Esox lucius*) from Boreal Lakes with Logged, Burned or Undisturbed Catchments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2) : 129-135.
- Gardiens pour la Terre. 2023. <https://www.gardienspoulaterre.ca/>. Consulté en février 2023.
- Gaspesian Heritage WebMagazine. 2022. La drave sur la Restigouche, v. 1930. <http://gaspesie.quebecheritageweb.com/image/la-drave-sur-la-restigouche-v-1930-log-drive-restigouche-river-c1930>. Consulté en octobre 2022.
- GeoNB. 2022. <http://www.snb.ca/geonb1/f/index-F.asp>. Contient de l'information visée par la Licence du gouvernement ouvert – Nouveau-Brunswick. Gouvernement du Nouveau-Brunswick.



- Giambastiani, Y., Biancofiore, G., Mancini, M., Di Giorgio, A., Giusti, R., Cecchi, S., Gsardin, L. & Errico, A. 2023. Modelling the effect of Keyline practice on soil erosion control. *Land*, 12(1), 100.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A., O'Neil, S.F., Flanagan, J.J. & Amiro, P.G. 2004. Summary of monitoring and live gene bank activities for inner Bay of Fundy Atlantic salmon in 2003. Documents de recherche du Secrétariat canadien de consultation scientifique. 2004/016, ii+45p.
- Gibson, R.J. & Myers, R.A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.* 45: 344-348.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Fish Biology and Fisheries*, 3: 39-73.
- Gilbert, K., Jutras, S. & Plamondon, A.P. 2021. Suspended sediment input from crushed-stone ford construction on the CanadianShield in Quebec. *Environmental Challenges*, 5, December 2021: 100388.
- Gillis, C.-A. 2018. Étude des facteurs contrôlant la présence de l'algue *didymosphenia geminata* et des impacts de sa présence sur le saumon atlantique juvénile. Thèse de doctorat. INRS-ETE.
- Gillis, C.-A., Ouellet, V., Breau, C., Frechette, D. & Bergeron, N. 2023. Assessing climate change impacts on North American freshwater habitat of wild Atlantic salmon - urgent needs for collaborative research. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, DOI:10.1080/07011784.2022.2163190
- Goguen, G. & Caissie, D. 2022. Hydrometeorological conditions for Atlantic salmon rivers in the Maritime provinces. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/016. vi + 41 p.
- Gomez de Barreda, D., Sabater, C. & Carrasco, J.M. 2004. Effects of propanil, tebufenozide and mefenacet on growth of four freshwater species of phytoplankton: a microplate bioassay. *Chemosphere*. 56 (4): 315-320.
- Gomi, T., Moore, R.D., & Dhakal, A.S. 2006. Headwater stream temperature response to clear-cut harvesting with different riparian treatments, coastal British Columbia, Canada. *Water Resources Research*, 42(8).
- Gordon, R.J., VanderZaag, A.C., Dekker, P.A., De Haan, R., & Madani, A. 2011. Impact of modified tillage on runoff and nutrient loads from potato fields in Prince Edward Island. *Agricultural Water Management*, 98(12), 1782-1788.
- Gormley, K.L., Teather, K.L. & Guignion, D.L. 2005. Changes in salmonid communities associated with pesticide runoff events. *Ecotoxicology*, 14 : 671–678.
- Gouvernement du Nouveau-Brunswick. 2001. Décret de désignation du secteur protégé de bassins hydrographiques - Loi sur l'assainissement de l'eau. Règlement du Nouveau-Brunswick 2001-83, Loi sur l'assainissement de l'eau (D.C. 2001-488).
- Gouvernement du Québec. 2023. Culture de la pomme de terre. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/productions-agricoles/culture-pomme-terre>. Consulté en janvier 2023.
- Govers, G., Quine, T.A., Desmet, P.J.J. & Walling, D.E. 1996. the relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21: 929–946.
- Grande, M., & Andersen, S. 1991. Critical thermal maxima for young salmonids. *Journal of Freshwater Ecology* 6 (3): 275–279. doi:10.1080/02705060.1991.9665304



- Gray, M.A., & Munkittrick, K.R. 2005. An effects-based assessment of Slimy Sculpin (*Cottus cognatus*) populations in agricultural regions of Northwestern New Brunswick. *Water Qual. Res. J. Canada*, 40(1): 16–27.
- Gray, M.A., Curry, R.A. & Munkittrick, K.R. 2005. Impacts of nonpoint inputs from potato farming on populations of slimy sculpin (*cottus cognatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (9): 2291–2298.
- Greenan, B.J.W., James, T.S., Loder, J.W., Pépin, P., Azetsu-Scott, K., Ianson, D., Hamme, R.C., Gilbert, D., Tremblay, J-E., Wang, X.L. & Perrie, W. 2019. Changements touchant les océans qui bordent le Canada, chapitre 7 dans Rapport sur le climat changeant du Canada, E. Bush et D.S. Lemmen (éd.), gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, p. 344–425.
- Greene, C.H., Pershing, A.J., Cronin, T.M. & Ceci, N. 2008. Arctic climate change and its impacts on the ecology of the North Atlantic. *Ecology* 89:S24-S38.
- Gregg, W.W., Conkright, M.E., Ginoux, P., O'Reilly, J.E. & Casey, N.W. 2003. Ocean primary production and climate: global decadal changes; *Geophysical Research Letters*, vol. 30, no 15, art. 1809. doi:10.1029/2003GL016889
- Grenon, F., Jetté, J.-P. & Leblanc, M. 2010. Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec – Module 1 - Fondements et démarche de la mise en œuvre, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.
- Gronsdahl, S., Dan Moore, R., Rosenfeld, J., McCleary, R. & Winkler, R. 2019. Effects of forestry on summertime low flows and physical fish habitat in snowmelt-dominant headwater catchments of the Pacific Northwest. *Hydrological Processes*, 33(25): 3152-3168.
- Gross, M.R., Coleman, R.M. & McDowall, R.D. 1988. Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science* 239: 1291-1293.
- Grossman, G.D., Ratajczak, R.E., Crawford, M. & Freeman, M.C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68: 395–420.
- Groupe Salar. 1992. Plan de mise en valeur du potentiel salmonicole des rivières du Bassin de la Restigouche. Rapport remis à la Corporation de gestion des rivières Matapédia et Patapédia.
- Guillemette, F., Plamondon, A.P., Prevost, M. & Levesque, D. 2004. Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: comparison with 50 world-wide basin studies. *J. Hydrology*, 302: 137-153.
- Halofsky, J.E., Andrews-Key, S.A., Edwards, J.E., Johnston, M.H., Nelson, H.W., Peterson, D.L., Schmitt, K.M., Swanston, C.W. & Williamson, T.B. 2018. Adapting forest management to climate change: The state of science and applications in Canada and the United States. *Forest Ecology and Management*, 421, 84–97.
- Hamoutene, D., Payne, J.F. & Volkoff, H. 2008. Effects of tebufenozide on some aspects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) immune response. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(2): 173-179.
- Han, G., Ma, Z. & Bao, H. 2013. Trends of temperature, salinity, stratification and mixed-layer depth in the northwest Atlantic; dans Aspects of Climate Change in the Northwest Atlantic off Canada, J.W. Loder, G. Han, P.S. Galbraith, J. Chassé et A. van der Baaren (éd.); Pêches et Océans Canada, Ottawa, Ontario, Rapport technique canadien sur les sciences halieutiques et aquatiques 3045, p. 19–32, <[http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/mpo-dfo/Fs97-6-3045-eng.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/mpo-dfo/Fs97-6-3045-eng.pdf)>.
- Hanson, J.M. 2020. Diet of Striped Bass in the Southern Gulf of St. Lawrence (Canada) with Emphasis on the Spring Spawning Aggregation. *Northeastern Naturalist*. 27(3): 381-400.



