UQAC
Université du Québec
à Chicoutimi

Acquisition de connaissances sur la dynamique hydrogéomorphologique de la rivière à Mars pour la restauration des habitats fluviaux

par Janie Vin-Deslauriers

Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M. Sc.) en ressources renouvelables (hydrogéomorphologie)

Québec, Canada

© Janie Vin-Deslauriers, 2023

RÉSUMÉ

La dynamique fluviale de la rivière à Mars a grandement été bouleversée par le *déluge* du Saguenay en 1996, et par les travaux de reconstruction qui suivirent, notamment par l'enrochement massif des berges. Depuis 25 ans, la rivière se trouve en déséquilibre hydrogéomorphologique (HGM) entrainant des effets néfastes pour la population de saumon atlantique (*Salmo Salar*) et son écosystème. L'objectif principal de cette recherche est donc de caractériser la dynamique hydrosédimentaire de la rivière afin de proposer un plan de rétablissement des processus hydrogéomorphologiques pour d'augmenter la naturalité de la rivière et sa résilience et par le fait même, améliorer l'habitat du saumon atlantique.

Une analyse de la trajectoire historique par imagerie aéroportée depuis 1950 a été réalisée afin de quantifier des indicateurs HGM dans une séquence temporelle. Les résultats mis en parallèle avec des variables de contrôles, tels que le *déluge* de 1996, ont montré une diminution marquée de l'activité des processus HGM, particulièrement de l'érosion des berges, depuis les travaux d'enrochements en 1997. Ensuite, l'analyse de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique (transects) et par la technologie RFID (transpondeurs passifs) présente les taux d'incision causés par le déficit sédimentaire, de même que les taux de déplacements selon la taille granulométrique et la force des crues. De manière générale, les résultats de l'étude confirment que les enrochements occasionnent un déficit sédimentaire majeur et que le retrait d'enrochement apparait comme une solution indiquée pour une restauration de la rivière et de ses habitats de manière durable.

Ainsi, une méthode de cartographie de différents espaces de mobilité est présentée, dans le contexte d'une rivière divagante, anthropisée, et fortement bouleversée par une crue extrême et les travaux qui suivirent 25 années plus tôt. Et enfin vient une proposition d'une convergence d'actions pour la restauration de la rivière à Mars, notamment par le retrait d'enrochements, de même que la suggestion d'un outil d'aide à la sélection des enrochements admissible à un retrait sans contrainte de sécurité civile.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ ii
TABLE DES MATIÈRES iii
LISTE DES TABLEAUX vi
LISTE DES FIGURES vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS xi
REMERCIEMENTS xiii
AVANT-PROPOS 0
INTRODUCTION GÉNERALE 1
L'anthropisation et restauration des rivières 1
Législation et intégration de l'hydrogéomorphologie au Québec 4
La rivière à Mars 5
Profil du saumon atlantique 8
Projet de recherche 9
CHAPITRE 1 11
MÉTHODE DE CARTOGRAPHIE DE L'ESPACE DE MOBILITÉ POUR UNE RIVIÈRE ANTHROPISÉE ET AYANT SUBI UNE CRUE EXTRÊME 25 ANNÉES PLUS TÔT 11
1.1 INTRODUCTION 11
1.1.1 Concept et application de l'espace de liberté 11
1.1.2 Effets d'une crue extrême 13
1.1.3 Site d'étude 14
1.1.3.1 Description physique des lieux 14
1.1.3.2 Historique 15
1.1.3.3 Le *déluge* de 1996 16
1.2 MÉTHODE POUR LA DÉTERMINATION D'UN ESPACE DE MOBILITÉ 16

1.2.1 Étude de la trajectoire historique 17
1.2.2 Détermination de l'espace de mobilité 18
1.3 RÉSULTATS 20
1.3.1 Trajectoire historique 20
1.3.2 Espace de mobilité 23
1.4 DISCUSSION 26
1.4.1 Trajectoire historique 26
1.4.2 Espace de mobilité 31
1.5 CONCLUSION 35
CHAPITRE 2 37
CONVERGENCE D'ACTIONS POUR LA RESTAURATION DES PROCESSUS HGM DANS UNE RIVIERE FORTEMENT CANALISÉE ET ENROCHÉE 37
2.1 INTRODUCTION 37
2.1.1 La restauration par les processus HGM 37
2.1.2 La rivière à Mars 39
2.1.2.1 La crue de 1996 39
2.1.2.2 Les défis de la restauration dans un milieu anthropisé, et bouleversé par une crue majeure 40
2.1.3 Objectifs 41
2.2 MÉTHODE 42
2.2.1 Site d'étude 42
2.2.2 Analyse de la trajectoire historique 42
2.2.3 Suivi de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique 43
2.2.3.1 Suivi des profils transversaux 43
2.2.3.2 Suivi des transpondeurs passifs 45
2.3 RÉSULTATS 46

2.3.1 Trajectoire historique 46
2.3.2 Analyse de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique 48
2.3.2.1 Analyse des profils transversaux 48
2.3.2.2 Analyse des déplacements des transpondeurs passifs 50
2.4 DISCUSSION 53
2.4.1 Détermination des causes de détérioration de l'habitat 53
2.4.1.1 La trajectoire hydrogéomorphologique historique 53
2.4.1.2 La dynamique sédimentaire par le suivi des profils transversaux 53
2.4.1.3 La dynamique sédimentaire par le suivi des transpondeurs passifs 55
2.4.2 Une restauration des processus par l'intégration de différentes actions 56
2.5 CONCLUSION 60
CONCLUSION GÉNÉRALE.....62
RÉFÉRENCES 64

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : POURCENTAGE DE LA ZONE INONDÉE LORS DE LA CRUE DE 1996 QU'OCCUPE CHACUN DES ESPACES DE MOBILITÉ SELON LES TRONÇONS HOMOGÈNES. 24
TABLEAU 2 : PRÉSENTATION DES TROIS ESPACES DE MOBILITÉS. 24
TABLEAU 3 : AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS LIÉS À CHACUN DES TROIS ESPACES DE MOBILITÉ. 34
TABLEAU 4: ANALYSE DES TAUX DE MOBILISATION DES GALETS DE MOINS D'UN MÈTRE VERSUS CEUX AYANT PARCOURU PLUS D'UN MÈTRE, MIS EN PARALLÈLE AVEC LE TAUX DE RÉCUPÉRATION ET LA PUISSANCE SPÉCIFIQUE (ω) EN PÉRIODE DE CRUE (DÉBITS MAXIMUMS ANNUELS (MJ)), SELON LES SITES AMONT ET MÉDIAN. 51
TABLEAU 5: ANALYSE DES DISTANCES DE DÉPLACEMENT EN MÈTRES DES SITES D'INJECTION AMONT ET MÉDIAN POUR TROIS ANNÉES DE SUIVI (2020, 2021, 2022) SELON LA TAILLE GRANULOMÉTRIQUE ET LES DÉBITS MAXIMUMS ANNUELS (MJ). 52
TABLEAU 6: TABLEAU D'ÉVALUATION MULTICRITÈRE DE LA PERTINENCE DE RETRAIT DES ENROCHEMENTS SELON LES TRONÇONS PAR KILOMÈTRE. 59

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1. COMPARAISON DE DEUX SECTEURS DIFFÉRENTS (A ET B) AUX MÊMES ÉCHELLES AVANT LA CRUE (1994) ET PENDANT LA CRUE DE 1996. ON Y OBSERVE EN A UNE RUE ENTIÈRE DONT PLUSIEURS RÉSIDENCES EMPORTÉES PAR LA RIVIÈRE, UN CAMPING TOTALEMENT INONDÉ DONT UNE PART A DISPARU ET UNE PARTIE DE CHEMIN DE FER ARRACHÉE. EN B ON OBSERVE UNE PARTIE D'UN PONT ET D'UNE ROUTE EMPORTÉE PAR LES EAUX, DE MÊME QUE LE BARRAGE ROMÉO TREMBLAY ENGLOUTI PAR LA RIVIÈRE EMPORTANT LA PASSE MIGRATOIRE. 7

FIGURE 2. IMAGES AÉRIENNES D'UN MÊME SECTEUR À LA MÊME ÉCHELLE EN 1996 (A), À GAUCHE, ILLUSTRANT LA RIVIÈRE APRÈS LA CRUE. ON Y VOIT DEUX OU TROIS CHENAUX CIRCULANT DANS UNE LARGE PLAINE ALLUVIALE DONT UNE GRANDE PART DE LA VÉGÉTATION A DISPARU. L'IMAGE DE DROITE ILLUSTRE LA RIVIÈRE DANS SA PLAINE ALLUVIALE RECONSTRUITE, EN 1998 (B). ON Y OBSERVE QUE LA RIVIÈRE A ÉTÉ REPLACÉE GÉNÉRALEMENT EN UN SEUL CHENAL ET L'AJOUT DE QUELQUES LACS. 7

FIGURE 3. IMAGES AÉRIENNES D'UN MÊME SECTEUR À LA MÊME ÉCHELLE EN 1964 (A) ET 2020 (B), COMPARANT LA RIVIÈRE À DEUX ÉPOQUES DIFFÉRENTES. CETTE FIGURE ILLUSTRE LE CHANGEMENT MAJEUR DANS LE STYLE FLUVIAL ENTRE SON ÉTAT HISTORIQUE MOINS ANTHROPISÉ ET SON ÉTAT ACTUEL. 8

FIGURE 4 : BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE À MARS ET SITE D'ÉTUDE ENCERCLÉ EN ROUGE. 15

FIGURE 5 : SUPERPOSITION D'UNE SÉQUENCE TEMPORELLE DES TRACÉS DU CHENAL DEPUIS 1950, ILLUSTRÉE PAR UNE VARIANTE DE TONS DE BLEU POUR LA PÉRIODE PRÉ-INONDATIONS ET UNE VARIANTE DE TONS DE VERT POUR LA PÉRIODE POST-INONDATION. À LA GAUCHE DE LA FIGURE ON PEUT VOIR LE CHENAL EN ROSE SOUS-JACENT QUI ILLUSTRE LE

CHENAL DE 1996 EN COURS DE CRUE, COMPARÉ AVEC LE TRACÉ DES CHENAUX RÉCENTS, PUIS, LE TRACÉ DES CHENAUX AVANT 1996 (PK 6 À 8). 22
FIGURE 6 : TRAJECTOIRE HISTORIQUE PAR TRONÇONS HOMOGÈNES (URBAIN, MOBILE, STABLE) DES DIFFÉRENTS INDICATEURS : A-SUPERFICIES ÉRODÉES; B- SUPERFICIES DES BANCS D'ACCUMULATION; C-SUPERFICIES DES ZONES BOISÉES; D- LARGEUR DU CHENAL; E- INDICE DE TRESSAGE; F- INDICE DE SINUOSITÉ. 23
FIGURE 7 : ESPACE HISTORIQUE DÉTERMINÉ PAR L'ENVELOPPE EXTERNE DE LA SUPERPOSITION DES LITS MINEURS HISTORIQUES ET DE CELUI DE LA CRUE DE 1996. 25
FIGURE 8 : ESPACE M50 DÉTERMINÉ PAR LA PROJECTION DE L'ÉROSION SUR 50 ANS. 25
FIGURE 9 : ESPACE FLUVIAL INTÉGRATIF DÉTERMINÉ PAR UNE APPROCHE SOCIOÉCONOMIQUE ADDITIONNÉE AU RÉSULTAT CROISÉ DES DEUX APPROCHES PRÉCÉDENTES. 26
FIGURE 10 : HISTORIQUE DES DÉBITS MAXIMUMS ANNUELS STANDARDISÉS (MOYENNE JOURNALIÈRE) DE 1970 À 2022 (DIRECTION PRINCIPALE DES PRÉVISIONS HYDRIQUES ET DE LA CARTOGRAPHIE 2023B). *LES DÉBITS NON STANDARDISÉS DU MELCCFP MONTRENT UNE VALEUR DE 175 M^3/S POUR 1996, MAIS LES DÉBITS ESTIMÉS PAR BROOKS ET LAWRENCE (2000) SONT À PLUS DE 445 M^3/S. CETTE VALEUR N'A DONC PAS ÉTÉ MODIFIÉE AFIN DE MIEUX SAISIR L'ÉCART ENTRE LES AUTRES VALEURS. LA VALEUR RÉELLE AURAIT PRÉSENTÉ UN ÉCART-TYPE DE 16,7. 28
FIGURE 11 : COMPARAISON D'IMAGES AÉRIENNES DU MÊME SECTEUR, PRISES EN 1996 (A) ET 1998 (B), MONTRANT LES MODIFICATIONS APPORTÉES DANS LA RIVIÈRE À MARS APRÈS LE PASSAGE DE LA CRUE DE 1996. L'IMAGE A MONTRE LA RIVIÈRE PEU DE TEMPS APRÈS LA CRUE AVANT LES TRAVAUX DE STABILISATION. L'IMAGE B MONTRE LA RIVIÈRE APRÈS LES TRAVAUX. 30

FIGURE 12 : LOCALISATION DES PROFILS TRANSVERSAUX ET DES SITES D'INJECTION DES TRANSPONDEURS PASSIFS (PIT TAGS) SUR LA RIVIÈRE À MARS. 44
FIGURE 13 : PRISE DE MESURES TOPOBATHYMÉTRIQUES À L'AIDE DU DGPS 45
FIGURE 14 : RECHERCHE DES TRANSPONDEURS PASSIFS À L'AIDE D'UNE ANTENNE DE TÉLÉDÉTECTION LÉONIE.....46
FIGURE 15 : TRAJECTOIRE HISTORIQUE PAR TRONÇONS HOMOGÈNES (URBAIN, MOBILE, STABLE) DES DIFFÉRENTS INDICATEURS : A) SUPERFICIES ÉRODÉES; B) SUPERFICIE DES ZONES BOISÉES; C) LARGEUR DU CHENAL; D) SUPERFICIES DES BANCS D'ACCUMULATION; E) INDICE DE SINUOSITÉ; F) INDICE DE TRESSAGE.....47
FIGURE 16 : HISTORIQUE DES DÉBITS MAXIMUMS ANNUELS STANDARDISÉS (MOYENNE JOURNALIÈRE) DE 1970 À 2022 (DIRECTION PRINCIPALE DES PRÉVISIONS HYDRIQUES ET DE LA CARTOGRAPHIE 2023B). *LES DÉBITS STANDARDISÉS MONTRENT UNE VALEUR DE 175 M^3/S POUR 1996, MAIS LES DÉBITS RÉELS ONT ÉTÉ ESTIMÉS À 445 M^3/S. CETTE VALEUR N'A DONC PAS ÉTÉ MODIFIÉE AFIN DE MIEUX SAISIR L'ÉCART ENTRE LES AUTRES VALEURS. LA VALEUR RÉELLE AURAIT PRÉSENTÉ UN ÉCART-TYPE DE 16,7. 48
FIGURE 17 : EXEMPLE DE PROFIL MONTRANT UNE AUGMENTATION DE 2019 À 2020, PUIS UNE DIMINUTION DE 2020 À 2021. 49
FIGURE 18 : PRÉSENTATION DES SECTEURS EN ÉTAT D'ACCUMULATION, STABLE OU D'INCISION ISSUE DE L'ANALYSE DES PROFILS RÉCENTS ET DU LIDAR AVEC CEUX DE 1997. QUATRE PROFILS SONT PRÉSENTÉS AFIN D'ILLUSTRER UN EXEMPLE DE CHACUN DES ÉTATS, DONT CELUI EN BAS, À DROITE, EST ISSU D'UNE COMPARAISON DE 1997 AVEC LE LIDAR 50
FIGURE 19 : SUIVI DES TRANSPONDEURS PASSIFS (PIT TAGS) DU SITE MÉDIAN DE 2019 À 2021. LES CERCLES ROUGES METTENT L'ACCENT SUR LES TRANSPONDEURS POSITIONNÉS SUR LE BANC D'ACCUMULATION ET N'AYANT PAS ÉTÉ MOBILISÉS DEPUIS LEUR IMPLANTATION. 56

FIGURE 20: ORGANIGRAMME ILLUSTRANT LA STRATÉGIE HIÉRARCHIQUE DE SÉLECTION DES ENROCHEMENTS APTE À L'ÉVALUATION MULTICRITÈRE DE LEUR PERTINENCE DE RETRAIT. 57
FIGURE 21: LOCALISATION DES ENROCHEMENTS NOMMÉS SELON LEUR SITUATION EN RIVE GAUCHE (G) OU EN RIVE DROITE (D) ET LEUR NUMÉROTATION DE L'AMONT À L'AVAL. LES ENROCHEMENTS EN ROUGE ONT ÉTÉ ÉLIMINÉS PAR LES PREMIERS CRITÈRES DE SÉLECTION, ET CEUX EN VERT SONT ANALYSÉS DANS LE TABLEAU D'ÉVALUATION MULTICRITÈRE DE PERTINENCE DE RETRAIT. 59

LISTE DES ABRÉVIATIONS

HGM	Hydrogéomorphologie
LiDAR	Light Detection and Ranging
MELCCFP	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
PK	Point kilométrique
RFID	Indentification de radio-fréquences (radio frequency identification)

En langue des premiers peuples on l’appelait « Ouaskaouachaouipiou »
signifiant « rivière de la baie ronde ».

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier celui qui m'a fait découvrir comment vont les rivières, mon directeur Maxime Boivin. Merci Max pour ta confiance dès le départ, malgré le fait que je n'y connaissais absolument rien en hydrogéomorphologie et que mes bases en SIG étaient presque nulles. Merci aussi, sincèrement, pour m'avoir attendue toute une année pour ce grand projet sur la Mars, car ma grossesse inattendue est arrivée au tout début, de même que pour ta grande flexibilité et compréhension face aux aléas familiaux. Le partage de tes connaissances, tes conseils, tes encouragements, ta disponibilité, ton enthousiasme contagieux dans tes projets m'ont fait grandement cheminer au cours des dernières années. Je suis très heureuse de continuer à travailler avec toi! Go, on lâche pas !

Je veux également remercier Thomas Buffin-Bélanger, mon codirecteur. Merci, Thomas, pour ton apport au projet par tes conseils et tes réflexions, ton expérience et ta sagesse (même si je me doute que tu n'es pas complètement sage). Les discussions avec toi ont toutes été plus qu'intéressantes, et grandement enrichissantes. Merci pour tes conseils avisés ainsi que pour ton aide à pousser mes réflexions et recentrer mes idées qui s'éparpillent ! Merci également pour tes disponibilités malgré ton horaire chargé. Ce sera toujours un plaisir de discuter avec toi, de rivières ou autres plaisirs de la vie, et je le considèrerai comme un privilège si la vie nous rassemble sur de prochains projets en HGM.

Johan, je ne sais combien de mercis je pourrais te dire pour toutes les fois où tu m'as appris comment réaliser chaque étape de mes nombreuses analyses sur les SIG et tout ce qu'il fallait savoir pour la réalisation de mon terrain. Quand j'ai commencé ma maîtrise, j'ai eu l'impression de me retrouver devant l'Everest avec la crainte de partir de trop loin. Tu as su me faire voir que chacune des étapes était complètement franchissable (peut-être sauf quelques transects de la Mars…), et que ça pouvait même être plaisant! Merci aussi pour toutes ces discussions de lab, où tu as toujours été très généreux de tes connaissances, mais où on a également bien déconné ! Je serai heureuse de continuer à parler HGM, rénos, oiseaux, old fashion avec toi!

Merci à toutes les personnes qui m'ont aidé à récolter mes données de terrain, Johan, Simon, David, Véro, Marianne, Léonie, James, Jean-Benoît, Antoine. La Mars n'était pas un terrain facile, mais c'était toujours un réel plaisir de partager ces journées avec vous !

Un grand merci va également à toute la gang du LERGA : Véro, Marianne, Johan, Simon, David, Marie-Joelle, Jean-Philippe, Max G., qui font du laboratoire un endroit vraiment plaisant où travailler, malgré un certain manque de lumière naturelle ! Ces années de maîtrise m'auraient paru bien longues sans vous.

Un merci très spécial va à mon amoureux Jonathan, qui m'a soutenu et toujours encouragé à continuer tout au long de ces années d'études. Ton soutien m'a été très précieux, tu as été présent pour me rassurer dans mes doutes, et pour me pousser à persévérer dans les moments difficiles. Merci de partager ma vie, on fait une belle équipe. Merci aussi à Zia, qui remplit mon cœur d'amour et de bons moments.

Enfin, ce projet de recherche n'aurait pas pu être réalisé sans le partenariat avec l'organisme Contact Nature, dont particulièrement Marc-André Galbrant, ni sans le soutien financier de Contact Nature, de la Fondation pour la conservation du saumon atlantique (FCSA), de la Fondation de la faune du Québec (FFQ), de MITACS Accélération et du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG). Un grand Merci.

Pour toi, ma fille, qui est née et a grandi parallèlement à ce travail de recherche.

J'apprends à être mère, et j'apprends la rivière.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est un travail réalisé dans le cadre de la maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi. Le mémoire est composé de quatre chapitres dont les deux principaux ont été rédigés sous forme d'articles scientifiques manuscrits. Le premier s'intitule *Méthode de cartographie d'un espace de mobilité pour une rivière anthropisée ayant subi une crue extrême 25 années plus tôt*, et le deuxième s'intitule *Convergence d'actions pour la restauration des processus HGM dans une rivière fortement canalisée et enrochée.* Ces deux chapitres sont intimement liés par la démarche de recherche et les résultats présentés dans le premier article sont utilisés dans le second article. Ils sont précédés d'une introduction générale expliquant le sujet de l'étude, suivi d'une conclusion générale explorant les perspectives de celle-ci, le tout rédigé en français.

Ces deux articles sont le fruit d'une collaboration avec deux co-auteurs formant la direction de recherche : Maxime Boivin qui a créé et coordonné le projet en plus de participer à la rédaction et à la correction du manuscrit ; et Thomas Buffin-Bélanger qui a grandement contribué à la réflexion de chacun des articles, et a également participé à la rédaction et à la correction de ceux-ci. Ce projet est issu d'une collaboration avec l'organisme Contact Nature sans qui il n'aurait pas eu lieu.

INTRODUCTION GÉNERALE

Les rivières sont au cœur de l'activité humaine depuis toujours car elles offrent de nombreux services contribuant à la survie de l'humain et au développement de ses sociétés. Il est cependant dans la nature humaine de contrôler les éléments et de les modeler pour ses bénéfices, et cela, sans toujours bien évaluer les conséquences à moyen et long termes de ces actions. Ainsi, les pratiques liées à l'aménagement des rivières ont évolué parallèlement aux connaissances, qui elles, émanent de la science, elle-même influencée par la société et ses perceptions de l'environnement. Les rivières ont alors changé d'utilisation avec le temps, et aujourd'hui, nous travaillons avec les vestiges du passé pour adapter les cours d'eau à notre perception du futur, et ce, au meilleur de nos connaissances.

L'anthropisation et restauration des rivières

L'anthropisation des rivières s'est grandement accentuée au cours des derniers siècles causant un déséquilibre au sein des processus hydrogéomorphologiques nécessaires aux écosystèmes (Nilsson et Berggren 2000; Bernhardt et Palmer 2007; Reid et Church 2015). La perte significative d'habitats et la diminution importante, voir la disparition de populations chez certaines espèces font partie des conséquences provoquées par des interventions souvent très invasives (Beechie *et al.* 2010). L'aménagement de digues, d'écluses et de barrages, la linéarisation des cours d'eau ou la stabilisation des berges, pour n'en nommer que quelques exemples, résultent d'un désir de développer le territoire en contrôlant la magnitude et la récurrence des processus tout en limitant leur extension spatiale. Ces aménagements ont permis de favoriser la navigation et le flottage du bois, de créer de l'énergie, de rentabiliser l'espace pour l'agriculture et le développement urbain ou encore de se prémunir des inondations. Additionnés aux modifications sur le territoire à l'échelle du bassin versant, soit par l'agriculture ou la déforestation, ces éléments ont apporté des changements notables aux réponses hydrologiques et sédimentaires des systèmes fluviaux (Tilman *et al.* 2001; Marquínez García *et al.* 2018). Le rapport de l'humain au territoire s'est modifié avec le temps. Ses capacités se sont décuplées avec l'évolution de la technologie, lui permettant d'exercer un contrôle accru des processus naturels et d'amorcer des travaux d'envergures au

sein des rivières sans nécessairement évaluer les répercussions futures. Encore aujourd'hui, les cours d'eau sont souvent considérés comme des éléments fixes dans le paysage lorsqu'il s'agit d'aménagements du territoire et même auprès des initiatives de restauration. Cette perspective donne lieu à une certaine précarité des ouvrages et se trouve souvent inefficace face aux risques liés aux inondations (Biron 2017; Johnson *et al.* 2020).

Il est possible, à présent, d'affirmer que des conséquences délétères et persistantes issues de ces aménagements impactent les écosystèmes fluviaux et riverains, notamment par la déconnexion du cours d'eau avec sa plaine alluviale et par la rupture amont aval du transit de l'eau et des sédiments (Nilsson et Berggren 2000; Pander et Geist 2013). Plusieurs nations prônent maintenant la restauration des cours d'eau pour retrouver une gamme de bénéfices écologiques et sociaux qu'offrent des systèmes fluviaux moins perturbés (Clifford 2012; Wohl *et al.* 2015). Ainsi, différents modèles de restauration des cours d'eau ont été développés selon les objectifs d'aménagement et l'évolution des courants de pensée (Wohl *et al.* 2015).

Le terme restauration est utilisé ici pour signifier un retour complet ou partiel à un état antérieur aux perturbations. Cependant, l'état de référence étant difficile à identifier, sinon impossible ou non souhaitable à atteindre, la restauration peut également se traduire par une amélioration de l'état d'un cours d'eau en favorisant le retour à des conditions plus naturelles où l'environnement fluvial pourra exercer ses ou certaines fonctions écosystémiques (Downs et Gregory 2004; Dufour et Piégay 2009; Clifford 2012). Deux options différentes s'offrent alors pour restaurer des conditions plus naturelles : la restauration par les formes ou la restauration par les processus.

La restauration des cours d'eau par les formes, c'est-à-dire par des modifications structurelles isolées, apparait comme l'un des premiers modèles de restauration fluviale qui gagne en croissance au cours des années 1980 (Wohl *et al.* 2015). Cette approche consiste à remodeler une partie du chenal généralement dans le but de créer un habitat favorable au poisson. Cependant, dans la plupart des cas, elle cible une seule espèce et considère la rivière comme un environnement statique offrant alors des résultats aux taux d'échec élevés (Roni *et al.* 2008; Biron *et al.* 2018a). Parallèlement, l'approche géomorphologique « Natural Channel Design » de Rosgen (1997) a grimpé en popularité aux États-Unis à partir du milieu des années 1990 par sa simplicité de mise en œuvre sans détenir des compétences

approfondies en hydrogéomorphologie. Cette méthode, basée sur un système de classification pour identifier le style fluvial le plus approprié, cherche à restaurer un cours d'eau en lui offrant une forme naturelle et stable avec des processus d'érosion limités. Bien que la méthode Rosgen est largement utilisée aux États-Unis, elle fait l'objet d'une certaine controverse dans le milieu scientifique universitaire qui déplore la démarche allant à l'encontre du dynamisme naturel des cours d'eau (Lave 2016; Dawson 2020). Ainsi, les projets de restauration doivent s'accorder avec le dynamisme des rivières, en considérant les processus à l'échelle du bassin versant, et en visant une amélioration des services écosystémiques. Le système fluvial doit également être autonome et résilient aux perturbations, limitant la répétition des interventions et impliquant de se détourner des solutions d'ingénieries (Palmer *et al.* 2005).

La restauration des cours d'eau par les processus hydrogéomorphologiques (HGM) se concentre sur la correction des perturbations anthropiques afin de rétablir les fonctionnements physiques, chimiques et biologiques qui créent et maintiennent les écosystèmes fluviaux (Beechie *et al.* 2010). L'érosion des berges, le transport sédimentaire, l'apport de bois mort et les débordements dans la plaine alluviale lors de crues font partie des processus HGM essentiels aux écosystèmes fluviaux et riverains, et peuvent contribuer à diminuer les risques pour la sécurité civile (Florsheim *et al.* 2008). Ces approches apparaissent aujourd'hui comme les mieux adaptées et les plus durables, tant sur le plan biologique que physique (Wohl *et al.* 2005; Beechie *et al.* 2010; Johnson *et al.* 2020).

Beechie *et al*. (2010) proposent quatre principes fondamentaux sur lesquels baser les actions d'une restauration par les processus. Il faut d'abord identifier l'origine du changement de l'habitat ou de l'écosystème afin de diriger les actions vers la cause de la dégradation plutôt que simplement corriger un symptôme, tel que l'ajout de formes favorisant une seule espèce. Le second principe est d'adapter les actions de restauration au potentiel local, c'est-à-dire que la restauration doit être cohérente avec les conditions naturelles du cours d'eau. Dans le cas d'un cours d'eau anthropisé, l'analyse de la trajectoire historique peut aider à identifier ces conditions (Dufour et Piégay 2009). Ensuite, le troisième principe proposé se trouve au niveau de la concordance entre l'échelle de la restauration et l'échelle des processus physiques et biologiques. À tire d'exemple, si l'objectif est la sauvegarde d'une population de poisson, il est important de considérer son habitat lors de tous ses stades de vie. Ainsi, la

restauration devra s'appliquer davantage à l'échelle du bassin versant plutôt qu'à l'échelle d'un seul tronçon. Enfin, une détermination claire des résultats attendus incluant l'échelle de temps est essentielle afin d'ajuster les attentes en conséquence. La restauration par les processus se réalise généralement sur de longues périodes de temps, et le dynamisme d'une rivière de même que les changements climatiques apportent une certaine variabilité au niveau des résultats. Wohl *et al.* (2015) apportent également un point important à considérer : entre la conceptualisation et la réalisation du projet, il importe de considérer le souhait de la société, car la réussite d'une restauration peut dépendre de ceux vivant près de la rivière ou de sa plaine inondable.

Législation et intégration de l'hydrogéomorphologie au Québec

Au Québec, la protection des cours d'eau a considérablement progressé avec le temps, spécialement grâce à la bonification de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) en 2021. Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP) par cette loi (articles 46.0.2.1 à 46.0.2.3 de la LQE) a aujourd'hui la responsabilité de cartographier les zones de mobilité, de même que d'offrir un cadre méthodologique afin d'appliquer cette cartographie à tous les cours d'eau au Québec (Légis Québec 2021). Ainsi, de nouveaux outils de gestion commencent à être intégrés dans les pratiques gouvernementales, et se veulent accessibles à tous les gestionnaires de cours d'eau telles que les municipalités ou les municipalités régionales de comté (MRC). À titre d'exemple, la Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie du MELCCFP travaille sur le projet INFO-Crue visant, entre autres, une cartographie règlementaire des zones de mobilités (Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie 2023c). De plus, par le Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE), le MELCCFP exige maintenant un avis de mobilité pour tous travaux affectant la morphologie des cours d'eau (Direction de l'aménagement et du milieu hydrique 2023). De cette manière, le caractère mobile des rivières est considéré pour les nouveaux aménagements tels que les ponts et les ponceaux, ce qui facilitera, à long terme, l'intégration des espaces de mobilités dans les schémas d'aménagements municipaux.

L'hydrogéomorphologie est donc de plus en plus intégrée dans les pratiques au Québec, mais beaucoup reste à faire, car elle demeure une science méconnue du grand public et les défis sont bien présents quant aux changements des mœurs et des pratiques (Buffin-Bélanger *et al.* 2023). L'augmentation de la récurrence des crues majeures, ou extrêmes, est également une nouvelle réalité à laquelle les populations devront s'adapter et devrait être davantage considérée lors de la détermination d'espace de mobilité, qui n'en demeure pas moins une méthode de gestion durable. Palmer *et al.* (2009) proposent quelques pistes de solution, notamment la mise en œuvre de projet de restauration et d'aménagement proactif plutôt que réactif afin de limiter les coûts et les dégâts. Les phénomènes de crues extrêmes auraient avantage à être intégrés dans le système de gestion du gouvernement québécois. Il en va de même pour la cartographie des espaces de mobilité dans un but préventif, considérant l'augmentation des évènements extrêmes liés aux changements climatiques (Palmer *et al.* 2009; Ouranos 2023).