- Hapke, W.B., Morace, J.L., Nilsen, E.B., Alvarez, D.A. & Masterson, K. 2016. Year-Round Monitoring of Contaminants in Neal and Rogers Creeks, Hood River Basin, Oregon, 2011-12, and Assessment of Risks to Salmonids
- Harr, R.D. & Frederiksen, R.L. 1988. Water quality after logging small watersheds within the Bull Run watershed, Oregon. *Water Resources Bulletin*, 24(5): 1103-1111.
- Hartman, G., Scrivener, J.C., Holtby, L.B. & Powell, L. 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia In *Streamside Mangement: forestry and fishery interactions*. Salo, E.O. et T.W. Cundy (Eds) University of Washington, Institute of Forest Resources. Contribution n° 57. p.330-372.
- Hartman, G.F. & Scrivener, J.C. 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 223: 148p.
- Hartman, G.F., Scrivener, J.C. & Miles, M.J. 1996. Impacts of logging in Carnation Creek, a high-energy coastal stream in British Columbia, and their implication for restoring fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53: 237–251.
- Hawes, E. & Smith, M. 2005. Riparian buffer zones: functions and recommended widths. Yale School of Forestry and Environmental Studies, 15 p.
- Hébert, M.P., Fugère, V., Beisner, B.E., Barbosa da Costa, N., Barrett, R.D.H., Bell, G., Shapiro, B.J., Yargeau, V., Gonzalez, A. & Fussmann, G.F. 2021. Widespread agrochemicals differentially affect zooplankton biomass and community structure. *Ecological Applications*, 31 (7): e02423.
- Hetherington, E.D. 1987. The importance of forests in the hydrological regime. In C. Healy and R.R. Wallace (eds.) *Canadian Aquatic Resources. Tech. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 214: 179-211.
- Heugens, E.H.W., Hendriks, A.J., Dekker, T., van Straalen, N.M. & Admiraal, W. 2001. A review of the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment. *Critical Reviews in Toxicology*, 31 (3): 247-284.
- Hill, S. B. 2003. Yeomans' Keyline design for sustainable soil, water, agroecosystem and biodiversity conservation: a personal social ecology analysis. In *BP Wilson et A. Curtis (éd.), Agriculture for the Australian Environment. Proceedings of the 2002 Fenner Conference, Albury (Australie), Johnstone Centre, Charles Stuart University* (pp. 34-48).
- Himes, A., Betts, M., Messier, C., & Seymour, R. 2022. Perspectives: Thirty years of triad forestry, a critical clarification of theory and recommendations for implementation and testing. *Forest Ecology and Management*, 510, 120103.
- Hinds, R.P. 1989. Soil physical requirements for potato production in Atlantic Canada. Atlantic Advisory Committee on Soil Resource Management, Atlantic Provinces Agricultural Services Co-ordinating Committee. 9 pp.
- Hoegh-Guldberg, O. et Bruno, J.F. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems; *Science*, vol. 328, no 5985, p. 1523–1528.
- Holmes, K.L. & Goebel, P.C. 2011. A functional approach to riparian area delineation using geospatial methods. *Journal of Forestry*, 109: 233-241.
- Holtby, L.B. 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. j. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 502-515.



- Hornbeck, J.W., Martin, C.W. & Eagar C. 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 27: 2043-2052.
- Howe, C.M., Berrill, M., Pauli, B.D., Helbing, C.C., Werry, K. & Veldhoen, N. 2004. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four north american frog species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (8): 1928-1938.
- Hutchings, J.A., Côté, I.M., Dodson, J.J, Fleming, I.A., Jennings, S., Mantua, N.J., Peterman, R.M., Riddell, B.E., Weaver, A.J. & VanderZwaag, D.L. 2012. Sustaining Canadian marine biodiversity: responding to the challenges posed by climate change, fisheries and aquaculture; rapport du groupe d'experts préparé à l'intention de la Société royale du Canada, <[https://rsc-src.ca/sites/default/files/pdf/RSCMarineBiodiversity2012\\_ENFINAL.pdf](https://rsc-src.ca/sites/default/files/pdf/RSCMarineBiodiversity2012_ENFINAL.pdf)>.
- Ice, G. 1999. Streamflow and water quality: what does the science show about clearcutting in Western Oregon. National Council for Air and Stream Improvement, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 20.p.
- Inagaki, K.Y., Pennino, M.G., Floeter, S.R., Hay, M.E. & Longo, G.O. 2020. Trophic interactions will expand geographically but be less intense as oceans warm. *Global Change Biology*, 26(12), 6805-6812.
- INRS-ETE (Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement). 2014. Acquisition of airborne optical and thermal infrared (TIR) imagery Restigouche River watershed. Preliminary synthesis report, March 2014. Étude réalisée pour le CGBVRR.
- Jensen, A.J. & Johnson, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.* 13: 778–785.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Heggberget, T.G. 1991. Initial feeding time of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) alevins compared to river flow and water temperature in Norwegian streams. *Environmental Biology of Fishes* 30(4): 379–385. doi:10.1007/BF02027981.
- Jeong, D.I., Daigle, A. & St-Hilaire, A. 2013. Development of a stochastic water temperature model and projection of future water temperature and extreme events in the Ouelle river basin in Québec, Canada. *River Research and Applications*, 29(7): 805-821.
- Jewett, K., Daugharty, D., Krause, H.H. & Arp, P.A. 1995. Watershed responses to clear-cutting: effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 475-490.
- Joa, B., Winkel, G. & Primmer, E. 2018. The unknown known – A review of local ecological knowledge in relation to forest biodiversity conservation. *Land Use Policy*, 79 (December 2018) : 520-530.
- Johnson, S.L. & Jones, J.A. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 30–39.
- Johnston, P. 2002. Facteur de l'habitat physique influençant le comportement et la croissance des saumons atlantiques juvéniles (*Salmo salar*) des rivières Petite rivière Cascapédia et Bonaventure (Gaspésie, Québec). Université du Québec, INRS-Eau, Terre et Environnement. Mémoire de maîtrise, 101 p.
- Jones, J.A. & Grant, G.E. 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 37(1): 175-178.
- Jones, R.A., Anderson, L., Flanagan, J.J. & Goff, T. 2006. Évaluation des stocks de saumon atlantique dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (SFA 23), mise à jour pour 2005. Documents de recherche du Secrétariat canadien de consultation scientifique. 2006/025:82p.



- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2007. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) Canadian *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. December 2004. 61 (12). <https://doi.org/10.1139/f04-215>.
- Jorgensen, J.C., Nicol, C., Fogel, C. & Beechie, T.J. 2021. Identifying the potential of anadromous salmonid habitat restoration with life cycle models. *PLoS ONE* 16 (9): e0256792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256792>.
- Julien, H.P., & Bergeron, N.E. 2006. Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo Salar*) embryo survival. *Hydrobiologia* 563:61–71.
- Jutras, S. & Gilbert, K. 2021. Water and forest road networks in Quebec: issues and solutions. Atlantic Salmon Conservation Foundation Webinar, February 3, 2021.
- Jutras, S., Plamondon, A.P., Hökkä, H. & Bégin, J. 2006. Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *Forest Ecology and Management*, 235 (1-3): 252–259.
- Keefe, D., Young, M., Van Leeuwen, T.E., & Adams, B. 2022. Long-term survival of Atlantic salmon following catch and release: Considerations for anglers, scientists and resource managers. *Fisheries Management and Ecology*, 29(3), 286-297.
- Keles, S. 2018. An assessment of hydrological functions of forest ecosystems to support sustainable forest management. *Journal of Sustainable Forestry*, 38 (4): 305-326.
- Keller, G. & Ketcheson, G. 2015. Storm damage risk reduction guide for low-volume roads. United States department of agriculture, Forest service. 230 p.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol. Process*. 25: 1800– 1821.
- Khakbazan, M., Mohr, R.M., Huang, J., Xie, R., Volkmar, K.M., Tomasiewicz, D.J., Moulin, A.P., Derksen, D.A., Irvine, B.R., McLaren, D.L. & Nelson, A. 2019. Effects of crop rotation on energy use efficiency of irrigated potato with cereals, canola, and alfalfa over a 14-year period in Manitoba, Canada. *Soil and Tillage Research*, 195, 104357.
- Kienzle, S.W. & Schmidt, J. 2008. Hydrological impacts of irrigated agriculture in the Manuherikia catchment, Orgego, New Zealand. *J. Hydrol.*, 47 (2): 67-84.
- Kim, M. & Lapointe, M. 2011. Regional variability in Atlantic salmon (*Salmo salar*) riverscapes: a simple landscape ecology model explaining the large variability in size of salmon runs across Gaspé watersheds, Canada. *Ecology Freshw. Fish.*, 20: 144-156.
- Kleinschmidt Associates. 1999. Method to determine optimal riparian buffer widths for Atlantic Salmon habitat protection. Report to the Maine State Planning Office, Augusta, Maine, by Kleinschmidt Associates, Consulting Engineers and Scientists, Pittsfield, Maine. 100+ pp.
- Kreutzweiser, D.P. & Thomas, D.R. 1995. Effects of a new molt-inducing insecticide, tebufenozide, on zooplankton communities in lake enclosures. *Ecotoxicology*, 4(5): 307-328
- Kreutzweiser, D.P., Hazlett, P.W. & Gunn, J.M. 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environ. Rev.* 16: 157–179.
- Kurylyk, B.L., MacQuarrie, K. T. B., Caissie, D. & McKenzie, J. M. 2015. Shallow groundwater thermal sensitivity to climate change and land cover disturbances: derivation of analytical expressions and implications for stream temperature modeling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19: 2469–2489.