La rivière à Mars

En 1996, les rivières de toute la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean et des environs, dont la rivière à Mars, furent frappées par des précipitations catastrophiques provoquant une crue extrême connue aujourd'hui dans tout le Québec comme « le déluge du Saguenay ». Pour la rivière à Mars, le débit maximal de cette crue a été estimé à 445 m^3/s (Brooks et Lawrence 2000) alors que la moyenne des débits maximums annuels depuis 1970 (moyenne journalière) est de 81 m^3/s. Cette crue a bouleversé la plaine alluviale de manière particulièrement intense, le chenal s'est élargi de plus de cent mètres et la rivière est passée d'un style divagant à tressé mobilisant une quantité considérable de sédiments (figure 1) (Vin-Deslauriers et Boivin 2021). Un grand nombre d'infrastructures ont alors été touchées, voire complètement arrachées, telles que des ponts, des routes, des chemins de fer et des maisons. La végétation a également disparu, laissant une vaste plaine alluviale dénudée (figure 2). L'ampleur des dégâts causés par les eaux a provoqué un traumatisme au sein de la population et déclenché le déploiement rapide d'un grand chantier de reconstruction (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997; Lalande *et al.* 2000). Ainsi, la stabilisation des berges par des enrochements massifs apparaît

comme l'ouvrage le plus considérable, suivi du dragage, du nettoyage et du remblayage des chenaux secondaires en y reconstruisant une nouvelle plaine alluviale. D'autres travaux tels que la construction de seuils, la reconstruction de ponts, de lignes ferroviaires, du barrage Roméo Tremblay (PK 3) et de sa passe migratoire ont également eu lieu (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997). Les travaux *post-déluge* ont alors canalisé et enroché la rivière sur plusieurs kilomètres, lui retirant son espace de mobilité potentiel, empêchant les processus HGM d'opérer. La rivière circule encore aujourd'hui dans une plaine alluviale reconstruite dont 63 % de ses berges demeurent enrochées dans sa portion aval de 12 kilomètres. Son confinement en un seul chenal n'est également pas représentatif de son style fluvial antérieur (figure 3).

La rivière à Mars connaît un profond déséquilibre depuis de nombreuses années, qui se répercute auprès de la population de saumon atlantique qui y est présente. L'organisme Contact Nature, responsable de la gestion de la rivière et de la pêche, investi des efforts constants pour assurer son maintien, mais a constaté que les méthodes utilisées jusqu'à maintenant étaient d'une pérennité précaire engendrant des coûts annuels élevés. La récurrence des travaux en rivière a donc poussé l'organisme à demander une étude plus approfondie des processus hydrogéomorphologiques afin de réaliser une restauration sur l'ensemble de la rivière à Mars et de ses écosystèmes de manière durable.

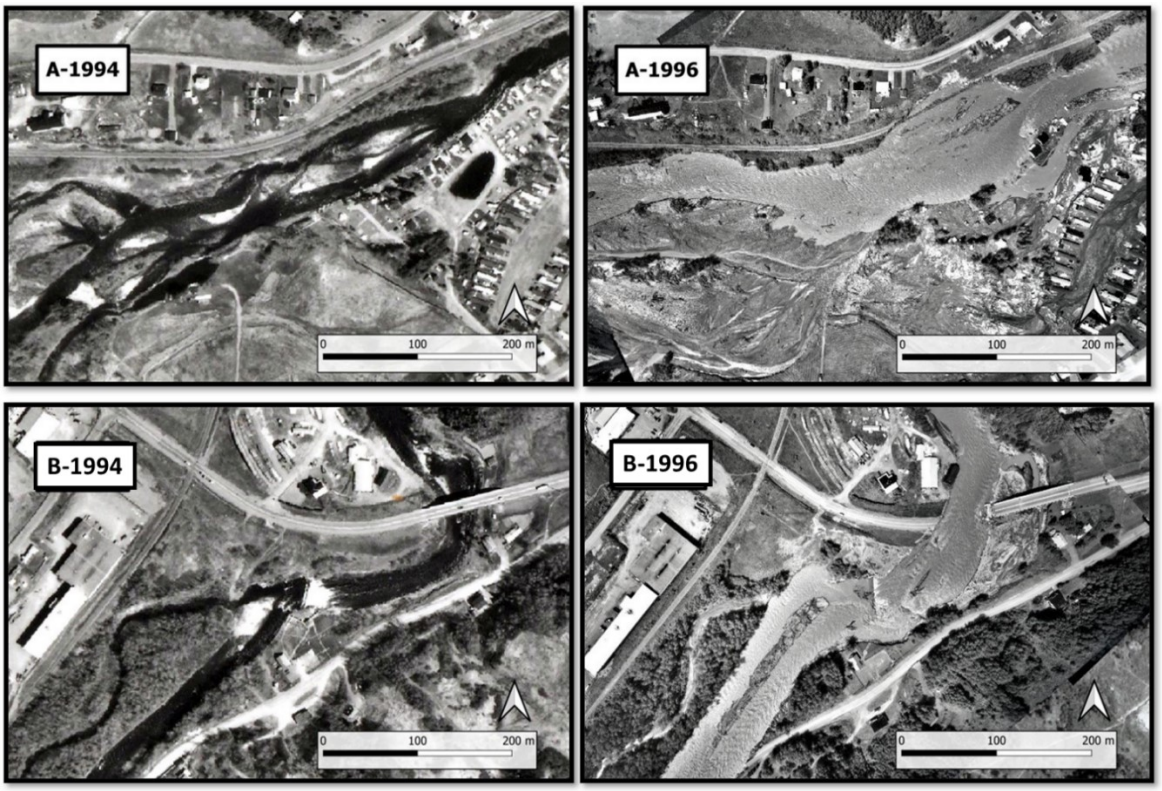

Figure 1. Comparaison de deux secteurs différents (A et B) aux mêmes échelles avant la crue (1994) et pendant la crue de 1996. On y observe en A une rue entière dont plusieurs résidences emportées par la rivière, un camping totalement inondé dont une part a disparu et une partie de chemin de fer arrachée. En B on observe une partie d'un pont et d'une route emportée par les eaux, de même que le barrage Roméo Tremblay englouti par la rivière emportant la passe migratoire.

Figure 2. Images aériennes d'un même secteur à la même échelle en 1996 (A), à gauche, illustrant la rivière après la crue. On y voit deux ou trois chenaux circulant dans une large plaine alluviale dont une grande part de la végétation a disparu. L'image de droite illustre la rivière dans sa plaine alluviale reconstruite, en 1998 (B). On y observe que la rivière a été replacée généralement en un seul chenal et l'ajout de quelques lacs.

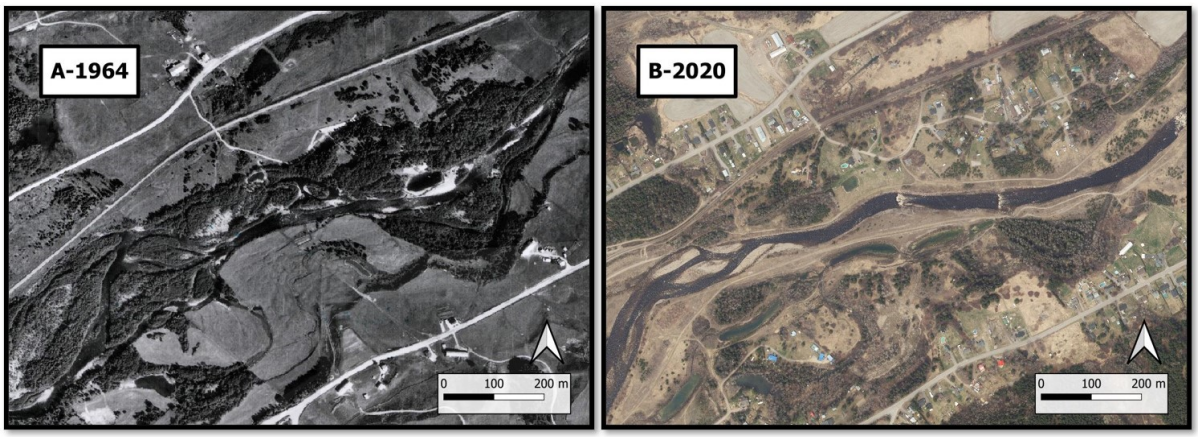

Figure 3. Images aériennes d'un même secteur à la même échelle en 1964 (A) et 2020 (B), comparant la rivière à deux époques différentes. Cette figure illustre le changement majeur dans le style fluvial entre son état historique moins anthropisé et son état actuel.

Profil du saumon atlantique

Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est une espèce anadrome, c'est-à-dire qu'il passe une partie de sa vie en eau douce et une autre en eau salée (Lavoie 2020). Son cycle de vie commence en rivière, où il passe de une à huit années avant de migrer vers l'Atlantique Nord afin de s'alimenter (Gouvernement du Canada 2011). Il peut passer environ une à quatre années dans l'océan avant de revenir à sa rivière natale pour la fraie (Gouvernement du Canada 2011). Toutes les rivières à saumon accueillent une population qui lui est propre, car même si les différents groupes de saumon atlantique se côtoient dans l'océan, cette espèce est fidèle à son lieu de naissance (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2016).

Le saumon a besoin d'un environnement fluvial répondant à des caractéristiques physiques très spécifiques. Pour commencer, un substrat adéquat est crucial, car il intervient sur divers facteurs tels que la turbulence et l'oxygénation du cours d'eau (Maddock 1999). Le substrat des rivières à saumon est constitué de graviers grossiers de tailles variées (Armstrong *et al.* 2003; FQSA-DGR 2012). Dépendamment de leur stade de croissance, les saumons auront besoin d'une diversité granulométrique leur offrant différents microhabitats (Armstrong *et al.* 2003; FQSA-DGR 2012; Dubé 2013). Les microhabitats sont intimement liés à la géodiversité, telles que des fosses offrant des refuges thermiques ainsi que des aires de repos. D'autres critères sont également indispensables, tels que la vitesse d'écoulement, la profondeur de l'eau, une température n'excédant pas 28ºC, un taux d'oxygène élevé et

l'absence d'obstacle infranchissable (Maddock 1999; Armstrong *et al.* 2003). Ces critères sont intimement interreliés, et par conséquent, la modification d'un seul d'entre eux pourrait causer des répercussions négatives sur l'ensemble de l'écosystème. L'ajout de structures anthropiques dans la rivière à Mars a ainsi engendré une diminution de la géodiversité diminuant les habitats potentiels nécessaires aux différents stades de vie du saumon.

Projet de recherche

Le présent projet s'inscrit dans cette vaste stratégie novatrice qui commence à prendre place au Québec, c'est-à-dire la restauration des cours d'eau par les processus hydrogéomorphologiques. Étant donné que la rivière à Mars fut grandement bouleversée, d'abord par les inondations de 1996 et ensuite par les travaux de réaménagement, elle offre un terrain d'étude unique et privilégié par son accessibilité. La restauration des processus de cette rivière fortement anthropisée dans le tronçon à l'étude et ayant subi une crue extrême pourrait devenir un modèle au Québec, si les objectifs à long terme sont atteints. Concrètement, l'objectif ultime, dont ce projet de maîtrise n'est que la première étape, est de rétablir et conserver l'habitat du saumon atlantique de manière durable. La naturalité de la rivière sera augmentée par le fait même, favorisant la restauration de plusieurs services écosystémiques. La démarche envisagée et jugée la plus indiquée dans un contexte de développement durable est de restaurer les processus HGM de la rivière à Mars en la libérant de ses enrochements (Florsheim *et al.* 2008), et en lui redonnant un espace de mobilité (Biron *et al.* 2013). Bien sûr, aucune action ne pourrait être entreprise sans tenir compte de la sécurité civile. La recharge sédimentaire visant à recréer des processus d'érosion (Beal *et al.* 2012; Brousse *et al.* 2020) à des endroits où le démantèlement d'enrochement ne serait pas sécuritaire pourrait donc être envisageable.

L'objectif principal de cette recherche est d'établir un diagnostic clair sur la dynamique sédimentaire de la rivière à Mars afin de proposer les meilleures avenues pour une restauration durable. Cet objectif se structure autour de trois sous-objectifs :

1. Déterminer la trajectoire HGM historique par imagerie aéroportée depuis 1950;

2. Caractériser la dynamique sédimentaire par une approche morphologique (transects interannuels), et par la technologie RFID (transpondeurs passifs) afin de déterminer les distances de déplacement selon la taille granulométrique et la force des crues.
3. Identifier les zones offrant la possibilité de redonner un espace de mobilité à la rivière, en considérant les risques pour la sécurité civile.

Ce mémoire se présente en deux chapitres distincts, mais intimement liés par le travail de recherche qui soutient chacun d'eux. L'objectif général du premier chapitre porte sur la démarche employée pour déterminer l'espace de mobilité, dans le contexte d'une rivière divagante, anthropisée et grandement bouleversée par une crue extrême 25 années plus tôt. Il est lié au sous-objectif 1 par l'analyse de la trajectoire HGM historique, ainsi qu'au sous-objectif 3 par la cartographie d'un espace de mobilité. Le deuxième chapitre a comme objectif général de proposer une méthode de restauration pour le cas particulier de la rivière à Mars, visant notamment le retrait d'enrochements dans un contexte semi-urbain. Il est lié au sous-objectif 2 par la caractérisation de la dynamique sédimentaire essentielle à la compréhension du comportement de la rivière. Il est également lié au sous-objectif 3, car la détermination de l'espace de mobilité, notamment par la projection de l'érosion sur 50 ans, est nécessaire à l'identification des enrochements pouvant être retirés sans risque pour la sécurité civile. Cet élément justifie par le fait même la position du deuxième chapitre à la suite du premier. Ces deux chapitres ont été rédigés sous forme d'articles dont on vise une publication, pour le premier chapitre, d'ici la fin de 2024, et pour le second, au printemps 2024.

CHAPITRE 1
MÉTHODE DE CARTOGRAPHIE DE L'ESPACE DE MOBILITÉ POUR UNE RIVIÈRE ANTHROPISÉE ET AYANT SUBI UNE CRUE EXTRÊME 25 ANNÉES PLUS TÔT

1.1 INTRODUCTION

Les rivières ont structuré l'aménagement du territoire au Québec, et ont été parfois harnachées, redressées, linéarisées ou stabilisées pour servir le développement des villes et régions du territoire. Ces aménagements en rivière provoquent un déséquilibre hydrogéomorphologique (HGM) qui s'avère néfaste pour les écosystèmes fluviaux et riverains (Nilsson et Berggren 2000). La stabilisation des berges, par exemple, est une pratique largement utilisée dans tous les types de cours d'eau avec l'intention de limiter l'érosion et ainsi préserver les terrains et infrastructures riveraines. Cependant, les processus d'érosion, même si souvent considérés comme un phénomène indésirable, sont nécessaires afin d'assurer un apport en sédiments au sein du cours d'eau, ce qui façonnera sa géodiversité (Florsheim *et al.* 2008). En ce qui concerne la géodiversité, elle est le moteur même de la biodiversité des milieux fluviaux (Wheaton *et al.* 2019; Williams *et al.* 2020). Par conséquent, les processus hydrogéomorphologiques actifs sont garants des fonctions écosystémiques (Florsheim *et al.* 2008; Wheaton *et al.* 2019).

1.1.1 Concept et application de l'espace de liberté

L'espace de liberté est un concept d'aménagement du territoire développé et déjà appliqué ailleurs, puis adapté par Biron *et al.* (2013) pour le Québec. Il reconnait l'espace que doivent occuper les processus façonnant un cours d'eau pour assurer une gamme de services écosystémiques et de sécurité publique. Des concepts comparables ont été développés ailleurs dans le monde, notamment en France (Malavoi *et al.* 1998; Piégay *et al.* 2005a), en Espagne (Ollero 2010), de même qu'au Vermont (Kline et Cahoon 2010), et présentent des caractéristiques propres aux enjeux et réalités géographiques locales. Les

différentes approches utilisées ont des objectifs similaires, c'est-à-dire de laisser un corridor érodable et inondable pour l'équilibre hydrosédimentaire du cours d'eau, pour ses fonctions écosystémiques et pour prévenir les risques d'inondations. Cela nécessite de privilégier un développement à l'extérieur des zones à risques, c'est-à-dire en dehors du corridor fluvial (Marcoux-Viel 2015). Cependant, les méthodes employées pour la cartographie de ce corridor peuvent différer. Par exemple, Ollero (2010) suggère un espace fondé sur la récurrence décennale des zones inondées dans le but de favoriser les inondations et les processus d'érosion à l'extérieur des agglomérations. Malavoi *et al.* (1998) proposent, quant à eux, plusieurs approches de plus en plus restrictives pour arriver à délimiter un espace de mobilité fonctionnel pour le transport sédimentaire en excluant tous les aménagements anthropiques existants. Enfin, Biron et *al*. (2013) distinguent l'espace de mobilité, qui est associé à la dynamique latérale du chenal, et l'espace d'inondabilité qui, combinés, forment les espaces de liberté. Il faut toutefois noter qu'aucune de ces approches ne prend en considération les phénomènes de crues extrêmes dans l'évaluation de la mobilité des cours d'eau.