- Kuzmina, S.I., Bengtsson, L., Johannessen, O. M., Drange, H., Bobylev, L. P., & Miles, M. W. 2005. The North Atlantic Oscillation and greenhouse-gas forcing. *Geophysical Research Letters*, 32(4).  
<https://doi.org/10.1029/2004GL021064>
- Lalonde, B. & Garron, C. 2020. Temporal and spatial analysis of surface water pesticide occurrences in the Maritime Region of Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 79: 12–22
- Landry, D. & Jarret, A. 2011. Étude de préféabilité pour la valorisation des produits forestiers non ligneux dans le nord du Nouveau-Brunswick. Forêt expérimentale de la Faculté de foresterie de l'Université de Moncton, campus d'Edmundston. Étude réalisée par la Coopérative forestière du Nord-Ouest Itée., pour la Coopérative de développement régional – Acadie Itée. et son Groupe de travail en agroforesterie.
- Lane, B.A., Pasternack, G.B. & Solis, S.S. 2018. Integrated analysis of flow, form, and function for river management and design testing. *Ecohydrology*, 11 (5): e1969. <https://doi.org/10.1002/eco.1969>.
- Lange, K., Townsend, C.R., Gabrielsson, Chanut, P.C.M. & Matthaei, C.D. 2013. Responses of stream fish populations to farming intensity and water abstraction in an agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 59 (2): 286-299.
- Langevin, R. 2004. Objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Importance au Québec des augmentations des débits de pointe des cours d'eau attribuables à la récolte forestière.
- Langmaid, K.K., MacMillan, J.K. & Losier, J.G. 1976. Soils of northern Victoria County, New Brunswick. Seventh Report of the New Brunswick Soil Survey. Canada Department of Agriculture, Cat. No. A57-176/1976, Thron Press Ltd. 152 pp.
- Lantz, V. 2010. Economic contribution of salmon fishing camps along the Restigouche River in Eastern Canada. Fredericton, NB. Report prepared for the Restigouche River Camp Owners' Association.
- Lapointe, D., Bujold, V., Gagnon, K., Pelletier, A.-M., Guérard, M. & Valiquette, E. 2022. Alimentation du bar rayé au Québec : interactions avec certaines espèces exploitées, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, VI + 51 p.
- Lapointe, M., Bérubé, P. & Rodriguez, M. 2004. Impacts des pratiques forestières sur la ressource salmonicole dans le bassin de la rivière Cascapédia, Gaspésie. Pages 59 a 66 dans Forum de transfert sur la recherche en aménagement et en environnement forestiers, Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, 202 p.
- Lavery, J.M., Kurek, J., Gillis, C.A., Ruhland, K.M., Pisaric, M.F.J. & Smol, J. P. 2014. Exploring the environmental context of recent *Didymosphenia geminata* proliferation in Gaspésie, Québec, using paleolimnology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 1–11. [dx.doi.org/10.1139/cjfas-2013-0442](https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0442).
- Le Bissonnais, Y. & Papy, F. 1997. Les effets du ruissellement et de l'érosion sur les matières en suspension dans l'eau. Dans « L'eau dans l'espace rural. Production végétale et qualité d'eau » (Riou, C., Bonhomme, R., Chassin, P., Neveu, A., Papy, F. eds). Coll. Mieux comprendre, INRA Ed., 265-279.
- LeBlanc Multiressources. 2022. Gestion agricole durable pour la conservation du Saumon Atlantique et Anguille d'Amérique, rivière Restigouche. Sous-bassin versant ruisseau Five Fingers. Étude réalisée pour le Conseil de gestion du bassin versant de la rivière Restigouche.
- Leblanc-Rajotte, L. 2020. Les aires protégées et de conservation autochtones pour l'atteinte des engagements canadiens sur la conservation de la biodiversité. Essai présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de maître en sciences (maîtrise de professionnalisation en écologie appliquée). Faculté des sciences, Université de Sherbrooke.



- Lemieux, J. 2020. Les enjeux socio-environnementaux de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant au Québec. Le cas de la rivière Boyer. Maîtrise en sciences géographiques - avec mémoire. Maître en sciences géographiques (M. Sc. Géogr.). Université Laval.
- Levasseur, M., Bergeron, N.E., Lapointe, M.F. & Bérubé, F. Effects of silt and very fine sand dynamics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) redds on embryo hatching success. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1450–1459.
- Loomer, H.A., Kidd, K.A., Erdozain, M., Benoy, G.A., Chambers, P.A. & Culp, J.M. 2022. Stream macroinvertebrate community responses to an agricultural gradient alter consumer-driven nutrient dynamics. *Hydrobiologia*, 850: 15–334.
- Ludwig, B., Auzet, A.V., Boiffin, J., Papy, F., King, D. & Chadœuf, J. 1996. États de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés du Nord de la France. *Étude et Gestion des Sols*, 3, 1 : 53-70.
- Lynch, J.A., Rishel, G.B. & Corbett, E.S. 1984. Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: Quantification and biological implications. *Hydrobiologia*. 111: 161-169.
- Lyons, J. K. & Beschta, R.L. 1983. Land use, floods, and channel changes: Upper Middle Fork Willamette river, Oregon (1936-1980). *Water Resources Research*, 19: 463-471.
- MAAP (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick). 2007. Réduction de l'érosion attribuable au travail du sol dans la production de pommes de terre. Fiche d'information.
- MAAP (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick). 2021. Potato Crop Update. Summary 2021.
- MAAP (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick). 2022a. Gestion du sol.  
[https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/10/agriculture/content/cultures/pommes\\_terre/gestion\\_sol.html](https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/10/agriculture/content/cultures/pommes_terre/gestion_sol.html). Consulté en janvier 2023.
- MAAP (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick). 2022b. Pratiques culturales de conservation.  
[https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/10/agriculture/content/terres\\_et\\_environment/durabilite\\_environment/cultures\\_conservation.html](https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/10/agriculture/content/terres_et_environment/durabilite_environment/cultures_conservation.html). Consulté en janvier 2023.
- MAAP (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick). 2022c. Agriculture écologiquement durable.  
[https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/services/services\\_renderer.201324.Environmentally\\_Sustainable\\_Agricultural\\_Production\\_Program.html](https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/services/services_renderer.201324.Environmentally_Sustainable_Agricultural_Production_Program.html). Consulté en janvier 2023.
- MAARNB (ministère de l'agriculture et de l'aménagement rural du Nouveau-Brunswick). 1982. Saint-Quentin – Kedgwick. Rapport pédologique. Direction de l'industrie végétale.
- MacLean, D.A., Amirault, P., Amos-Binks, L., Carleton, D., Hennigar, C., Johns, R. & Régnière, J. 2019. Positive results of an early intervention strategy to suppress a spruce budworm outbreak after five years of trials. *Forests* 2019, 10, 448; doi:10.3390/f10050448.
- Maine Forest Service. 2014. Timber Harvesting in Shoreland Zones. Information sheet 5. Updated January 2014. Maine Forest Service, Department of Agriculture, Conservation & Forestry.
- Mallik, A.U., Newaz, S., Mackereth, A.W. & Shahi, S. 2011. Geomorphic changes of headwater systems 3-23 years after forest harvesting by clearcutting. *Ecosphere*, 2(4): 1-14.



- Mann, R.M. & Bidwell, J.R. 1999. The toxicity of glyphosate and several glyphosate formulations to four species of southwestern Australian frogs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 193-199.
- MAPAQ (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec). 2020. Agir, pour une agriculture durable. Plan 2020-2030. Gouvernement du Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction générale de l'appui à l'agriculture durable.
- MAPAQ (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec). 2021. Initiative ministérielle de rétribution des pratiques agroenvironnementales 2021-2025. Gouvernement du Québec.
- Martel N., Rodriguez M.A., Bérubé P. 2007. Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos for forestry activities and environmental context. *Freshwater Biology*, 52: 85-97.
- Martin, C.W., Hornbeck, J.W., Lickens, G.E. & Buso, D.C. 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2) : 19-29.
- McBroom, M.W., Beasley, R.S. & Ice, G.G. 2008. Water quality effects of clearcut harvesting and forest fertilization with best management practices. *Journal of Environmental Quality*, 37 (1) : 114-124.
- McGinnity, P., Prodohl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoileidigh, N.O., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggard, J. & Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon *Salmo salar* as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270(1532) : 2443-2450.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J et Zhao, Z.-C. 2007. Global climate projections; dans *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, contribution du groupe de travail I au Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (éd.); Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et York, New York, p. 747-845, <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg1/en/ch10.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch10.html)>.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2016. La transition vers une économie à faibles émissions de carbone : Le plan d'action sur les changements climatiques du Nouveau-Brunswick. 28 p. Gouvernement du Nouveau Brunswick.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2017. Une stratégie de l'eau pour le Nouveau-Brunswick 2018-2028. Gouvernement du Nouveau Brunswick.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2019. État de la qualité de l'eau des lacs et des rivières au Nouveau-Brunswick: Résultats de la surveillance de la qualité de l'eau entre 2003 et 2016. Gouvernement du Nouveau-Brunswick. Novembre 2019.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2020. La transition vers une économie à faibles émissions de carbone. Le plan d'action sur les changements climatiques du Nouveau-Brunswick. Rapport d'étape 2020. 28 p. Gouvernement du Nouveau Brunswick.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2021a. Une stratégie de l'eau pour le Nouveau-Brunswick. Rapport d'étape – Décembre 2021. Gouvernement du Nouveau Brunswick.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2021b. Plan de gestion intégrée du bassin hydrographique. Bassin hydrographique de la baie de Shediac. Gouvernement du Nouveau Brunswick. Octobre 2021.



- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2021c. Qualité de l'eau potable dans ma collectivité. Gouvernement du Nouveau Brunswick.
- MEGL (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick). 2022. Données sur la qualité des eaux de rivière du ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux. Gouvernement du Nouveau Brunswick. <https://www.elgegl.gnb.ca/WaterNB-NBEau/fr/Lieu%C3%A9chantillonnage/Indice>. Consulté en octobre 2022.
- MELCC (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec). 2020. Rapport synthèse sur les problématiques prioritaires des bassins versants du Québec. État de situation 2019-2020. Gouvernement du Québec.
- MELCC (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec). 2021. Gestion intégrée des ressources en eau par bassins versants. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/gire-bassins-versants.htm>. Consulté en avril 2022.
- MELCC (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec). 2022. Atlas hydroclimatique du Québec méridional. Gouvernement du Québec, MELCC, Expertise hydrique et barrages. <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/index.htm>. Consulté en février 2023.
- MFFP (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec). 2015a. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Documentation. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, septembre 2015.
- MFFP (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec). 2015b. Stratégie d'aménagement durables des forêts du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la faune et des parcs.
- MFFP (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec). 2016. Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec.
- MFFP (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec). 2022a. Bilan de l'exploitation du saumon au Québec en 2021. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la faune et des parcs. 304 p.
- MFFP (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec). 2022b. Cadre de gestion pour l'harmonisation des activités récréatives sur les rivières à saumon situées dans les réserves fauniques, les ZEC et certains terrains privés. Document de travail, 8 juin 2022. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la faune et des parcs. 35 p.
- Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick. 2008. Atlas de la composition chimique de l'eau souterraine du Nouveau-Brunswick : 1994-2007. Direction des sciences et des comptes rendus, Division des sciences et de la planification, Série de rapports environnementaux T2008-01, 31p.
- Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick. 2012. Directives techniques de la modification des cours d'eau et des terres humides. Janvier 2012. Direction de développement durable, planification et évaluation des impacts.
- Mohr, R.M., Volkmar, K., Derksen, D.A., Irvine, R.B., Khakbazan, M., McLaren, D.L., Monreal, M.A., Moulin, A.P. & Tomasiewicz, D.J. 2011. Effect of rotation on crop yield and quality in an irrigated potato system. *American journal of potato research*, 88, 346-359.



- Moore, A. & Lower, N. 2001. The impact of two pesticides on olfactory-mediated endocrine function in mature male Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. *Comparative biochemistry and physiology part B: Biochemistry and molecular biology*, 129(2-3): 269-276.
- Moore, A. & Waring, C. P. 1998. Mechanistic Effects of a triazine pesticide on reproductive endocrine function in mature male atlantic salmon (*salmo salar* L.) parr. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 62(1): 41-50.
- Moore, R.D. & Wondzell, S.M. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review. *J. Amer. Water Res. Ass.* 41(4): 763-784.
- Moore, R.D., Grondahl, S. & McCleary, R. 2020. Effects of Forest Harvesting on Warm-Season Low Flows in the Pacific Northwest: A Review. *Confluence, Journal of Watershed Science and Management*, 4(1): 1-29. <http://confluence-jwsm.ca/index.php/jwsm/article/view/35/7>. doi: 10.22230/jwsm.2020v4n1a35.
- Morgan, E.A., Buckwell, A., Guidi, C., Garcia, B., Rimmer, L., Cadman, T., & Mackey, B. 2022. Capturing multiple forest ecosystem services for just benefit sharing: The Basket of Benefits Approach. *Ecosystem Services*, 55, 101421.
- Morris, M.R.J., Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O'Neil, S.F. & Hutchings, J.A. 2008. Prevalence and reoccurrence of escaped farmed salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:2807-2826.
- MPO (Pêches et Océans Canada) & MRNF (ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec). 2008. Conservation Status Report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART I – Species Information. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2861, 208 p.
- MPO (Pêches et Océans Canada) & MRNF (ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec). 2009. Conservation Status Report, Atlantic salmon in Atlantic Canada and Québec: PART II – Anthropogenic Considerations. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2870, 175 p.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2007. Plan de gestion intégrée du saumon atlantique. 2008-2012. Région du Golfe.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2009a. Politique du Canada pour la conservation du saumon atlantique sauvage.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2009b. Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/sff-cpd/precaution-fra.htm>. Consulté en décembre 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2010. Programme de rétablissement du saumon atlantique (*Salmo salar*), populations de l'intérieur de la baie de Fundy [version finale]. Coll. « Programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* ». Pêches et Océans Canada, Ottawa. xiii + 67 pp. + annexes
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2012. Stratégie relative aux pêches autochtones. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/aboriginal-autochtones/afs-srapa-fra.html>. Consulté en avril 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2016. Lignes directrices pour les traversées de cours d'eau au Québec. 73 pages + annexes.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2018a. Saumon de l'Atlantique... un cycle vital remarquable. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/publications/salmon-saumon/lifecycle-cyclevital/index-fra.html>



- MPO (Pêches et Océans Canada). 2018b. Plan d'action pour le saumon atlantique (*Salmo salar*), population de l'intérieur de la baie de Fundy au Canada. Série des plans d'action de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, vii + 74 p.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2018b. Points de Référence Limite pour les rivières à saumon atlantique dans la Région du Golfe du MPO. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/015.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2020a. Mise à jour en 2019 des indicateurs pour le saumon atlantique (*salmo salar*) dans les zones de pêche du saumon 15 à 18 de la région du Golfe du MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Région du Golfe. Réponse des Sciences 2020/028.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2020b. Mise à jour 2019 des indicateurs du saumon atlantique adulte pour la rivière Miramichi (N.-B.), zone de pêche du saumon 16, région du Golfe du MPO. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Région du Golfe. Réponse des Sciences 2020/010.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2021. Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement du saumon atlantique (*Salmo salar*), population de l'intérieur de la baie de Fundy au Canada, pour la période de 2010 à 2015. Série de rapports sur les programmes de rétablissement dans le cadre de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa, v + 100 p.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022a. Politique de conservation du saumon atlantique sauvage du Canada. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/wildsalmon-atl-saumonsauvage-fra.htm>. Consulté en mai 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022b. Plan de mise en œuvre de la conservation du saumon sauvage de l'Atlantique 2019-2021. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/wildsalmon-conservation-saumonsauvage-fra.htm>. Consulté en mai 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022c. Rapport de situation sur le plan de mise en œuvre de la conservation du saumon sauvage de l'Atlantique 2019-2021. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/wildsalmon-status-atl-saumonsauvage-situation-fra.htm>. Consulté en décembre 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022d. Mobilisation sur la stratégie de conservation du saumon atlantique sauvage. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/about-notre-sujet/engagement/2022/wild-salmon-saumon-sauvage-fra.html>. Consulté en décembre 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022e. Zone prioritaire des bassins versants de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud <https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/sara-lep/cnfasar-fnceap/priority-priorite/profiles/fundy-fra.html>. Consulté en avril 2022.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2022f. Mise à jour des indicateurs pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) dans les zones de pêche du saumon 15 à 18 de la région du Golfe du MPO pour 2020 et 2021. Secrétariat canadien de consultation scientifique. Région du Golfe. Réponse des Sciences 2022/021.
- MPO (Pêches et Océans Canada). 2023. Programme de protection du poisson et de son habitat. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/ffhpp-ppph-fra.html>. Consulté en avril 2023.
- MRN (ministère des Ressources naturelles du Québec). 1997. Cahier des objectifs de protection du règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI). Gouvernement du Québec. Québec. 99 p.
- MRN (ministère des Ressources naturelles du Québec). 1998. Guide des saines pratiques forestières dans les pentes du Québec. Gouvernement du Québec. 57 p.



- MRN (ministère des Ressources naturelles du Québec). 2001. Saines pratiques. Voierie forestière et installation de ponceaux. Gouvernement du Québec. 29 p.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick). 2014a. Manuel d'aménagement forestier pour les terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick. Foresterie axée sur les résultats. Gouvernement du Nouveau-Brunswick, Août 2014.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick). 2014b. Stratégie de gestion des forêts de la Couronne. Mettre nos ressources à l'œuvre. Gouvernement du Nouveau-Brunswick.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick). 2018. Generalized Surficial Geology. Données mises à jour en 2018. Fichiers de forme transmis par courriel en octobre 2022.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) & SCF (service canadien des forêts). 2021. Glyphosate monitoring in forested rivers of New Brunswick.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) 2022a. Zones naturelles protégées du Nouveau-Brunswick. Protéger le patrimoine du paysage du Nouveau-Brunswick.  
<https://nbdnr.maps.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=3f7b1dae96d44c6ca07d8d90c813fd1e#>. Consulté en mai 2022.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) 2022b. Patrimoine naturel du Nouveau-Brunswick.  
[https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/Ressources\\_naturelles/content/patrimoine\\_naturel.html](https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/Ressources_naturelles/content/patrimoine_naturel.html). Consulté en mai 2022.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) 2022c. Zonalité géologique.  
<https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/energie/content/minerales/content/ZonaliteGeologique.html> Consulté en septembre 2022.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) 2022d. Timber Licensees. <https://www2.gnb.ca/content/gnb/en/departments/erd/forestry-conservation/content/TimberHarvestingScaling/TimberLicensees.html>. Consulté en novembre 2022)
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick) 2022e. Services - Programme de sylviculture pour les lots boisés privés.  
[https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/services/services\\_renderer.201362.Programme\\_de\\_sylviculture\\_pour\\_les\\_lots\\_bois%C3%A9s\\_priv%C3%A9s.html](https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/services/services_renderer.201362.Programme_de_sylviculture_pour_les_lots_bois%C3%A9s_priv%C3%A9s.html). Consulté en novembre 2022.
- MRNDE (ministère des Ressources naturelles et du Développement de l'Énergie du Nouveau-Brunswick). 2023. Captures et effort. <https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/der/peche-faune/content/aller-peche/CapturesEtEfforts.html>. Consulté en mars 2023.
- MRNNB (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick). 2004. Lignes directrices concernant les chemins et les traverses de cours d'eau. Gouvernement du Nouveau-Brunswick. 90 p.
- MRNNB (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick). 2008. Politique sur la récolte de la biomasse forestière sur les terres de la Couronne. Gouvernement du Nouveau-Brunswick.



- MTPC (ministère du Tourisme, du Patrimoine et de la Culture du Nouveau-Brunswick). 2021. Rapport sur la réponse du public. Parc du bassin versant de la rivière Restigouche.
- MTI (Mi'gmawe'l Tplu'taqnn). 2023. MTI Communities Initiate Process for Mi'gmaq Title Recognition [www.migmawel.org](http://www.migmawel.org). Consulté en mars 2023.
- Murphy, C. 2007. Surveillance of pesticide residues in surface water in an intensive agricultural region of Northwestern New Brunswick. Environment Canada, Canada.
- Murphy, M.L. & Milner, A.M. 1997. Alaska timber harvest and fish habitat. *In* Freshwaters of Alaska. A.M. Milner, M.W. Oswood (éd.), *Ecological studies*, 119: 229-263.
- Murphy, P.N., Ogilvie, J., Castonguay, M., Zhang, C.F., Meng, F.R., & Arp P.A. 2008. Improving forest operations planning through high-resolution flow-channel and wet-areas mapping. *The Forestry Chronicle*, 84(4), 568-574.
- Nagel, L.M., Palik, B.J., Battaglia, M.A., AD'Amato, A.W., Guldin, J.M., Swanston, C.W., Janowiak, M.K., Powers, M.P., Joyce, L.A., Millar, C.I., Peterson, D.L., Ganio, L.M., Kirschbaum, C, & Roskem M.R. 2017. Adaptive silviculture for climate change: a national experiment in manager-scientist partnerships to apply an adaptation framework. *J. For.* 115(3):167-178.
- Naiman, R.J., Bilby R.E., Bisson P.A. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific rain forest. *Bio Science*, 5(11): 996-1011.
- NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organization). 2020. <https://nasco.int/>
- Naymik, J., Pan, Y. & Ford, J. Diatom assemblages as indicators of timber harvest effects in coastal Oregon streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24(3):569–584.
- Nearing, M.A., Xie, Y., Liu, B. & Ye, Y. 2017. Natural and anthropogenic rates of soil erosion. *International Soil and Water Conservation Research*, 5 2017: 77–84.
- Negrakis, L., Kidd, K.A., Erdozain, M., Emilson, E.J.S., Mitchell, C.P.J. & Gray, M.A. 2022. Effects of forest management on mercury bioaccumulation and biomagnification along the river continuum. *Environmental Pollution* 310, 119810.
- Newbold, J.D., Eman, D.C. & Roby, K.B. 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Can. j. Fish. and Aquatic Sci.* 37:1076–1085.
- Nye, J. 2010. Climate change and its effects on ecosystems, habitats and biota: state of the Gulf of Maine report; rapport rédigé à l'intention du Gulf of Maine Council on the Marine Environment et la National Oceanic and Atmospheric Administration, 18 p., <<http://www.gulfofmaine.org/2/wp-content/uploads/2014/03/climate-change-and-its-effects-on-ecosystems-habitats-and-biota.pdf>>.
- O'Reilly, P.T. 2006. Towards the identification of Conservation Units in Atlantic salmon from Eastern Canada. DFO Can Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/012, 41p.
- O'Sullivan, A.M., Corey, E., Cunjak, R.A., Linnansaari, T. & Curry, R.A. 2021. Salmonid thermal habitat contraction in a hydrogeologically complex setting. *Ecosphere* 12 (10): e03797.10.1002/ecs2.3797.
- O'Sullivan, A.M., Wegscheider, B., Helminen, J., Cormier, J.G., Linnansaari, T., Wilson, D.A. & Curry, A. 2021. Catchment-scale, high-resolution, hydraulic models and habitat maps - a salmonid's perspective. *Journal of Ecohydraulics*, 6 (1).
- O'Sullivan, A.M., Devito, K.J., & Curry, R.A. 2019. The influence of landscape characteristics on the spatial variability of river temperatures. *Catena*, 177 : 70-83.



- OBVHCN (Organisme des Bassins versants de la Haute-Côte-Nord) & FQSA (Fédération québécoise pour le saumon atlantique). 2019. Plan de conservation et développement durable de la pêche sportive au saumon atlantique de la rivière des Escoumins. Pour la Corporation de gestion de la rivière à saumon des Escoumins, 45p. et annexes.
- OBVHCN (Organisme des Bassins versants de la Haute-Côte-Nord). 2022a. <https://obvhauteccotenord.org/lorganisme>. Consulté en mai 2022.
- OBVHCN (Organisme des Bassins versants de la Haute-Côte-Nord). 2022b. Quelques résultats de l'étude hydrogéomorphologique de la rivière des Escoumins pour la préservation de l'habitat du saumon atlantique. <https://obvhauteccotenord.org/quelques-resultats-de-letude-hydrogeomorphologique-de-la-riviere-des-escoumins-pour-la-preservation-de-lhabitat-du-saumon-atlantique>. Consulté en mai 2022.
- OBVMR (Organisme de bassin versant Matapédia-Restigouche). 2015. Portrait général du bassin versant de la rivière Ristigouche (incluant Matapédia) : 2014-2018. 281p.
- OBVMR (Organisme de bassin versant Matapédia-Restigouche). 2017. Portrait général du bassin versant de la rivière Ristigouche (incluant Matapédia). En consultation publique, Mise à jour 2017. Avec révisions ministérielles 2015. 243 p.
- ODF (Oregon Department of Forestry). 2022. Forest Practices Act. <https://www.oregon.gov/ODF/Working/Pages/FPA.aspx>. Consulté en juin 2022.
- Office of the Chief Medical Officer of Health (OCMOH). 2016. Results of the OCMOH Action Plan on Glyphosate. A report prepared for the Acting Chief Medical Officer of Health, July 26, 2016.
- O'Hara, K.L. 2016. What is close-to-nature silviculture in a changing world? *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 89(1), 1-6.
- PAGRAO (Programme autochtone de gestion des ressources aquatiques et océaniques). 2022. <https://pagrao.ca/>. Consulté en mai 2022.
- Pankhurst, N.W. & Munday, P.L. 2011. Effects of climate change on fish reproduction and early life history stages. *Marine and Freshwater Research*, 62 : 1015–1026.
- Paradis-Lacombe, P. 2016. Caractérisation de l'état et de la durabilité des traverses de cours d'eau sur les chemins forestiers, Mémoire de maîtrise en sciences forestières de l'Université Laval.
- Parcs Canada. 2017. Rétablissement du saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy. Document d'information. [https://www.canada.ca/fr/parcs-canada/nouvelles/2017/10/retablissement\\_dusaumonatlantiquedelinterieurdelabaiedefundy.html](https://www.canada.ca/fr/parcs-canada/nouvelles/2017/10/retablissement_dusaumonatlantiquedelinterieurdelabaiedefundy.html). Consulté en mai 2022.
- Parcs Canada. 2020. Parc national Fundy. <https://www.pc.gc.ca/fr/pn-np/nb/fundy/nature/conservation/saumon-salmon/degradation-liens-damaged-connections>. Consulté en mai 2022.
- Parcs Canada. 2021. Recherche sur le saumon de l'Atlantique. <https://www.pc.gc.ca/fr/nature/science/especes-species/saumon-salmon/recherche-research>. Consulté en mai 2022.
- Parcs Canada. 2022. Parc national des Hautes-Terres-du-Cap-Breton. Rétablissement du saumon de l'Atlantique dans le ruisseau Clyburn. [www.pc.gc.ca/fr/pn-np/ns/cbreton/decouvrir-discover/conservation/saumon-salmon](http://www.pc.gc.ca/fr/pn-np/ns/cbreton/decouvrir-discover/conservation/saumon-salmon). Consulté en avril 2022.