L'espace de mobilité assure un corridor fonctionnel pour que les processus hydrogéomorphologiques opèrent. L'espace de liberté améliore la connectivité avec la nappe phréatique et les milieux humides, offre une meilleure qualité de l'eau, et augmente la capacité de résilience du cours d'eau dans un contexte de changements climatiques (Palmer *et al.* 2009; Biron *et al.* 2013). Ce corridor engendre également des bénéfices économiques à long terme du point de vue de l'entretien des ouvrages de stabilisation, de la gestion des risques d'inondation et de l'amélioration des écosystèmes fluviaux, riverains et des milieux humides (Florsheim *et al.* 2008; Kline et Cahoon 2010; Biron *et al.* 2013; He *et al.* 2015). Selon les méthodes de gestion de l'aménagement du territoire, il peut donc y avoir une restriction de construction d'infrastructures, l'interdiction de stabiliser les berges, la limitation des pratiques agricoles et des expropriations situées à l'intérieur de la zone déterminée (Marcoux-Viel 2015). À court et moyen termes, cela peut occasionner des pertes financières, telles qu'une diminution de la valeur des terrains et de la productivité agricole de même que le coût des expropriations. Cependant, des infrastructures situées dans une zone inondable ou de mobilité d'un cours d'eau sont à risque d'occasionner des pertes encore plus importantes, engendrées par des inondations ou une crue extrême (Piégay *et al.* 2005a; Biron

et al. 2013; COMEXI-RDG 2023). La récurrence et l'amplitude de ces phénomènes seront en augmentation avec les changements climatiques (Nijssen *et al.* 2001; Ouranos 2023). D'ailleurs, le cycle hydrologique des rivières avec un couvert de neige sera particulièrement touché. Dans les bassins versants les plus froids, la réponse aux changements climatiques se traduira par une augmentation probable des débits de crues printanières, de même que par des changements dans les dynamiques glacielles tels que l'augmentation du nombre de cycles gel-dégel hivernaux (Nijssen *et al.* 2001; Bourgault *et al.* 2022).

1.1.2 Effets d'une crue extrême

Dans un contexte tempéré-froid caractérisé par un régime pluvio-nival, il existe deux types de crues et d'inondations, soit en eau libre (sans glace) et par embâcle de glace. Sur un point de vue écosystémique, la montée du niveau d'eau des lacs et des rivières, ainsi que les inondations sporadiques de la plaine alluviale, sont profitables pour la faune et la flore riveraine (Stanford *et al.* 1996; Rouquette *et al.* 2011; Biron 2017). Ces phénomènes peuvent aussi contribuer dans certains contextes à l'érosion des berges mettant en circulation des sédiments et des matières organiques bénéfiques sur un plan biogéomorphologique (Florsheim *et al.* 2008).

Les crues extrêmes sont un phénomène courant à l'échelle mondiale. Le développement urbain s'étant souvent réalisé près des cours d'eau, les risques reliés aux infrastructures et même à la vie humaine sont toujours présents. De plus, une rivière fortement anthropisée (barrages, ponts, enrochements, *etc*.) se traduit souvent par l'augmentation de la vulnérabilité de la population (Boivin 2019). Les infrastructures humaines situées à proximité sont alors beaucoup plus à risques de subir des dommages. Dans tous les cas, une crue extrême peut causer de nombreux dégâts tels que des inondations, la perte de terrain due à l'érosion et au glissement de terrain, l'arrachement des sols, des arbres, des maisons ou des routes par la force de l'écoulement(Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997; Mayer-Jouanjean et Bleau 2018; COMEXI-RDG 2023). En outre, d'un point de vue hydrogéomorphologique, on peut observer divers phénomènes tels que des embâcles de bois occasionnés par l'érosion des bandes riveraines (Bérubé et Boivin 2020). Un transport accru de sédiments apportés par une crue extrême peut également donner naissance, entre autres, à de vastes alluvionnements, des

recoupements de méandres et la création de nouveaux bras de rivières, le contournement d'obstacles tels qu'un barrage ou l'élargissement du lit (Brooks et Lawrence 2000; Ruiz-Villanueva *et al.* 2023).

Cependant, même s'ils sont récurrents et peuvent être dommageables et dangereux, ces phénomènes sont peu ou mal considérés dans l'évaluation de l'espace de mobilité tel que défini actuellement. La capacité de prédire les modifications dans la trajectoire HGM que pourrait causer une crue extrême est faible considérant la complexité de facteurs interdépendants qui ont une incidence sur l'ampleur des changements géomorphologiques et leur distribution spatiale (Buraas *et al.* 2014). Des mesures d'atténuation pourraient toutefois être intégrées dans les stratégies de gestion. L'élargissement du corridor de mobilité afin de réduire les dommages que peuvent causer des inondations en est un exemple, mais ce type de mesure figure rarement dans les pratiques (Ruiz-Villanueva *et al.* 2023).

1.1.3 Site d'étude

1.1.3.1 Description physique des lieux

La rivière à Mars se situe au Saguenay (Québec), dans l'arrondissement de La Baie (figure 4). Le corridor fluvial à l'étude couvre les douze kilomètres aval de la rivière, du Barrage des Murailles jusqu'à son embouchure dans la Baie des Ha! Ha! et constitue la portion la plus anthropisée du bassin versant. De sa source, la rivière s'écoule sur environ 95 km et draine un bassin versant de 664 km^2 (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014). La majeure partie du bassin versant est sous couvert forestier et très peu anthropisée, mais le corridor à l'étude traverse des terres à usages récréatifs, privés, urbanisés et industriels.

Le bassin versant de la rivière à Mars s'étend en grande partie dans la Réserve faunique des Laurentides sur un territoire escarpé. La géomorphologie du territoire à l'étude est d'origine glaciaire, présentant des affleurements rocheux à certains endroits. Le sol est composé majoritairement de dépôts alluviaux récents, de dépôts fluvio-glaciaires et d'argile marine (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014). Le lit de la rivière, de type graveleux, se constitue de sédiments grossiers de tailles variées, formant un pavage dans la majeure partie du tronçon à l'étude. Cependant, il est également possible d'observer des affleurements de roche mère et d'argile marine à certains endroits. Le régime hydrologique de la rivière est

directement affecté par les précipitations et indique un débit annuel moyen de 11 m^3/s (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014) comportant des périodes de crues pouvant dépasser 150 m^3/s et des étiages atteignant 1 m^3/s (Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie 2021).

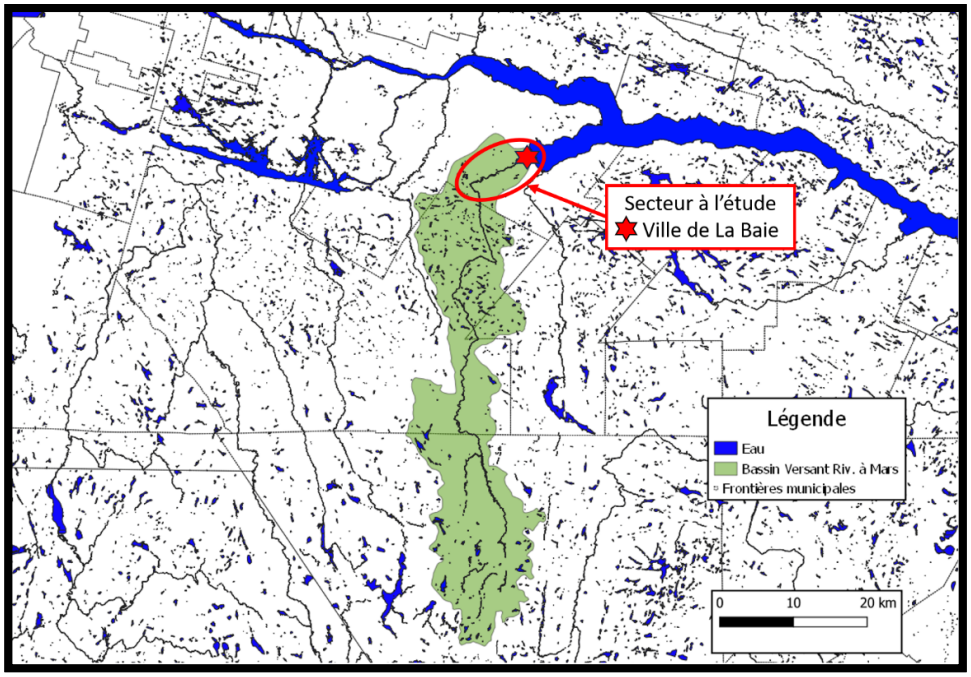

Figure 4 : Bassin versant de la rivière à Mars et site d'étude encerclé en rouge.

1.1.3.2 Historique

Les berges de la rivière à Mars ont rapidement fait l'objet d'aménagements avec le développement de la région. Quelques moulins à scie et centrales hydroélectriques ont été construits de part et d'autre du chenal au cours du XIXe et XXe siècle. La rivière se retrouve harnachée depuis le début du XXe siècle en plus de connaître le flottage du bois durant une quinzaine d'années (Lavoie 1990; Culture et communication Québec 2013). Cependant, avant la construction du barrage Roméo Tremblay en 1930, situé au troisième kilomètre à partir de l'embouchure, elle fut réputée pour son abondance en saumon atlantique (*Salmo salar)*, espèce prisée par les pêcheurs sportifs (Répertoire du patrimoine culturel du Québec 2013). Ce barrage a alors bouleversé l'écologie de la rivière en modifiant la connectivité amont-aval et limitant l'accès à des habitats potentiels en amont, provoquant une diminution

considérable de la population de saumon. Une passe migratoire fut construite en 1985 afin de tenter de rehausser les stocks de poisson (Répertoire du patrimoine culturel du Québec 2013). En outre, plusieurs efforts d'ensemencement combinés à la construction de frayères et de seuils ont également été réalisés par l'organisme responsable de la gestion de la pêche sur la rivière à Mars au cours des dernières années (Contact Nature 2018).

1.1.3.3 Le *déluge* de 1996

Au Saguenay, le *déluge* de 1996 a grandement modifié les rivières à bien des points de vue, notamment sur le plan hydrogéomorphologique. La rivière à Mars fut touchée de façon particulièrement intense alors que son débit s'est considérablement amplifié et son lit fut élargi à plus de 250 mètres à certains endroits (Brooks et Lawrence 2000). Cette crue extrême a emporté des infrastructures urbaines, notamment une partie du système d'aqueduc et du réseau électrique, des tronçons de route, des ponts, le sol et la végétation. Elle a également fortement ébranlé l'esprit des riverains, dont certains ont vu leur maison emportée par les eaux (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997; Auger *et al.* 2000; Lalande *et al.* 2000; Maltais *et al.* 2001). Devant l'urgence d'agir et l'insécurité de la population, d'importants travaux se sont rapidement déployés, particulièrement pour la reconstruction des rivières (Environnement Québec 2003). Ainsi, la stabilisation des berges par des enrochements massifs figure comme l'ouvrage le plus considérable, suivi du dragage, du nettoyage et du remblayage des lits de rivières, dont celui de la rivière à Mars. D'autres travaux tels que la construction de seuils, la reconstruction de ponts, de lignes ferroviaires, du barrage Roméo Tremblay et de la passe migratoire ont également eu lieu à la rivière à Mars (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997). Les travaux *postdéluge* ont alors canalisé et enroché la rivière sur plusieurs kilomètres, lui enlevant tout espace de mobilité potentiel. Ainsi, depuis 25 ans, cette rivière montre des signes de déséquilibre et tend à se réajuster à travers divers processus ayant un impact sur son écosystème, spécialement pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) et l'omble de fontaine anadrome (*Salvelinus fontinalis*).

1.2 MÉTHODE POUR LA DÉTERMINATION D'UN ESPACE DE MOBILITÉ

L'objectif de l'étude est de déterminer un espace de mobilité pour la rivière à Mars en considérant les facteurs anthropiques et sa dynamique HGM naturelle et historique. La méthode proposée intègre le phénomène de crue extrême survenue 25 années plus tôt, l'anthropisation de sa plaine alluviale de même qu'un fort niveau de stabilisation des berges. Plus précisément, l'intention est de présenter la méthodologie développée pour créer un espace de mobilité intégratif basé sur une approche géomorphologique historique (incluant la crue de 1996), une approche basée sur les projections de mobilité latérale sur 50 ans et une approche ajoutant les facteurs socioéconomiques.

1.2.1 Étude de la trajectoire historique

La détermination de l'espace de mobilité s'est effectuée à partir d'une combinaison d'approches nécessitant une analyse historique approfondie, dont notamment l'estimation des taux d'érosion latérale. L'analyse a été réalisée selon la méthode d'analyse de la trajectoire historique proposée par Dufour et Piégay (2009) à partir d'images aériennes depuis 1950 et d'orthophotographies de 2000 à aujourd'hui. Pour commencer, une comparaison des différents tracés de la rivière à Mars à débits relativement égaux et à intervalle de plus ou moins une décennie a été réalisée à l'aide d'un logiciel SIG (système d'information géographique). Par la suite, il est possible de comprendre et de quantifier l'évolution historique et récente d'un système fluvial. Ces données permettent de caractériser la dynamique du cours d'eau afin de définir, par exemple, si le système se trouve en déséquilibre et d'identifier les secteurs où les changements sont plus marqués. Ainsi, on distingue et analyse chacune des variables ci-dessous, de même que leur degré de modifications et ce qui pourrait en être les causes potentielles.

De cette manière, six variables ont été mesurées et divisées par la moyenne de chaque tronçon homogène, ensuite comparées sur une même échelle temporelle:

1- Les superficies totales d'érosion par période;
2- La superficie couverte par une végétation mature à l'intérieur du corridor occupé par la rivière lors de la crue de 1996;
3- La moyenne de la largeur du chenal mesurée à chaque 10m au niveau plein-bord;
4- La superficie des bancs d'accumulation;
5- L'indice de sinuosité;

6- L'indice de tressage (Egozi et Ashmore 2008).

L'évolution des valeurs de ces variables dans le temps a été examinée en considérant l'historique des débits maximums (moyenne journalière) annuels standardisés (écart-type) ainsi qu'avec la chronologie des évènements marquants comme le *déluge* de 1996.

Étant donné que l'étude s'effectue sur 12 km, il est pertinent d'établir un portrait plus ciblé de la trajectoire historique afin de distinguer la dynamique fluviale de chaque secteur. Cela permet de mettre en place des interventions plus adaptées aux réalités des différents secteurs dans le cadre d'une éventuelle restauration. La rivière a été segmentée de deux façons. La première segmentation divise le corridor en 12 tronçons d'une longueur égale d'un kilomètre. La deuxième segmentation divise le corridor en trois segments géomorphologiquement homogènes dont les longueurs varient. Le tronçon à l'amont mesure cinq kilomètres et se présente comme le plus stable sur le plan géomorphologique; le tronçon intermédiaire, plus mobile, mesure quatre kilomètres; et le tronçon à l'aval est long de trois kilomètres et est contraint par la zone urbanisée.

1.2.2 Détermination de l'espace de mobilité

Le style fluvial associé au dynamisme est l'un des premiers éléments à prendre en compte pour la détermination d'un espace de mobilité (Malavoi *et al.* 1998; Biron *et al.* 2013). Les rivières à méandres, divagantes, sinueuses ou à tresses, ne se présentent pas avec la même dynamique HGM. À titre d'exemple, pour une rivière à méandres stable, les zones sujettes à l'érosion seront situées généralement dans la partie concave du méandre (Biron *et al.* 2013), tandis que pour une rivière divagante, sa mobilité plus dynamique exige un plus large périmètre de part et d'autre du chenal pour le même horizon de temps (Biron *et al.* 2013). Il est important de noter que des changements dans le style fluvial peuvent s'observer sur une même rivière, demandant une analyse en fonction de tronçons homogènes. Il est également crucial d'analyser le contexte de la plaine alluviale et des enjeux pouvant s'y trouver (occupation du territoire) (Ollero 2010). L'approche de détermination d'un corridor de mobilité est alors choisie en fonction des conditions du milieu et du niveau de dynamisme de la rivière pour chaque tronçon homogène. Enfin, les approches utilisées dans cette étude intègrent également le phénomène d'une crue extrême, ne figurant pas dans les méthodes citées précédemment.