- Parish Aquatic Services. 2015. Assessments of the Main Restigouche and Upsalquitch rivers. Prepared for the Restigouche river watershed management council. March 2015, Fredericton, New Brunswick.
- Parotta, J.A. & Agnoletti, M. 2012. Traditional forest-related knowledge and climate change. In *Parotta, J.A. & Trostler, R.L. eds., Traditional Forest-Related Knowledge. Sustaining Communities, Ecosystems and Biocultural Diversity*. Pp 491-533.
- Pêches et Océans Canada (MPO). 2000. The effects of acid rain on Atlantic salmon of the Southern Upland of Nova Scotia, Maritimes Regional Assessment Secretariat, Science Branch, Habitat Status Report, 2000/2, 19p.
- Peterson, R.H. 1978. Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravel in some New Brunswick streams. *Fish. Mar. Serv. tech Rep.* No. 785. 28 p.
- Pike, R.G. & Scherer, R. 2003. Overview of the potential effects of forest management on low flows in snowmelt-dominated hydrologic regimes. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 3 (1).
- Piou, C. & Prévost, E. 2013. Contrasting effects of climate change in continental vs. oceanic environments on population persistence and microevolution of Atlantic salmon. *Global Change Biology* 19 (3): 711–723. doi:10.1111/gcb.12085.
- 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.
- Plamondon, A.P. & Jutras S. 2019. Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés en relation avec l'aménagement forestier. Pour le ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Février 2020.
- Plamondon, A.P. 2001. Influence des opérations forestières sur le sol, le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et l'habitat aquatique : rapport d'expertise, 215 p.
- Plamondon, A.P. 2004. État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe. Document préparé pour la Direction de l'Environnement forestier, ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec.
- Plamondon, A.P., 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. *Revue de littérature. Faculté de foresterie et de géomatique. Ministère des Forêts du Québec*, Publ. C-47, 179 p.
- Poff, N.L. & Huryn, A.D. 1998. Multi-scale determinants of secondary production in Atlantic salmon (*Salmo salar*) streams. *Can. j. Fish. Aquat. Sci.* 55: 201-217.
- Porter, M., Snead, E., Casley, S. & Wieckowski, K. 2012. Tier 1 Fisheries sensitive watershed (FSW) monitoring protocol rational. Draft version 3. Report prepared for BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations and BC Ministry of Environment, 29 p.
- Potter, E.C.E. & Crozier, W.W. 2000. A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. Dans: Mills D, editor. *The ocean life of Atlantic salmon: environmental and biological factors influencing survival*.
- Pronk, A.G. & Allard, S. 2003. Carte du terrain du Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, Division des minéraux, des politiques et de la planification, Carte NR-9. (échelle : 1 : 770 000).



- Province of British-Columbia 1995. Riparian management area guidebook, forest and range practices act. Victoria, 68 p. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/forestry/managing-our-forest-resources/silviculture/silvicultural-systems/silviculture-guidebooks/riparian-management-area-guidebook>. Consulté en juin 2022.
- Purcell, L.A. & Giberson, D.J. 2007. Effects of an azinphos-methyl runoff event on macroinvertebrates in the Wilmot River, Prince Edward Island, Canada. *Can. Entomol.*, 139: 523–533.
- Quinn, B.K., Trudel, M., Wilson, B. M., Carr, J., Daniels, J., Haigh, S., Hardie, D.C., Hawkes, J.P., McKindsey, C.W., O'Flahery-Sproul, M., Simard, É., & Page, F. 2022. Modelling the effects of currents and migratory behaviours on the dispersal of Atlantic salmon (*Salmo salar*) post-smolts in a coastal embayment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(12): 2087-2111.
- Radio-Canada. 2018. Les acériculteurs du Nouveau-Brunswick à bout de patience. <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1080701/sirop-erable-acericulteurs-nouveau-brunswick>. Consulté en juin 2022.
- Rampton, V.N. 1984. Carte géologique généralisée des dépôts superficiels du Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick. Division des minéraux, des politiques et de la planification. NR-8 (échelle : 500 000).
- Randall, R.G. 1989. Effect of sea age on the reproductive potential of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 2210-2218.
- Rayne, S., Henderson, G., Gill, P. & Forest, K. 2008. Riparian forest harvesting effects on maximum water temperatures in wetland-sourced headwater streams from the Nicola River Watershed, British Columbia, Canada. *Water resources management*, 22, 565-578.
- RDÉE (Réseau de développement économique et d'employabilité du Nouveau-Brunswick). 2020. Survol du comté de Restigouche.
- Reddin, D.G. & Friedland, K.D. 1993. Marine environmental factors influencing the movement and survival of Atlantic salmon. P. 79-103. Dans: Derek Mills (éd.) *Salmon in the sea and new enhancement strategies*. Fishing News Books. 424p.
- Reddin, D.G., Helbig, J., Thomas, A., Whitehouse, B.G. & Friedland, K.D. 2000. Survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) related to marine climate, p. 89-91. Dans: Derek Mills (éd.) *The ocean life of Atlantic salmon: environmental and biological factors influencing survival*. Proceedings of a Workshop held at the Freshwater Fisheries Laboratory, Pitlochry, 18 et 19 novembre 1998. Blackwell Scientific, Fishing News Books. 228p.
- Rees, H.W., Chow, T.L., Loro, P.J., Lavoie, J., Monteith, J.O. & Blaauw, A. 2002. Hay mulching to reduce runoff and soil loss under intensive potato production in northwestern New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*. 82(2): 249-258. <https://doi.org/10.4141/S01-055>.
- Reid, D.J., Quinn, J.M. & Wright-Stow, A.E. 2010. Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers. *Forest Ecology and Management*, 60(10): 1804-1815.
- Reiser, D.W. 1998. Sediments in gravel bed rivers: ecological and biological considerations. In Klingeman, P.C., Beschta, R.L., Komar, P.D. et Bradley, J.B. (eds). *Gravel-bed rivers in the environment*. Water Resources Publications, LLC, 832 p.
- Relyea, R.A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, 15 (2) : 618-627.



- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Mclood, D.K., & Yoder, D. C.: Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), US Department of Agriculture, Washington, 1997.
- Réseau des rivières du patrimoine canadien 2022. <https://chrs.ca/fr/rivers/riviere-haute-ristigouche>. Consulté en novembre 2022.
- Richardson, J.S. & Moore, R.D. 2010. Stream and riparian ecology. In Pike R.G., Redding, T.E., Moore, R.D., Winker, R.D. & Bladon, K.D. (eds). Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREx Forum for Research and extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Management.
- Richardson, J.S., Naimann, R.J. & Bisson, P.A. 2012. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science*, 2012, 31(1):232–238.
- RivTemp. 2023. Réseau de température des rivières à saumon. Stations entretenues par le Conseil de Gestion du Bassin Versant de la Rivière Restigouche (CGBVRR) et l'Organisme de Bassin Versant Matapédia-Restigouche (OBVMR). RivTemp - Réseau de température des rivières à saumon. Consulté en mars 2023.
- RNC (Ressources naturelles Canada). 2020a. Bioéconomie, bioénergie et bioproduits forestiers. <https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/industrie-commerce/bioeconomie-bioenergie-bioproduits-forestiers/13316>. Consulté en juin 2022.
- RNC (Ressources naturelles Canada). 2020b. Produits forestiers non ligneux. <https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/industrie-commerce/demandes-produits-forestiers/produits-forestiers-non-ligneux/13204>. Consulté en juin 2022.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique : revue et analyse de documentation. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 68 p.
- Rolando, C.A., Baillie, B.R., Thompson, D.G. & Little, K.M. 2017. The risks associated with glyphosate-based herbicide use in planted forests. *Forests*, 8, 208; doi:10.3390/f8060208.
- Rosén, K., Aronson, J.-A. & Eriksson, H.M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 83: 237-244.
- Ross, S. 2003. Revue de littérature concernant les impacts des interventions forestières sur le milieu hydrique et les mesures de prévention et de contrôle. Conseil de bassin de la rivière Rimouski. 41 p.
- Roth, T.R., Westhoff, M.C., Huwald, H., Huff, J.A., Rubin, J.F., Barrenetxea, G., Vetterli, M., Parriaux, A., Selker, J.S. & Parlange, M.B. 2010. Stream temperature response to three riparian vegetation scenarios by use of a distributed temperature validated model. *Environ. Sci. Technol.* 44 (6): 2072–2078.
- Ruggles, C.P., & Watt, W.D. 1975. Ecological changes due to hydroelectric development on the Saint John River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32(1): 161-170.
- Russell, I.C., Arahamian, M.W., Barry, J., Davidson, I.C., Fiske, P., Ibbotson, A.T. & Kennedy, R.J. 2012. The influence of the freshwater environment and the biological characteristics of atlantic salmon smolts on their subsequent marine survival. *ICES Journal of Marine Science*, 69 (9): 1563–1573. doi:10.1093/icesjms/fsr208.
- Sakals, M.E., Innes, J.L., Wilford, D.J., Sidle, R.C. & Grant, E. 2006. The role of forests in reducing hydrogeomorphic hazards. *Forest Snow Landscape Research*, 80 (1): 11-22.



- Savard, J.-P., van Proosdij, D. & O'Carroll, S. 2016. Perspectives relatives à la région de la côte Est du Canada, dans *Le littoral maritime du Canada face à l'évolution du climat*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, T.S. James & C.S.L. Mercer Clarke (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario) p. 99–152.
- Savary, S., Rousseau, A.N. & Quilbé, R. 2007. Assessing the effects of historical land cover changes on runoff and low flows using remote sensing and hydrological modeling. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14 (6): 575-587.
- Scott, W.B., & Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*. 184, 966p.
- Scrivener, J.C. & 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.
- Scrivener, J.C. & Andersen, B.C. 1984. Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of coho salmon fry (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 1097-1105.
- Sear, D. 2010. Integrating science and practice for the sustainable management of in-stream salmonid habitat. In Kemp, P (ed). *Salmonid fisheries: Freshwater habitat management*. Wiley and Blackwell, 328p.
- Sear, D.A., Jones, J.I., Collins, A.L., Hulin, A., Burke, N., Bateman, S., Pattison, I. & Naden, P.S. 2016. Does fine sediment source as well as quantity affect salmonid embryo mortality and development? *Science of The Total Environment*, 541(15): 957-968.
- Secrétariat Mi'gma'wei Mawiomi. 2017. Déclaration des revendications. <https://www.migmawei.ca/fr/angotmeq-nmtginen/nmtginen-statement-claim/>. Consulté en octobre 2022.
- Seto, M. 2005. Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie, géomatique et géographie, Université Laval, Québec, 74 p.
- Seymour, R.S. & Hunter, M.L. *New forestry in eastern spruce-fir forests: Principles and applications to Maine* Vol. 716 1992 College of Forest Resources, University of Maine Orono, ME, USA.
- SFI (Sustainable Forest Initiative). 2022. Norme d'aménagement forestier SFI 2022.
- Shepard, S.L. 1995. Atlantic Salmon Spawning Migrations in the Penobscot River, Maine: Fishways, Flows, and High Temperatures. M.Sc. thesis, University of Maine.
- Simoneau, M., Beaudry, G. & Buffin-Bélanger, T. 2021. Développement d'une méthodologie d'évaluation de la sensibilité hydrogéomorphologique des rivières à saumon de la Gaspésie et du Bas-St-Laurent. Rapport remis à la Fédération québécoise pour le saumon atlantique 05/07/2021.
- Sittig, S., Sur, R., Baets, D. & Hammel, K. 2020. Consideration of risk management practices in regulatory risk assessments: evaluation of field trials with micro-dams to reduce pesticide transport via surface runoff and soil erosion. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 1-10.
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A. & Gilliam, J.W. 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24:1, 1-32, DOI: 10.1080/10643389409388459.
- Som, N.A., Perry, R.W., Jones, E.C., De Juilio, K., Petros, P., Pinnix, W.D. & Rupert, D.L. 2018. N-mix for fish: estimating riverine salmonid habitat selection via N-mixture models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(7): 1048-1058. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0027>.



- Sonesson, J., Ring, E., Högbom, L., Lämås, T., Widenfalk, O., Mohtashami, S., & Holmström, H. 2021. Costs and benefits of seven alternatives for riparian forest buffer management. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 36(2-3): 135-143.
- Sorenson, D.L., McCarthy, M.M., Middlebrooks, E.J. & Porcella, D.B. (1977). Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: A review. U.S. Envir. Prot. Agency, Rep. No. 600/3-77-042. 64 p.
- Soto, D.X., Trueman, C.N., Samways, K.M., Dadswell, M.J. & Cunjak, R.A. 2018. Ocean warming cannot explain synchronous declines in North American Atlantic salmon populations. *Marine Ecology Progress Series*, 601: 203–213.
- Soulsby, C., Youngson, A.F., Moir, H.J. & Malcom, I.A. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *Science of The Total Environment*, 265(1-3): 295-307.
- Statistique Canada. 2022a. Profil du recensement, Recensement de la population de 2021. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>. Consulté en octobre 2022.
- Statistique Canada. 2022b. Recensement de l'agriculture de 2021. <https://www.statcan.gc.ca/fr/recensement-agriculture>. Consulté en novembre 2022.
- Steel, E.A., Fullerton, A., Caras, Y., Sheer, M.B., Olson, P., Jensen, D., Burke, J., Maher, M. & McElhany, P. 2008. A spatially explicit decision support system for watershed-scale management of salmon. *Ecology and Society*, 13(2): 50.
- Stewart, A., Reedyk, S., Franz, B., Fomradas, K., Hilliard, C. & Hall, S. 2011. Manuel de conception des bandes tampons dans le Canada atlantique. Direction générale des services agroenvironnementaux, Agriculture et Agroalimentaire Canada. 89 p.
- St-Hilaire, A., Morin, G., ElJabi, N. & Caissie, D. 2000. Water temperature modelling in a small forested stream: implication of forest canopy and soil temperature. *Canadian journal of Civil Engineering*, 27: 1095-1108.
- St-Onge, I., Bérubé, P. & Magnan, P. 2001. Effet des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale: rétrospective et analyse critique de la littérature, *Le naturaliste canadien*, 125(3): 81-95.
- Strøm, J.F., Thorstad, E.B. & Rikardsen, A.H. 2019. Thermal habitat of adult Atlantic salmon *Salmo salar* in a warming ocean. *Journal of Fish Biology*, 96: 327–336.
- Stuart, V. 2017. Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPBH) : gérer nos terres et protéger notre eau par la recherche à long terme à l'échelle des bassins hydrographiques : rapport final (2004-2013). Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).
- Swank WT, Vose JM & Elliott KJ. 2001. Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *Forest Ecology and Management* 143: 163–178.
- Swanson, F.J. & Dyrness, C.T. 1975. Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon. *Geology*, 3(7): 339-396.
- Sweeka, J.A. & MacKey, G. 2010. A functional relationship between watershed size and Atlantic salmon parr density. *j. Fish and Wildlife Mgmt.* 1(1): 3-10.