La délimitation de l'espace de mobilité de la rivière à Mars s'est réalisée à partir de trois approches différentes inspirées de Malavoi *et al.* (1998), de Biron *et al*. (2013) et d'Ollero (2010) et adaptées à l'environnement spécifique de la rivière. Ces approches considèrent différents paramètres pouvant s'imbriquer ou non selon la situation de chaque tronçon. La première approche est l'évaluation de l'espace historique, basé sur une approche géomorphologique de l'évolution de la trajectoire historique du chenal. Chacun des tracés du lit mineur a été vectorisé à partir des images aériennes de différentes époques séparées d'une dizaine d'années environ (1950, 1964, 1976, 1985, 1994, 1996, 2005, 2016, 2020). Par l'apport du périmètre du chenal très large de 1996, le phénomène de crue extrême s'intègre dans l'espace historique. L'espace historique est alors l'enveloppe externe de la superposition de tous les tracés depuis 1950, donc de la totalité du territoire occupée par la rivière depuis plus de 70 ans.

La seconde approche concerne un espace de mobilité correspondant au M50 et est basée sur une approche prévisionnelle des zones sujettes à l'érosion pour les 50 prochaines années. Il s'agit du corridor le plus restreint, établi à partir de l'historique des moyennes de superficie d'érosion latérale du cours d'eau en excluant 1996. La méthode choisie se situe à mi-chemin entre l'approche ER50 proposée par Malavoi *et al.* (1998) et l'espace de mobilité M2 proposée par Biron *et al.* (2013). L'espace M50 est ensuite vérifié en l'appliquant sur des images aériennes historiques antérieures, remontant jusqu'en 1998.

Les superficies d'érosion ont été mesurées pour les combinaisons d'années selon la chronologie des images aériennes. Elles ont ensuite été divisées par tronçon de plus ou moins un kilomètre selon l'homogénéité du secteur. Cependant, étant donnée la nature métamorphosée de la rivière entre les périodes *prédéluge* et *postdéluge* mise en évidence lors de l'analyse de la trajectoire historique, les superficies d'érosion estimées pour la crue de 1996 n'ont pas été considérées. Il en est de même pour les 25 années suivantes en raison de la forte stabilisation mise en place après cette crue. Nous avons fait ce choix en raison de l'objectif de démanteler certains enrochements qui permettrait à la rivière d'opérer ses processus d'érosion à l'intérieur de l'espace de mobilité préalablement défini. Ainsi, il est plus opportun de considérer les taux d'érosion précédant l'enrochement des berges de la rivière à Mars. L'espace M50 a donc été délimité de chaque côté du cours d'eau et au-delà des ouvrages de stabilisation en projetant la moyenne des taux d'érosion de 1950 à 1994 sur

les 50 années à venir. Une intégration des contraintes anthropiques figurant à l'intérieur de ce corridor a été ajoutée en dernière étape afin d'identifier rapidement les différents enjeux d'ordre socioéconomique (routes, chemins de fer, terrains privés, *etc*.).

La troisième approche d'évaluation d'espace de mobilité est basée sur une approche socioéconomique additionnée aux résultats croisés des deux méthodes précédentes. Elle intègre alors le phénomène de crue extrême et est adaptée selon les composantes de l'environnement de la plaine alluviale. Cela lui confère un plus large corridor que peut permettre l'espace M50, tout en considérant les éléments anthropiques déjà présents à l'intérieur des espaces définis précédemment. La première étape a été de tracer l'enveloppe externe des deux premiers corridors de mobilité superposés de manière à délimiter le périmètre le plus large. Ce périmètre a ensuite été restreint en soustrayant les infrastructures telles que les routes, les chemins de fer, de même que les aires résidentielles et urbaines, puis ajusté selon la topographie de la plaine alluviale à l'aide de l'imagerie LiDAR. Cette approche est grandement inspirée de celles d'Ollero (2010) et de Malavoi *et al.* (1998).

1.3 RÉSULTATS

1.3.1 Trajectoire historique

La rivière à Mars a subi d'énormes changements depuis 1950, non seulement par sa forte anthropisation, mais surtout par la crue extrême de 1996 suivie des travaux de stabilisation. L'étude de la trajectoire historique met en évidence ces changements morphologiques (figure 5 et 6). En ce qui concerne les superficies d'érosion quantifiées par période et rapportées en moyenne par année, il est possible d'en tirer plusieurs informations (figure 6, A). La période entre 1950 et 1964 présente des faibles taux d'érosion (0,46 % de la plaine alluviale), mais une augmentation a pu être observée jusqu'en 1994, notamment lors de la période de 1976 à 1985 (4 % de la plaine alluviale). Le tronçon mobile se démarque des autres tronçons par une mobilité relativement plus élevée. La période de 1994 à 1996, représentant l'évènement du *déluge*, montre des taux d'érosion extrêmes et difficilement comparables avec ceux des autres crues importantes (47 % de la plaine alluviale). À titre d'exemple, la période de 1976 à 1985 présente le plus fort taux de mobilité, hormis celle de 1996, enregistrant un total de 82 463 m^2 en superficies érodées pour les neuf années et sur

les douze kilomètres à l'étude. Tandis que l'année seule de 1996 enregistre un total de 970 815 m^2 en superficies érodées, ou une moyenne des taux de recul de l'ordre de 81 mètres linéaires. Cela représente presque douze fois la totalité de l'érosion de neuf années en une seule crue. La crue extrême de 1996 a affecté intensément tous les tronçons, mais en ce qui a trait au secteur urbain (tronçon aval), les berges stabilisées et la présence de nombreuses infrastructures ont diminué l'effet d'érosion latérale qui s'est davantage traduit en inondations. Lors de la période *postdéluge*, les taux d'érosion ont chuté. Seule la période entre 2005 et 2016 présente une certaine activité au niveau des processus HGM à l'intérieur du tronçon mobile, mais les tronçons urbains et stables ne présentent que très peu de superficies érodées entre 1996 et 2020. À titre d'exemple, le tronçon mobile affichait une moyenne de recul des berges de l'ordre de 1,66 mètre par année pour la période 1976-1985, lors de laquelle il y a eu quelques crues morphogènes (124 m^3/s, 112 m^3/s, 102 m^3/s et 98 m^3/s) dont la moyenne des débits maximums est de 81 m^3/s. Alors que la période de 2005 à 2016 présente une moyenne des taux de recul de 0,78 mètre/an et lors de laquelle il y eut trois crues morphogènes plus fortes que celles entre 1976 et 1985 (124 m^3/s, 161 m^3/s, et 147 m^3/s) et dont la moyenne des débits maximums est de 87 m^3/s. Cela signifie que la période 2005-2016, dont les crues morphogènes et la moyenne des maximums de crue ont des ratios plus élevés que la période 1976-1985, affiche une moyenne de taux d'érosion moins de la moitié plus faible que cette même période.

Les superficies couvertes par une végétation mature à l'intérieur du corridor fluvial occupé par la rivière lors des inondations de 1996 ont aussi diminué après 1996 pour tous les tronçons (figure 6, C). La végétation arrachée par la crue s'est donc peu réinstallée avec les années. Cependant, on constate une augmentation des zones boisées au PK 5 et au PK 10 depuis 2016 due à des plantations. La largeur moyenne du lit mineur a également diminué après 1996 pour les tronçons urbain et mobile, mais ce n'est pas tout à fait le cas du tronçon stabilisé (figure 6, D). En effet, certains secteurs de ce tronçon se sont élargis après le passage de la crue de 1996, mais deviennent de plus en plus restreints depuis 2005. Les changements temporels observés quant à la superficie des bancs d'accumulation sont différents pour chacun des tronçons (figure 6, B). Le tronçon urbain présente une diminution constante depuis 1950, excepté lors de la crue de 1996 où plusieurs nouveaux bancs d'accumulation sont apparus de toute part. En ce qui concerne le tronçon mobile, l'aire des secteurs en

accumulation avant 1996 est supérieure aux autres tronçons, mais a davantage diminué après 1996, et tend à augmenter après 2005 sans encore atteindre les superficies *prédéluge*. Quant au tronçon stable, on observe une diminution entre 1950 et 1994, et une légère remontée après 1996 pour atteindre environ les mêmes superficies qu'en 1994. L'indice de sinuosité est passé de stable à une diminution constante depuis 1996 (figure 6, F). Quant à l'indice de tressage, il est en diminution constante depuis 1950 dans les tronçons urbain et mobile, a atteint un sommet au cours de l'évènement de 1996, pour redescendre au plus bas en 2005 et montre aujourd'hui une tendance à augmenter légèrement (figure 6, E).

De manière globale, les résultats de l'analyse de la trajectoire historique montrent la différence notable entre les périodes *prédéluge* et *postdéluge*, de sorte que tous les indicateurs présentent des valeurs plus élevées avant 1996. Les données qu'apporte la crue de 1996 sont généralement extrêmes et provoquent d'énormes changements dans les résultats de l'étude de la trajectoire, qui se font toujours ressentir 25 années plus tard.

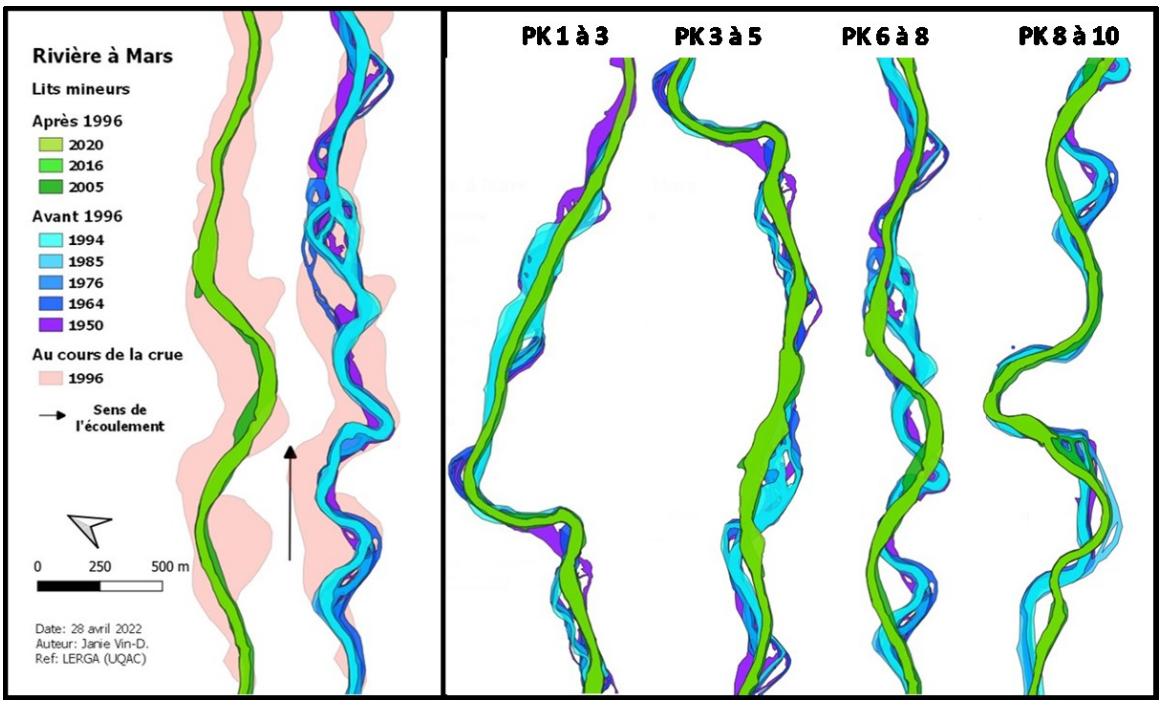

Figure 5 : Superposition d'une séquence temporelle des tracés du chenal depuis 1950, illustrée par une variante de tons de bleu pour la période pré-inondations et une variante de tons de vert pour la période post-inondation. À la gauche de la figure on peut voir le chenal en rose sous-jacent qui illustre le chenal de 1996 en cours de crue, comparé avec le tracé des chenaux récents, puis, le tracé des chenaux avant 1996 (PK 6 à 8).

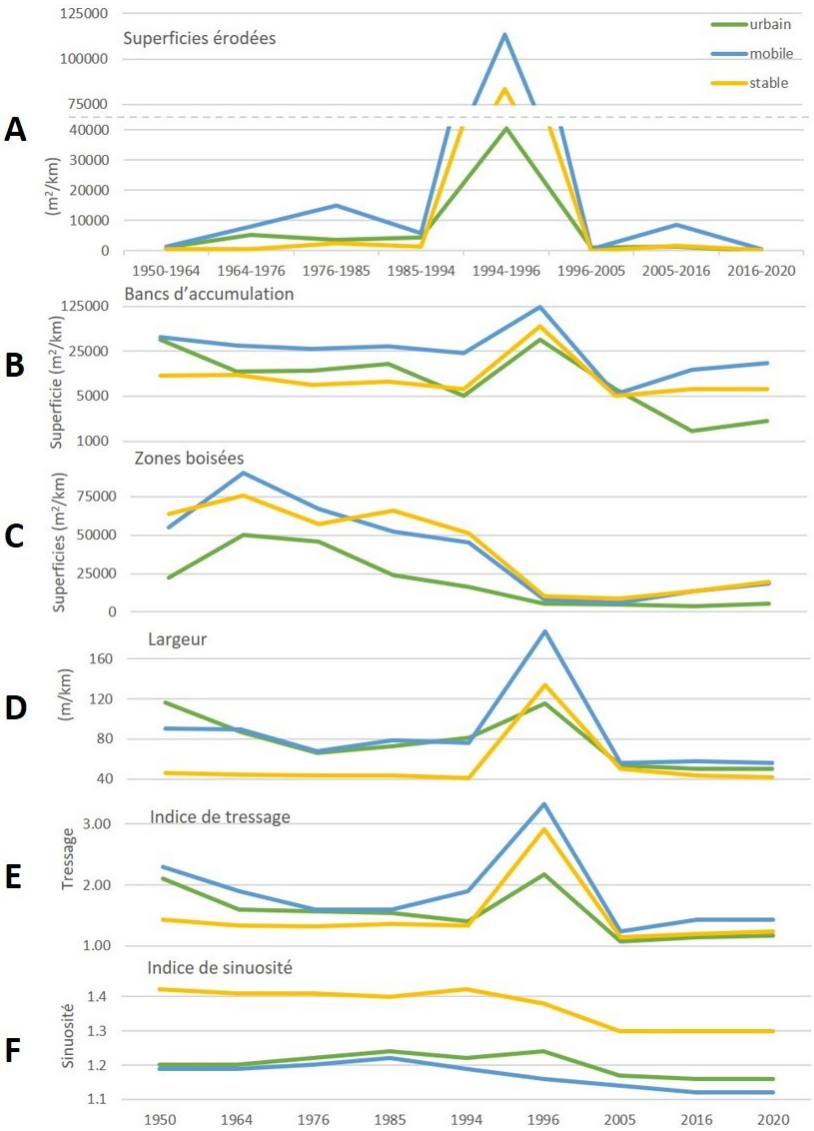

Figure 6 : Trajectoire historique par tronçons homogènes (urbain, mobile, stable) des différents indicateurs : A-superficies érodées; B- superficies des bancs d'accumulation; C- superficies des zones boisées; D- largeur du chenal; E- indice de tressage; F- indice de sinuosité.

1.3.2 Espace de mobilité

La détermination des trois espaces de mobilité a été réalisée dans le but d'être utilisés comme outils dans la planification de l'aménagement du territoire. Chacun de ces espaces présente des caractéristiques différentes et pertinentes à prendre en considération lors des choix d'aménagement. Afin d'offrir une meilleure perspective, le tableau 1 montre une comparaison du pourcentage que représente l'étendue de chacun des espaces de mobilité, par tronçons homogènes, par rapport à la zone inondée lors de la crue de 1996. On y observe que

l'espace historique est le plus grand et l'espace M50 est généralement plus petit. L'espace de mobilité intégratif se situe entre les deux, mis à part pour le tronçon urbain, plus restreint, car il a été adapté aux contraintes d'infrastructures humaines.

TABLEAU 1 : Pourcentage de la zone inondée lors de la crue de 1996 qu'occupe chacun des espaces de mobilité selon les tronçons homogènes**.**

Tronçon	Historique	M50	Mobilité intégratif
Urbain	73%	39%	35%
Mobile	106%	59%	83%
Stable	88%	33%	73%

Afin d'offrir un point de vue différent, le tableau 2 compare les points forts des trois espaces de mobilité de manière qualitative, additionnés de leurs figures situées au même endroit et à même échelle.

TABLEAU 2 : Présentation des trois espaces de mobilités.

Espace historique Approche géomorphologique de l'évolution historique du chenal depuis 1950, incluant 1996. (figure 7)	• Large espace occupant une grande partie de la plaine alluviale récente et pouvant être comparable au Mplaine de l'espace de liberté (Biron *et al.* 2014). • Inclut des infrastructures humaines, telles que des routes, des chemins de fer et des zones résidentielles et urbaines.
Espace de mobilité sur 50 ans (M50) Approche basée sur la projection sur 50 ans de taux d'érosion historiques moyens. (figure 8)	• Espace restreint par un corridor de mobilité adapté aux moyennes de superficies d'érosion historiques selon des tronçons homogènes. • Les infrastructures humaines et les terrains privés présents à l'intérieur du corridor sont identifiés par des couleurs distinctes permettant une identification rapide des zones de contraintes.
Espace de mobilité intégratif Approche socioéconomique, additionnée au résultat croisé des deux approches précédentes. (figure 9)	• Espace adapté selon les contraintes et libertés que présentent différents aspects de la géographie humaine et physique du territoire. • Les infrastructures humaines sont exclues de cet espace, mais les terrains privés sont inclus lorsque les bâtiments ne figurent pas à l'intérieur du périmètre, et sont identifiés par une couleur distincte. Cela permet une identification des enjeux par rapport aux riverains et permettra une adaptation au cas par cas de l'espace selon l'acceptabilité sociale.

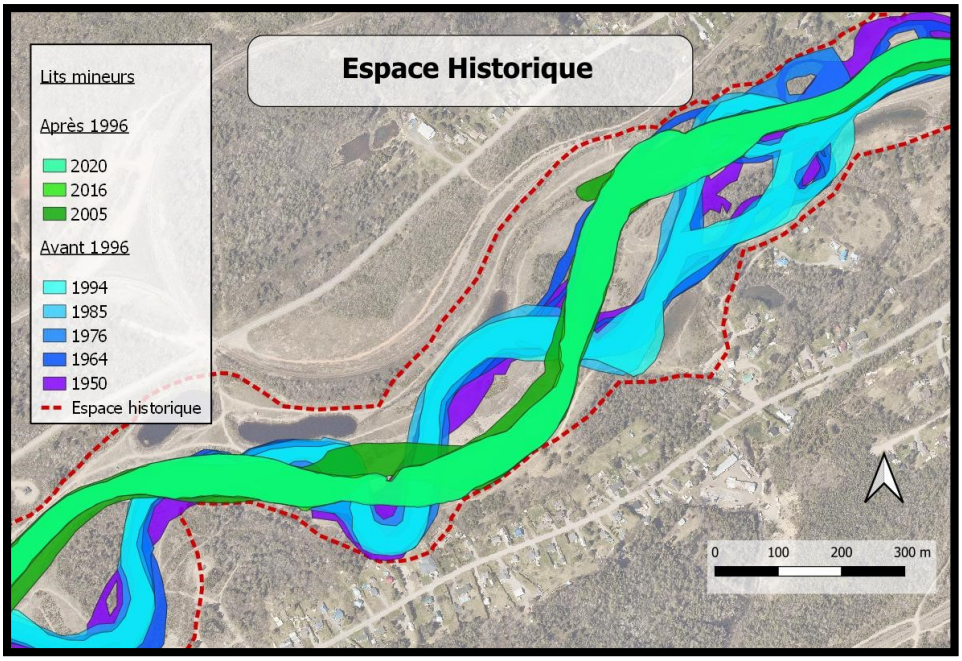

Figure 7 : Espace historique déterminé par l'enveloppe externe de la superposition des lits mineurs historiques et de celui de la crue de 1996.

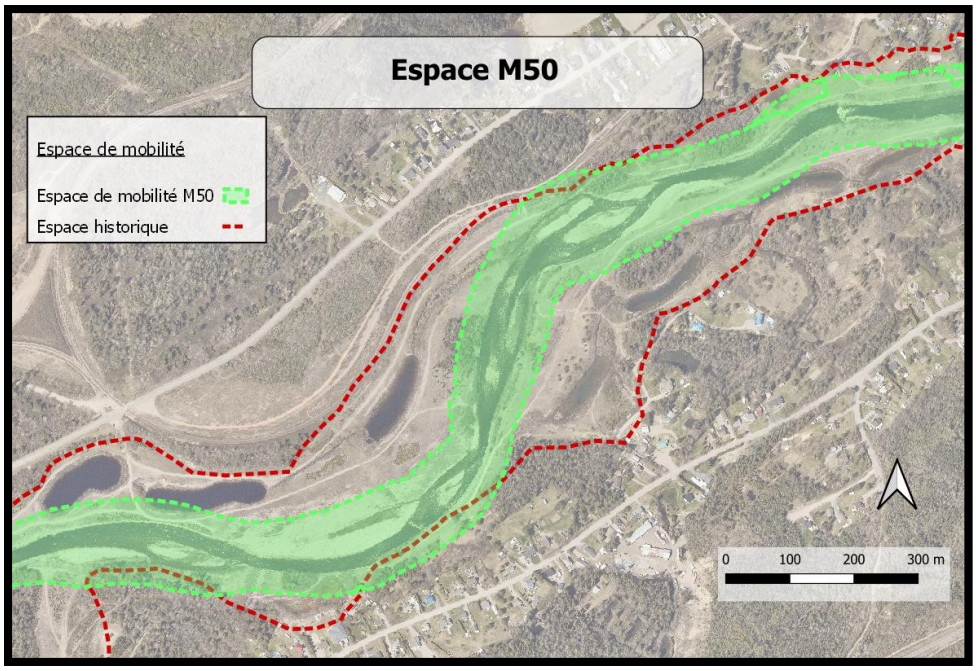

Figure 8 : Espace M50 déterminé par la projection de l'érosion sur 50 ans.

Figure 9 : Espace fluvial intégratif déterminé par une approche socioéconomique additionnée au résultat croisé des deux approches précédentes.

1.4 DISCUSSION

1.4.1 Trajectoire historique

La trajectoire historique de la rivière à Mars est fortement liée à l'aménagement autour de la rivière au fil du temps. Afin de bien interpréter chacun des résultats, il est indispensable de mettre en parallèle les interventions de nature anthropique survenues lors de chacune des périodes analysées. Il en va de même pour l'historique des débits de crues de chaque année. La discussion sera alors présentée de manière chronologique afin d'illustrer les fondements des enjeux contemporains relatifs aux aménagements antérieurs de la rivière.

L'étude de la trajectoire historique débute avec des images aériennes de 1950 sur lesquelles on observe les signes du passage récent d'une forte crue qui a laissé de grandes superficies de sédiments mis à nu se traduisant en bancs d'accumulation. Ces derniers sont le résultat de l'élargissement du chenal lors de la crue provoquant l'érosion des berges et le décapage de la végétation sur les bancs d'accumulation comme l'ont expliqué Buraas *et al.* (2014). La rivière, de style divagant, a également laissé les traces de chenaux multiples sur

ses bancs d'accumulation révélant l'apport en sédiments causé par l'augmentation temporaire des débits. On reverra ce phénomène seulement sur les images aériennes de 1996, après le passage de la crue. Ces informations ont pu être validées par une recherche historique auprès de la Bibliothèque et archives nationales du Québec, qui affiche des photos des inondations de 1942 causées par la rivière à Mars dans les premiers quartiers de La Baie (BANQ 2023). D'ailleurs, l'historique du suivi hydrologique de la rivière Chicoutimi, située à une vingtaine de kilomètres de la Mars, indique qu'en 1942 et 1947, les débits de crues printanières ont atteint les maximums les plus élevés observés depuis 1924 jusqu'à aujourd'hui, après ceux de 1996 (Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie 2023a). Ces informations viennent justifier les données de 1950 quant aux taux plus élevés des superficies de bancs d'accumulation, de la largeur du chenal et de l'indice de tressage par rapport à 1964, 1976 et 1985. Il en est également pour les taux moins élevés des superficies boisées ainsi que pour les taux d'érosion (figure 6).

Les crues morphogènes ont été plus nombreuses au cours de la période de 1976 à 1985 (figure 10), ce qui donne lieu à de plus grandes superficies érodées. L'augmentation des processus d'érosion est un phénomène largement observé et documenté dans le monde (Florsheim *et al.* 2008; Fryirs *et al.* 2015; Magilligan *et al.* 2015; Sholtes *et al.* 2018). Les taux d'érosion plus élevés dans la partie mobile montrent un dynamisme plus intense, qui s'observe également à chacune des périodes étudiées, signifiant une capacité plus élevée à mobiliser les sédiments que dans les autres tronçons. Ce phénomène pourrait s'expliquer par la géomorphologie localisée du cours d'eau dont les forces érosives peuvent élargir davantage le chenal à un endroit plus qu'un autre (Buraas *et al.* 2014). La partie urbaine affiche plutôt une tendance à la baisse étant donné la stabilisation des berges à quelques endroits, attribuable au développement urbain et à l'expansion de la zone industrialo-portuaire à l'embouchure de la rivière. Le développement du territoire provoque également le déboisement de plusieurs secteurs se traduisant par une diminution générale et quasi constante des superficies forestières depuis 1964 jusqu'en 1994 (figure 6).

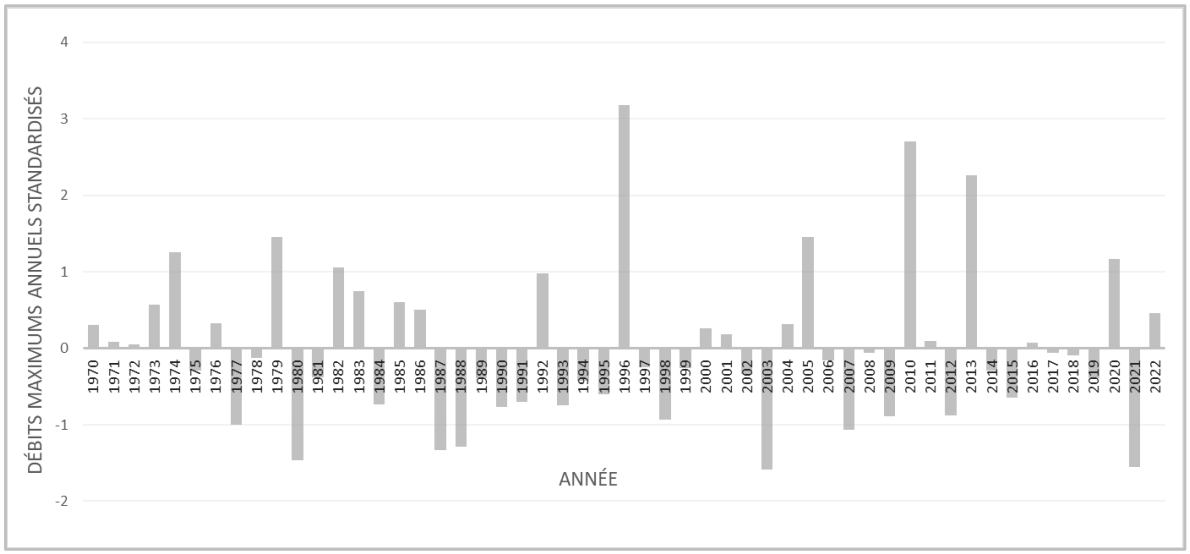

Figure 10 : Historique des débits maximums annuels standardisés (moyenne journalière) de 1970 à 2022 (Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie 2023b). *Les débits non standardisés du MELCCFP montrent une valeur de 175 m^3/s pour 1996, mais les débits estimés par Brooks et Lawrence (2000) sont à plus de 445 m^3/s. Cette valeur n'a donc pas été modifiée afin de mieux saisir l'écart entre les autres valeurs. La valeur réelle aurait présenté un écart-type de 16,7.

La période de 1985 à 1994 présente une certaine stabilité pour la plupart des indicateurs (bancs d'accumulation, largeur, tressage et sinuosité) (figure 6) et concorde avec l'historique des débits qui, pour la même période, montre peu de crues morphogènes (figure 10). Cet élément explique également la diminution des taux d'érosion latérale pour cette période.

De manière générale, les changements au cours de la période de 1950 jusqu'à 1994, au niveau des indicateurs, sont induits par le nombre et la puissance des crues morphogènes, mais aussi par l'urbanisation et l'augmentation des zones résidentielles dans les secteurs riverains. La réponse fluviale varie également selon les caractéristiques géomorphologiques de chaque tronçon homogène, justifiant la pertinence d'une analyse à cette échelle (Sholtes *et al.* 2018). D'un autre point de vue, il est intéressant de souligner les ajustements de chacun des indicateurs après 1950 pour arriver à une certaine stabilisation jusqu'en 1994, notamment par rapport à la végétalisation des bancs d'accumulation. Cela témoigne de la résilience du système fluvial après une forte crue sans intervention humaine, laissant, par le fait même, un

aperçu de la manière dont la rivière aurait pu se réajuster naturellement suite aux inondations de 1996.

C'est la crue de 1996 qui a bouleversé le plus significativement la rivière à Mars à tous les égards. Chacun des indicateurs présente soit une forte augmentation (érosion, bancs d'accumulation, largeur, tressage), soit une grande diminution (zones boisées, sinuosité). Le tronçon urbain est généralement touché moins intensément tandis que la partie mobile l'est plus fortement. Ce type de bouleversement hydrogéomorphologique extrême s'est également observé dans des rivières au Vermont, lors de la tempête Irène de 2011 par exemple, où les débits ont dépassé les maximums historiques enregistrés (Magilligan *et al.* 2015).

La crue extrême de 1996 a emporté plusieurs infrastructures et différents organismes se sont mis à pied d'œuvre afin de tenter de préserver ce qu'ils pouvaient dans la ville de La Baie. Ainsi, des sacs de sable ont été installés de manière à limiter l'érosion dans le tronçon urbain, mais sans empêcher l'inondation d'une grande partie du secteur (Brooks et Lawrence 2000; Lalande *et al.* 2000). En ce qui a trait au tronçon mobile, la nature des berges et de la plaine alluviale a permis davantage de mobilité latérale et la rivière s'est élargie parfois de plus de 200 m, emportant alors plusieurs habitations et infrastructures. L'élargissement du chenal est une des réponses géomorphologiques les plus courantes dans un contexte de crue extrême (Magilligan *et al.* 2015; Ruiz-Villanueva *et al.* 2023). Lorsque ce phénomène se produit dans une zone d'activités humaines, les risques d'inondations deviennent très élevés, engendrant de lourdes conséquences économiques et sociales (Rickenmann *et al.* 2016; COMEXI-RDG 2023). Enfin, le tronçon stable est caractérisé par quelques secteurs offrant des contraintes lithologiques. Cependant, de manière générale, la plaine alluviale récente présente des berges aux pentes plus fortes et plus élevées limitant davantage la mobilité latérale par rapport au tronçon mobile.

La période suivant le *déluge* est marquée par une diminution de tous les indicateurs (figure 6). La rivière demeure profondément bouleversée par le passage de la crue, mais surtout par les travaux de reconstruction de la plaine alluviale et de stabilisation massive des berges par enrochements. La définition d'un nouveau chenal unique a presque fait disparaître l'ensemble des bancs d'accumulation, a diminué la sinuosité et enlevé l'effet de tressage (figure 11). Le remaniement des sédiments à l'aide de machinerie lourde pour reconstruire la plaine alluviale a compacté le sol, dont les matières organiques étaient déjà lessivées par la

crue, ce qui a pour effet de limiter le retour de la végétation. En outre, les crues survenues entre 1996 et 2005 ont été relativement faibles (max. 90 m^3/s), donc, combiné à la stabilisation des berges, les taux d'érosion ont été minimes. Enfin, les travaux de reconstruction du chenal ont déterminé une largeur presque uniforme sur l'entièreté des tronçons à l'étude. Ainsi, en la contraignant dans un seul chenal méandriforme, la rivière à Mars a perdu son style divagant lié à des processus d'érosion actifs dans la majeure partie du secteur à l'étude. Ce type de changement dans le style fluvial s'est également observé dans plusieurs rivières, notamment en Europe (Dufour et Piégay 2009; Downs et Piégay 2019; Trullenque Blanco *et al.* 2022), provoqué par un territoire fluvial fortement anthropisé.