- Sweeney, B.W. & Newbold, J.D. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 50(3): 560-584.
- Thiffault, N., Raymond, P., Lussier, J. M., Aubin, I., Royer-Tardif, S., D'Amato, A.W., Doyon, F., Lafleur, B., Perron, M., Bousquet, J., Isabel, N., Carles, S., Lupien, P. & Malenfant, A. 2021. Adaptive silviculture for climate change: from concepts to reality report on a symposium held at Carrefour Forêts 2019. *The Forestry Chronicle*, 97(1): 13-27.
- Thistle, M. E. & Caissie, D. 2013. Trends in air temperature, total precipitation, and streamflow characteristics in eastern Canada. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3018. Moncton, NB: Fisheries and Oceans Canada, xi + 97 pp.
- Thomas, R.B. & Megahan, W.F. 1998. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon: A second opinion. *Water Resour. Res.* 34: 3393-3403.
- Thompson, D.G., Wojtaszek, B.F., Staznik, B., Chartrand, D.T. & Stephenson, G.R. 2004. Chemical and biomonitoring to assess potential acute effects of Vision herbicide on native amphibian larvae in forest wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(4): 843-849.
- Thorman, M.N., Bernier, P.Y., Foster, N.W., Schindler, D.W. & Beall, F.D. 2004. Threats to water availability in Canada. National Watershed Research Institute, Ontario. NWRI Scientific Assessment Report Series No.3 and ACSD Science Assessment Series No.1, 128 p.
- Thorne, C.R., Hey, R.D. & Newson, M.D. 2006. *Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management*. John Wiley & Sons Canada, Ltd. 384 p.
- Thorstad, E.B., Bliss, D., Breau, C., Damon-Randall, K., Sundt-Hansen, L.E., Hatfield, E.M.C. & Horsburgh, G. 2021. Atlantic salmon in a rapidly changing environment—facing the challenges of reduced marine survival and climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(9): 2654–2665. doi:10.1002/aqc.3624.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A.H. & Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81(2): 500-542.
- Tiessen, K.H.D., Lobb, D.A., Mehuys, G.R. & Rees, H.W. 2007. Tillage translocation and tillage erosivity by planting, hilling and harvesting operations common to potato production in Atlantic Canada. *Soil and Tillage Research*, 97(2): 123-139.
- Tormos, T. 2010. Analyse à l'échelle régionale de l'impact de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires sur l'état écologique des cours d'eau. Thèse de doctorat, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, 425 p. + Annexes.
- Tremblay, Y., Rousseau, A.N., Plamondon, A.P., Lévesque, D. & Prévost, M. 2009. Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrol. Process.* 23: 764-776.
- Tsui, M.T.K. & Chu, L.M. 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere*, 52: 1189-1197.
- U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency). 2000. Office of pesticide programs. Pesticide Ecotoxicity Database. Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C
- U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. U.S. EPA, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. 46 p.



- University of Alberta. 2022. Looking for local water quality benefits of a small-scale cattle exclusion fencing project in Southern Alberta. <https://sites.ualberta.ca/~ahamann/teaching/renr480/projects2008/janet/introduction.html>. Consulté en Janvier 2023.
- Van Leeuwen, T.E., Dempson, J.B., Burke, C.M., Kelly, N.I., Robertson, M.J., Lennox, R.J., Havn, T.B., Svenning, M., Hinks, R., Guzzo, M.M., Thorstad, E.B., Purchase, C.F. & Bates, A.E. 2020. Mortality of Atlantic salmon after catch and release angling: assessment of a recreational Atlantic salmon fishery in a changing climate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(9), 1518-1528.
- Ville de Saint-Quentin 2022. Historique de la ville de Saint-Quentin. <https://www.saintquentinnb.com/historique>. Consulté en novembre 2022.
- Walker, C.M., Whigham, D.F., Bentz, I.S., Argueta, J.M., King, R.S., Rains, M.C., Argueta, J.M. & Field, C.J. 2021. Linking landscape attributes to salmon and decision-making in the southern Kenai Lowlands, Alaska, USA. *Ecology and Society*, 26(1).
- Wall, G.J., Coote, D.R., Pringle, E.A. & Shelton, I.J. (eds). 2002. RUSLE-CAN — Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada. Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada. Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, No de la contribution AAC2244F, 117 p.
- Wang, C., Rees, H.W. & Daigle, J.-L. 1984. Classification of podzolic soils as affected by cultivation. *Can. J. Soil Sci.* 64 : 229239.
- Wang, G., Mang, S., Cai, H., Liu, S., Zhang, Z., Wang, L. & Innes, J.L. 2016. Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. *J. For. Res.*, 27 (5) : 967–994.
- Wang, X., Burns, D.A., Yanai, R.D., Briggs, R.D. & Germain, R.H. 2006. Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. *Forest Ecology and Management*, 223: 103–112.
- Warren, F.J. & Lemmen, D.S (éd.). 2014. Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatifs aux impacts et à l'adaptation, Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 286p.
- Warrington, B.M. Aust, W.M., Barrett, S.M., Ford, W.M., Dolloff, C.A., Schilling, E.B., Wigley, T.B. & Bolding, M.C. 2017. Forestry best Management practices relationships with aquatic and riparian fauna: a review. *Forests* 2017, 8, 331. doi:10.3390/f8090331
- Wasson, J.G., Malavoi, J.R., Mauridet, L., Souchon, Y. & Paulin, L. 1998. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. CEMAGREF, Gestion des milieux aquatiques, No. 14, 158 p.
- Waters, F.T. 1995. Sediment in streams: sources, biological effects and control. Département of Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, American Fisheries Society, pp 81-109.
- Watt, W.D., Scott, C.D. & White, W.J. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotia rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. j. Fish. Aquat. Sci.* 40: 462-473.
- Webb, B.W. & Crisp, D.T. 2006. Afforestation and stream temperature in a temperate maritime environment. *Hydrol. Process.* 20 (1): 51-66.
- Webb, J. & Hawkins, A.D. 1989. The movements and spawning behaviour of adult salmon in the Girnock Burn, a tributary of the Aberdeenshire Dee, 1986. *Scott. Fish. Res. Rep.* No.40, 42 p.



- Wellman, J.C., Combs, D.L. & Cook, S.B. 2000. Long-term impacts of bridge and culvert construction or replacement on fish communities and sediment characteristics of streams. *Journal of Freshwater Ecology* 15 (3): 317-328.
- WFPA 2022. Buffer zones. Washington Forest Protection Association. <https://www.wfpa.org/forests-fish-law/buffer-zones/>. Consulté en juin 2022.
- Wheaton, J.M., Pasternack, G.B. & Merz, J.E. 2004. Spawning habitat rehabilitation-I. Conceptual approach and methods. *International Journal of River Basin Management* 2(1): 3-20.
- Wheeler, A.P., Angermeier, P.L. & Rosenberger, A.E. 2005. Impacts of new highways and subsequent landscape urbanization on stream habitat and biota. *Reviews in fisheries science* 13 (3): 141-164.
- Wilkerson, E., Hagan, J.M., Siegel, D., & Whitman, A.A. 2006. The effectiveness of different buffer widths for protecting headwater stream temperature in Maine. *Forest Science*, 52(3): 221-231.
- Wilkinson, B.H. & McElroy, B.J. 2007. The impact of humans on continental erosion and sedimentation. *Geol Soc Am Bull*, 119: 140–156.
- Williams, M.I. & Dumroese, M.K. 2013. Preparing for climate change: forestry and assisted migration. *J. For.* 111 (4): 287–297.
- Winkler, R. & Boon, S. 2017. Equivalent clearcut area as an indicator of hydrologic change in snow-dominated watersheds of southern British Columbia. Prov. B.C., Victoria, B.C. Exten. Note 118. [www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En118.htm](http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En118.htm)
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning, Agricultural Handbook No. 537, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Withrow-Robinson, B., Bennett, M. & Ahrens, G. 2011. A guide to riparian tree and shrub planting in the Willamette Valley: Steps to Success. pp. 1-27.
- Wright, K.A., Sendek, K.H., Rice, R.M. & Thomas, R.B. 1990. Logging effects on streamflow: Storm runoff at Caspar Creek in northwestern California. *Wat. Resour. Res.*, 26: 1657-1667.
- Xing, Z., Chow, L., Cook, A., Benoy, G., Rees, H., Ernst, B., Meng, F., Li, S., Zha, T., Murphy, C., Batchelor, S. & Hewitt, M. 2012. Pesticide application and detection in variable agricultural intensity watersheds and their river systems in the Maritime region of Canada. *Arch Environ Contam Toxicol*, 63: 471–483.
- Yearsley, J. R., Sun, N., Baptiste, M., & Nijssen, B. 2019. Assessing the impacts of hydrologic and land use alterations on water temperature in the Farmington River basin in Connecticut, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23: 4491–4508, <https://doi.org/10.5194/hess-23-4491-2019>.
- Yeomans, P.A. 1954. The Keyline plan. Creat. Indep. Publ. Platf. 1954, 22, 120pp.
- Yeomans, P.A. 1958. The Challenge of Landscape: The Development and Practice of Keyline. *Geogr. Rev.* 1958, 50, 463.
- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Wei, X., Ning, D., Hou, Y. & Liu S. 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *Journal of Hydrology*, 56: 44-59.
- Zhao, M., Boll, J. & Brooks, E.S. 2021. Evaluating the effects of timber harvest on hydrologically sensitive areas and hydrologic response. *Journal of Hydrology*, 593, February 2021 : 125805.