Figure 11 : Comparaison d'images aériennes du même secteur, prises en 1996 (A) et 1998 (B), montrant les modifications apportées dans la rivière à Mars après le passage de la crue de 1996. L'image A montre la rivière peu de temps après la crue avant les travaux de stabilisation. L'image B montre la rivière après les travaux.

À partir de 2005, on observe que, dans les secteurs libres d'enrochements, la rivière tend à reprendre son style divagant. Cela s'opère majoritairement dans la partie mobile où l'on observe un rehaussement de quelques indicateurs (bancs d'accumulation, tressage) (figure 6). Mais le plus intéressant se situe au niveau de la faible remontée des superficies d'érosion, n'offrant aucune corrélation avec la puissance des débits de crues associées à cette même période. Les trois crues qui ont eu lieu à l'automne 2005 ainsi qu'au printemps 2010 et 2013 ont été les plus fortes depuis 1970 (124 m^3/s, 161 m^3/s, 148 m^3/s). Toutefois, les enrochements empêchent les processus d'érosion latérale et causent alors de l'érosion verticale, c'est-à-dire l'incision du chenal (Simon et Rinaldi 2006). La rivière se retrouve

alors en déficit sédimentaire et la concentration de l'écoulement, induit par l'incision du chenal, augmente la puissance spécifique et limite la création de géodiversité, qui elle, soutient la biodiversité (Simon et Rinaldi 2006; Florsheim *et al.* 2008; Wheaton *et al.* 2019).

Finalement, l'étude de la trajectoire historique montre que les travaux de reconstruction de la plaine alluviale et la stabilisation des berges par enrochements, réalisés en réponse à la crue de 1996, ont toujours un impact sur chacun des indicateurs analysés. La rivière manifeste un déséquilibre au sein de ses processus hydrogéomorphologiques comme l'ont montré Reid et Church (2015) dans l'étude des conséquences des enrochements dans les systèmes fluviaux. Cependant, par l'observation des quelques secteurs libres d'enrochements, il est possible d'affirmer qu'elle tend à retrouver son style divagant et que les processus HGM peuvent toujours opérer. Les résultats suggèrent qu'une restauration de la rivière par le retrait de ses enrochements additionné à la détermination d'un espace de mobilité serait bénéfique (Biron *et al.* 2018b; Arfeuillère *et al.* 2023). Des processus d'érosion à nouveau effectifs et la liberté d'une migration latérale sans contrainte anthropique induiraient un retour vers un meilleur équilibre HGM de la rivière à Mars (Florsheim *et al.* 2008).

1.4.2 Espace de mobilité

Chacun des trois espaces de mobilités offre des avantages et des inconvénients résumés dans le tableau 3, et bien que certains paraissent plus adéquats que d'autres, ils peuvent tous contribuer à la prise de décisions quant à l'aménagement du territoire.

L'espace historique n'est pas défini pour être concrétisé tel quel sur le territoire, car il intègre des infrastructures telles que des tronçons de route et de chemins de fer, de même que des terrains résidentiels, commerciaux et industriels, ne concordant pas avec l'aménagement actuel. Il n'inclut pas non plus de projection de zones érodables, ce qui pourrait présenter d'éventuels enjeux de sécurité civile. Malavoi *et al.* (1998) l'utilisent afin d'évaluer l'évolution du cours d'eau, notamment le style fluvial, qui aidera à une prise de décision dans le choix du style fluvial à préserver ou restaurer. Cependant, l'espace historique ici peut être également utile afin d'évaluer le risque lié aux évènements extrêmes, car le tracé du lit mineur lors de la crue de 1996 y est intégré. L'espace historique d'Ollero (2010) est davantage

comparable, car il intègre les zones inondables par des crues de récurrences décennales dans sa détermination du territoire fluvial.

L'approche d'une zone tampon de chaque côté du chenal utilisée afin de déterminer un espace de mobilité sur 50 ans diffère de l'approche de Biron *et al.*(2013) et de Malavoi *et al.* (1998) du point de vue de la méthode de projection de l'érosion. Une projection basée sur l'observation des zones d'érosion probables et très localisées le long de transects spécifiques (M1 de Biron *et al.* (2013)) ne peut fonctionner due au fort dynamisme de la rivière à Mars. La méthode plus conservatrice du M2 proposé par Biron *et al.* (2013), basée sur l'amplitude des méandres, pourrait alors davantage s'appliquer. Cependant, son état actuel n'est aucunement représentatif de son style divagant naturel passé, avant de se trouver contrainte par les ouvrages de stabilisation. Son caractère linéaire qui, auparavant très sinueux, viendrait accentuer l'effet d'incertitude sur la fiabilité du corridor de mobilité, compte tenu de l'objectif de retrait d'enrochement. Pour ces mêmes raisons, le corridor résultant de l'approche sélectionnée pour l'étude devrait tout de même être réajusté, selon l'évolution de la trajectoire du chenal après avoir été libéré de ses enrochements.

L'espace de mobilité sur 50 ans, ou M50, est plus facile à mettre concrètement en application, car il est le moins limitatif du point de vue territorial. Les différentes infrastructures et terrains résidentiels situés à l'intérieur sont identifiés, laissant ainsi la possibilité de les exclure de la zone de mobilité en préservant les ouvrages de stabilisation des berges. En revanche, cet espace de mobilité contient plusieurs facteurs d'incertitude, d'abord liés à l'interprétation et au traitement des SIG comme mentionné par Biron *et al.* (2013), mais particulièrement par rapport au caractère propre de la rivière à Mars et de sa plaine alluviale. Les projections des superficies d'érosion ont été établies avec les taux d'érosion moyens d'avant 1996, lorsque la plaine alluviale était plus naturelle et boisée. Aujourd'hui, il est impossible d'affirmer que les taux d'érosion moyens seront tels que ceux du passé dans une plaine alluviale complètement modifiée. Cette modification, d'abord induite par la crue de 1996, provient en majeure partie de l'action de la machinerie qui a remanié et compacté les sédiments préalablement lessivés par les eaux. Cet aspect est à considérer avec attention quant à la tolérance aux risques et à l'incertitude. La rivière à Mars offre une dynamique propre aux rivières divagantes (Church 2002; Burge et Lapointe 2005) et peut donc présenter des changements importants dans sa trajectoire en une seule forte crue.

D'ailleurs, la puissance et la récurrence des crues morphogènes sont susceptibles d'augmenter avec les changements climatiques (Palmer *et al.* 2009; Ouranos 2023). Une majoration des taux d'érosion pour le futur pourrait alors être pertinente et plus sécuritaire, comme le proposent Biron *et al.* (2013).

Le troisième espace, basé sur une approche socioéconomique additionnée aux résultats croisés des deux approches précédentes, est le plus adapté aux conditions d'usage actuel du territoire tout en étant un bon compromis pour la mobilité de la rivière. Les infrastructures publiques y sont exclues et le corridor restreint dans le secteur urbanisé. Les terrains résidentiels qui y figurent y sont identifiés permettant une gestion ciblée et adaptée selon les secteurs. Dans les secteurs libres de contraintes socioéconomiques, il s'élargit jusqu'à atteindre les limites de l'espace historique ou jusqu'à l'amplitude du lit majeur actuel, mais rejoint l'espace M50 près des secteurs résidentiels. Cette approche est comparable à celle proposée par Ollero (2010), mais porte davantage sur l'intégration du phénomène de crue extrême plutôt que de l'espace d'inondabilité également défini par Biron *et al.* (2013). Étant donné que le corridor est restreint au niveau de la zone urbaine située à l'aval, les risques liés aux inondations demeurent. Les enjeux liés à l'incertitude tels que mentionnés pour l'espace M50 sont également toujours présents, mais les risques diminués. Un périmètre plus large et libre d'infrastructures et d'enrochements pourrait aider à absorber la puissance d'une forte crue et du débordement de la rivière. Cet espace de mobilité pourrait également contribuer à de meilleurs services écosystémiques et hydrogéologiques assurés par la plaine inondable (Palmer *et al.* 2009).

TABLEAU 3 : Avantages et inconvénients liés à chacun des trois espaces de mobilité.

Espace de mobilité	Avantages	Inconvénients
1- Approche géomorphologique de l'évolution historique du chenal depuis 1950, incluant 1996	• Espace très sécuritaire; • Permet un large corridor naturel.	• Comprend la zone urbaine, les ponts, routes, chemin de fer, terrains privés, *etc.*; • Très restrictif pour toutes nouvelles infrastructures; • Peut présenter d'éventuels enjeux de sécurité civile.
2-Approche basée sur la projection sur 50 ans de taux d'érosion historiques moyens	• Espace le plus restreint donc permet des aménagements plus près de la rivière • Facilite une gestion à court terme.	• Incertitude face aux superficies érodables lors de crues extrêmes; • Incertitude face à l'erreur de géoréférencement et à l'interprétation des images aériennes anciennes; • Incertitude quant à la projection des taux d'érosion sur une plaine alluviale présentant des conditions différentes (Sédiments compactés et peu de végétation) • Espace le moins sécuritaire sur le long terme (projections pour 50 ans).
3- Approche socioéconomique, additionnée au résultat croisé des deux approches précédentes	• Espace faisant les meilleurs compromis entre les approches 1 et 2; • Permet un large corridor naturel dans plusieurs secteurs; • Ne remet pas en question les infrastructures déjà présentes.	• Incertitude pour quelques secteurs face aux superficies érodables lors de crues extrêmes dans une rivière dynamique; • Assez restrictif pour toutes nouvelles infrastructures; • Incertitude face à l'erreur de géoréférencement et à l'interprétation des images aériennes anciennes.

1.5 CONCLUSION

Cette étude a mis en évidence la complexité de déterminer un espace de mobilité dans une rivière ayant subi une crue extrême et fortement altérée par les ouvrages anthropiques. L'étude de la trajectoire historique de la rivière à Mars a permis de comprendre que sa dynamique hydrogéomorphologique avant et après la crue extrême de 1996 a fortement changé. La rivière au style divagant, à plusieurs chenaux relativement stables qui s'activent lors des crues morphogènes, a été transformée en une rivière au style à méandres, à un seul chenal contraint par les enrochements. Depuis sa reconstruction en 1996-1997, elle se trouve en déficit sédimentaire et s'incise, dégradant ainsi son écosystème dont fait partie le saumon atlantique. L'objectif des acteurs locaux est alors de comprendre sa dynamique sédimentaire actuelle et historique afin de la libérer de ses enrochements et de lui offrir un espace de mobilité. Cela permettra le retour d'un meilleur équilibre par des processus HGM actifs, notamment par l'érosion des berges, et de restaurer son écosystème.

La détermination d'un espace de mobilité dans une rivière dont la nature est transformée demande une connaissance approfondie de son histoire sur le plan hydrogéomorphologique. Malgré l'analyse complète de chacune des variables HGM, un certain niveau d'incertitude demeure par rapport aux projections des taux d'érosion et au comportement du cours d'eau après un retrait d'enrochement. C'est une raison pour laquelle les trois espaces de mobilité sont pertinents à préserver lors de la planification des aménagements. L'espace historique permet de mieux évaluer le risque quant aux crues extrêmes. L'espace M50 permet d'analyser les projections sur 50 ans de la migration latérale du chenal, et représente l'espace le facile à mettre en application. Une révision de la projection de l'érosion sera néanmoins nécessaire suite à une première crue morphogène lorsque le retrait d'enrochement aura eu lieu. Le troisième espace de mobilité est adapté à la réalité propre au terrain d'étude et suggère l'intégration des phénomènes de crues extrêmes tout en respectant les contraintes socioéconomiques. Les zones laissant davantage de largeurs que les projections sur 50 ans diminueront les risques d'inondations, augmenteront la résilience du cours d'eau et permettront d'améliorer la connectivité avec la nappe phréatique. Enfin, la détermination d'un espace de mobilité intégrant les phénomènes de crues extrêmes

est un moyen efficace et durable d'adaptation face aux changements climatiques. Des défis demeurent quant à la mise en place d'un tel projet, notamment en lien avec l'acceptabilité sociale. L'implication des parties prenantes et de la communauté est alors une solution qui facilitera la réalisation du projet.

CHAPITRE 2
CONVERGENCE D'ACTIONS POUR LA RESTAURATION DES PROCESSUS HGM DANS UNE RIVIERE FORTEMENT CANALISÉE ET ENROCHÉE

2.1 INTRODUCTION

2.1.1 La restauration par les processus HGM

La restauration par les processus hydrogéomorphologiques (HGM) des cours d'eau et l'amélioration de la connectivité avec la plaine alluviale sont des approches de plus en plus utilisées à travers le monde (Beechie *et al.* 2010; Wohl *et al.* 2015). Plusieurs techniques ont été développées selon le type de cours d'eau et le milieu à restaurer. Cluer et Thorne (2014) proposent la méthode «stage 0», basée sur les processus à l'échelle de la vallée. Elle consiste à recréer un système anabranche avec l'ajout de bois et de sédiments ce qui favorisera la reconnexion avec la plaine alluviale et la nappe phréatique. Cette méthode nécessite de rehausser le lit du chenal pour la mise en place du système qui s'ajustera ensuite par lui-même en se créant une structure complexe de chenaux et de zones humides (Schneider 2020; Hinshaw *et al.* 2022). Wheaton et *al*.(2019) proposent l'approche «low-tech restoration» inspiré par la méthode de Cluer et Thorne (2014), mais s'applique à différents types de milieux par la mise en place de principes de bases pour restaurer un système fluvial en déficit sédimentaire. Ils recommandent des méthodes opposées aux techniques d'ingénierie en priorisant les processus hydrogéomorphologiques par des ajouts structurels simples et naturels, tels qu'imitant un embâcle de bois ou un barrage de castor, afin de laisser le système fluvial travailler de lui-même. Ainsi, les techniques de restauration utilisées aujourd'hui s'inscrivent davantage dans une philosophie de laisser ou restaurer les processus HGM naturellement plutôt que de les contrôler. Beechie et *al.* (2010) définissent la restauration basée sur les processus comme ayant pour objectifs de rétablir les taux et l'ampleur normatifs des processus physiques, chimiques et biologiques qui façonnent les écosystèmes des rivières et des plaines inondables.

Afin de permettre aux processus naturels d'opérer, plusieurs projets de restauration proposent notamment le retrait d'ouvrages de protection des berges (Acreman *et al.* 2003; Clilverd *et al.* 2013; Williams *et al.* 2020; Arfeuillère *et al.* 2023). Ceux-ci ont une incidence morphologique entrainant de nombreuses pertes écologiques (Reid et Church 2015) et diminuent la résilience du cours d'eau face aux changements climatiques (Biron *et al.* 2013). Les méthodes d'ingénierie dure ciblent souvent les tronçons instables pour une stabilisation des berges, mais ces tronçons sont fréquemment les plus productifs au niveau écologique (Church 2002). Le retrait de ces ouvrages permet alors au cours d'eau de se réalimenter en sédiments et d'améliorer ainsi ses fonctions écologiques (Florsheim *et al.* 2008; Williams *et al.* 2020). Cela permet également de retrouver une certaine sensibilité, c'est-à-dire la possibilité de changements morphologiques lors de perturbations et une résilience accrue pour les écosystèmes (Fryirs et Brierley 2012). Cependant, le niveau d'anthropisation et/ou d'urbanisation n'autorise parfois qu'une restauration partielle, car le retrait d'infrastructures, tel qu'un barrage ou certains enrochements, est impossible. Lorsqu'un système fluvial se trouve en déficit sédimentaire, une recharge artificielle en sédiments se présente alors comme une solution alternative qui contribuera à améliorer les écosystèmes fluviaux (Kondolf *et al.* 2014; Brousse *et al.* 2020; Piégay *et al.* 2023). Cette approche peut s'effectuer à l'aide d'un système de suivi par transpondeurs passifs intégrés (PIT) à partir de la technologie d'identification par radiofréquences (RFID) (Lamarre *et al.* 2005a; Fantino *et al.* 2018) qui aidera à déterminer les sites et la fréquence d'injection, la taille granulométrique et le volume nécessaire (Cassel *et al.* 2017; Brousse *et al.* 2020; Piégay *et al.* 2023). Cette technologie, mise en parallèle à des levées topobathymétriques, permet également d'effectuer un suivi avant et après une restauration qui aidera à valider l'efficacité des interventions (Arnaud *et al.* 2017; Piégay *et al.* 2023).

Malgré la pertinence manifeste de projets de restauration dans des cours d'eau canalisés ou enrochés, plusieurs défis demeurent. Par exemple, il reste difficile d'évaluer les effets à long terme des interventions de restauration effectuées, car ils sont peu documentés dû au manque de suivi avant et après les interventions, nécessitant une certaine gestion de l'incertitude (Darby et Sear 2008; Clilverd *et al.* 2016). Il est aussi difficile de prédire les résultats futurs, car la restauration par les processus se réalise sur une longue échelle de temps et les rivières évoluent dans un cadre spatio-temporel complexe (Piégay *et al.* 2023). Cela

s'additionne aux changements climatiques qui interfèrent également dans la réaction du système fluvial et accentuent l'effet d'incertitude (Nijssen *et al.* 2001; Beechie *et al.* 2010; Ouranos 2023). De plus, lorsqu'un suivi est possible, il est complexe de déterminer des conclusions précises sur la récupération des écosystèmes (Beechie *et al.* 2010; Vivier *et al.* 2022).

Des facteurs sociopolitiques, socioculturels et législatifs peuvent également freiner les projets de restauration (Zingraff-Hamed *et al.* 2017; Gariépy-Girouard *et al.* 2023) dont, notamment, la perception négative des processus d'érosion (Florsheim *et al.* 2008) ou de la réinjection de bois mort (Piégay *et al.* 2005b). L'aspect socioculturel exerce une incidence directe sur les impératifs de financements, tels que les programmes de subvention et leurs conditions, et, particulièrement en milieu urbain, les interventions sont plus coûteuses et demandent des compromis entre l'objectif idéal de restauration, l'espace disponible, et le souhait de la société (McDonald *et al.* 2004; Bernhardt et Palmer 2007; Dufour et Piégay 2009). Ceci étant dit, bon nombre d'éléments interfèrent dans le choix des interventions pour la restauration et des compromis sont souvent nécessaires afin qu'elle réponde aux besoins du milieu. Auerswald *et al.* (2019) proposent une approche transdisciplinaire afin d'établir un mode de gestion qui peut répondre à chacune des composantes. Ils suggèrent des pistes de solutions pour une gestion intégrée des eaux impliquant toutes les parties prenantes plutôt que d'avoir recours à des solutions d'ingénierie lourde et non durable à long terme.

2.1.2 La rivière à Mars

2.1.2.1 La crue de 1996

Le projet de recherche réalisé sur la rivière à Mars se distingue par une crue extrême survenue en 1996 dont les débits ont été estimés à 445 m^3/s (Brooks et Lawrence 2000) et qui a bouleversé la plaine alluviale de manière particulièrement intense (Vin-Deslauriers et Boivin 2021). L'ampleur des changements dans la plaine alluviale et le nombre élevé d'infrastructures emportées par les eaux ont causé un traumatisme au sein de la population et déclenché le déploiement rapide d'un grand chantier de reconstruction (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997; Lalande *et al.* 2000). Ainsi, la stabilisation des berges par des enrochements massifs apparaît comme l'ouvrage le plus considérable, suivi du dragage, du nettoyage et du remblayage des chenaux

secondaires en y reconstruisant une nouvelle plaine alluviale. D'autres travaux tels que la construction de seuils, la reconstruction de ponts, de lignes ferroviaires, du barrage Roméo Tremblay (PK 3) et de sa passe migratoire ont également eu lieu (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997). Les travaux *postdéluge* ont alors canalisé et enroché la rivière sur plusieurs kilomètres, lui retirant son espace de mobilité. Dans les douze kilomètre aval, la rivière circule encore aujourd'hui dans une plaine alluviale reconstruite dont 63 % de ses berges demeurent enrochées.

2.1.2.2 Les défis de la restauration dans un milieu anthropisé, et bouleversé par une crue majeure

Le contexte distinct de la rivière à Mars demande une réflexion sous plusieurs aspects pour sa restauration, particulièrement en vue d'un retrait d'enrochements. Le premier aspect concerne la crue extrême de 1996 et le bouleversement qu'elle a provoqué. D'une part, la reconfiguration de la plaine alluviale et de la rivière par les travaux *postdéluges* donne lieu à davantage d'incertitude par rapport à la projection de l'érosion pour les 50 prochaines années. D'autre part, le *déluge* a également inondé, ou complètement détruit, des zones habitées. Il a causé un stress post-traumatique chez plusieurs riverains et, même si 25 années se sont écoulées, il demeure dans les mémoires de la communauté de La Baie (Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean 1997; Auger *et al.* 2000; Lalande *et al.* 2000; White et Biron 2021). Les travaux d'enrochements réalisés suite à cet évènement avaient alors une fonction de « protection » contre les éventuels débordements subséquents (Environnement Québec 2003). Cependant, les connaissances d'aujourd'hui montrent que les ouvrages de stabilisation de berges apportent un faux sentiment de sécurité, car ils ne laissent aucun espace de mobilité et d'inondabilité, ce qui diminue la résilience du cours d'eau (Biron *et al.* 2013). Il n'en demeure pas moins que l'acceptabilité sociale face au retrait de ces enrochements est un aspect primordial à considérer. La sécurité civile doit également figurer au premier plan dans le processus de restauration.

Le second aspect à étudier est l'environnement urbanisé ou semi-urbanisé dans lequel se trouve la rivière. Plusieurs infrastructures et des terrains privés se situent à proximité du cours d'eau et sont sujets aux processus d'érosion. L'acceptabilité et la compréhension de

l'utilité des phénomènes d'érosion apparaissent comme un défi à relever (Florsheim *et al.* 2008). Le contexte urbanisé des trois derniers kilomètres peut alors demander des compromis entre la volonté de la population, l'espace disponible et les objectifs de restauration (Bernhardt et Palmer 2007; Dufour et Piégay 2009). Ainsi, chaque enrochement devra faire l'objet d'une évaluation, notamment du risque, avant de planifier leur retrait. Même si des restrictions seront effectives quant au retrait de certains enrochements, une restauration, même partielle, sera positive et significative pour l'écosystème (Guimarães *et al.* 2021).

2.1.3 Objectifs

Le motif de cet article est d'évaluer l'effet d'une crue extrême et des travaux titanesques qui ont amené un changement majeur dans le fonctionnement du système et de proposer une approche pour identifier les priorités de restauration. Il sera question des méthodes utilisées afin d'établir un diagnostic précis des causes de dégradation de l'écosystème fluvial dans la rivière à Mars. La démarche menant à la détermination du type d'intervention la plus appropriée, et des sites les mieux adaptés, pour une restauration par les processus hydrogéomorphologiques (HGM) dans un milieu anthropisé sera également présentée. Plus précisément, l'objectif de la recherche est de caractériser la dynamique HGM sur les douze derniers kilomètres de la rivière, et celui-ci se décline en trois objectifs spécifiques:

1. Déterminer la trajectoire HGM historique par imagerie aéroportée depuis 1950;
2. Caractériser la dynamique sédimentaire par une approche morphologique indirecte (transects topobathymétriques annuels) et par une approche directe (technologie RFID) afin de déterminer les distances de déplacement par rapport aux forces de crues et à la granulométrie.
3. Identifier les zones offrant la possibilité de redonner un espace de mobilité à la rivière, en considérant les risques pour la sécurité civile.

L'analyse des résultats de cette recherche permettra ensuite de cibler des enrochements pour un retrait afin de rétablir les processus d'érosion, ainsi que de proposer des solutions complémentaires dans un contexte où un retrait serait impossible ou non souhaité. Le résultat attendu suite aux interventions qui auront eu lieu pour une restauration par les processus

HGM est l'amélioration de la qualité des écosystèmes, dont ceux du saumon atlantique et de l'omble de fontaine anadrome (Sundermann *et al.* 2011; Cecere 2017; Biron *et al.* 2018a; Wheaton *et al.* 2019).

2.2 MÉTHODE

2.2.1 Site d'étude

La rivière à Mars, de style divagant, est un affluent de la rivière Saguenay, elle draine un bassin versant de 664 km^2 dont la moyenne des précipitations totales par an est de 1115 mm et la température moyenne annuelle est de 1,14 °c. Situé à la limite nord des Laurentides méridionales, son bassin versant offre un territoire constitué de collines, de plateaux, de dépressions et de quelques massifs (MELCCFP, 2023). La géomorphologie de ce territoire est d'origine glaciaire, présentant des affleurements rocheux à certains endroits. Le sol est composé majoritairement de dépôts alluviaux récents, de dépôts fluvioglaciaires et d'argiles marines (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014). Le tronçon à l'étude s'étend sur douze kilomètres jusqu'à l'embouchure qui figure comme la partie la plus anthropisée de la rivière. Son lit, de nature graveleuse, se constitue de sédiments grossiers de tailles variés et la rivière s'écoule sur une pente ayant un pourcentage moyen de 0,012. Son régime hydrologique est de type pluvionival directement affecté par les précipitations, et indique un débit annuel moyen de 11 m^3/s (Organisme de bassin versant du Saguenay 2014) dont la moyenne des crues est de 81 m^3/s (MELCC 2021). Deux barrages se situent sur la rivière, au PK 3 et PK 12, mais ne sont plus en activité. Une passe migratoire installée au niveau du barrage à l'aval permet au saumon atlantique (*Salmo Salar*), et à l'omble de fontaine anadrome (*Salvelinus Fontinalis*) de migrer pour la fraie.

2.2.2 Analyse de la trajectoire historique

La trajectoire hydrogéomorphologique historique expose les ajustements morphologiques du cours d'eau et permet d'examiner les causes de ces ajustements, qu'elles soient localisées ou à l'échelle du bassin versant. Ces informations serviront ensuite à identifier les meilleures méthodes afin de restaurer les processus HGM et ainsi rétablir certaines composantes de l'écosystème (Wohl *et al.* 2015; Fuller *et al.* 2020). L'analyse de

la trajectoire historique de la rivière à Mars s'est réalisée avec une séquence temporelle d'imagerie aéroportée datant de 1950, 1964, 1976, 1985, 1994, 1996, 2005, 2016 et 2020, selon la méthode employée par Dufour et Piégay (2009), Demers *et al.*(2014) et Dunesme *et al.* (2020). Six variables ont été mesurées :

1- Les superficies totales d'érosion par période;
2- Les superficies couvertes par une végétation mature à l'intérieur du corridor occupé par la rivière lors des inondations de 1996;
3- La moyenne de la largeur du chenal mesurée chaque 10 m au niveau plein-bord;
4- La superficie des bancs d'accumulation;
5- L'indice de sinuosité;
6- L'indice de tressage (Egozi et Ashmore 2008).

Elles ont ensuite été divisées selon la longueur des tronçons homogènes afin d'obtenir une moyenne pour chacun d'entre eux. L'évolution dans le temps de ces variables a été examinée en parallèle à l'historique des débits annuels maximums standardisés, ainsi qu'avec la chronologie des évènements marquants tel que la crue extrême de 1996.

2.2.3 Suivi de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique

L'analyse de la dynamique sédimentaire s'est réalisée par deux approches. La première est une approche indirecte qui s'effectue par un système de suivi annuel de transects topobathymétriques permettant d'examiner l'évolution morphologique du lit du cours d'eau et de ses berges (Ziliani et Surian 2012). La deuxième est une approche directe qui se réalise par un système de suivi de transpondeurs passifs permettant d'étudier les distances de déplacement de galets de différentes tailles granulométriques par rapport au rythme de l'intensité des crues (Arnaud *et al.* 2017).

2.2.3.1 Suivi des profils transversaux

Au total, trois campagnes de terrain (2019-2020-2021) ont été réalisées en période d'étiage estival pour l'acquisition de mesures *in situ* par l'implantation d'un suivi morphologique sur 64 profils transversaux (transects) répartis sur l'entièreté du site à l'étude (figure 12). Les débits maximums atteints chaque année au cours de la période d'échantillonnage ont été de 115 m^3/s (moyenne journalière (MJ)) en 2020, 34 m^3/s (MJ) en 2021 et de 94 m^3/s (MJ) en 2022. Comparée au débit plein bord (Q2) de 98 m^3/s (équivalant

au seuil de surveillance avant débordement du ministère de la Sécurité publique du Québec (2023), cette période est marquée par deux crues morphogènes entrecoupées par l'une des crues les plus faibles enregistrées.

Les transects ont été effectués à l'aide d'un système de géopositionnement par satellite différentiel (DGPS) Leica GS14 qui permet l'acquisition de données de localisation précises (± 15mm) en altitude, point par point sur une ligne transversale à la rivière (figure 13). Les données sont ensuite traitées à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) à partir duquel il est possible d'analyser et comparer les profils. On en mesure ainsi les variations verticales et observe l'évolution morphologique sur l'ensemble du cours d'eau (Ziliani et Surian 2012; Foucher *et al.* 2017). Des données topobathymétriques prises après la reconstruction de la plaine alluviale et la réalisation des travaux d'enrochements en 1997 ont pu être ajoutées à l'étude. Ces données ont été acquises à l'hiver 2021, après les campagnes de terrain, expliquant le manque de données récentes superposées aux endroits des profils de 1997. Les données de 1997 ont alors été comparées aux données récentes lorsque leurs coordonnées géographiques le permettaient, et dans le cas contraire, elles ont été mises en parallèle avec les données du LiDAR datant de 2016. Cependant le LiDAR fournit avec précision les données d'altitude au sol, sous la canopée, mais ne peut contribuer aux données bathymétriques, car sa portée ne pénètre pas sous l'eau. Une comparaison de la topographie des berges et des bancs d'accumulation, puis celle de la surface de l'eau a donc pu être réalisée. La technologie du LiDAR utilisée est le modèle numérique de terrain (MNT), fourni par le Gouvernement du Québec, dont la résolution spatiale est d'un mètre.

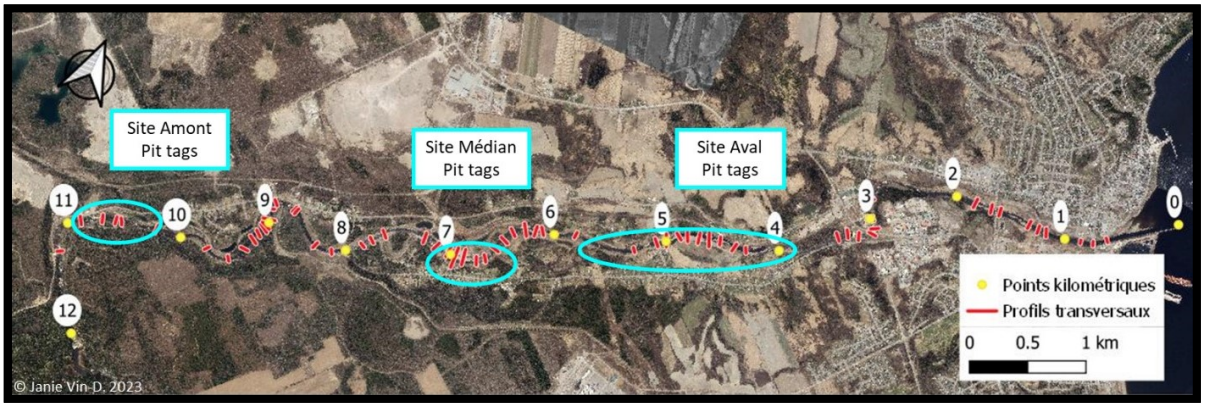

Figure 12 : Localisation des profils transversaux et des sites d'injection des transpondeurs passifs (Pit tags) sur la rivière à Mars.

Figure 13 : Prise de mesures topobathymétriques à l'aide du DGPS

2.2.3.2 Suivi des transpondeurs passifs

La technologie par transpondeurs passifs (RFID) a été déployée sur trois sites (Amont, Médian et Aval (figure 12)), afin de suivre les distances de déplacement et d'estimer les taux de transport (Hassan et Roy 2016). Les transpondeurs passifs sont des microcapteurs émettant une radiofréquence qui s'activent avec une antenne de détection mobile et ne requièrent aucune source d'énergie (Cassel *et al.* 2017). Cela représente un avantage notable pour ce type de traceur, car leur durée de vie dépasse 50 ans et permet un suivi à long terme (Graff *et al.* 2018). Ils sont cryptés d'un code unique qui les identifie individuellement et permet l'analyse de leur mouvement (Lamarre *et al.* 2005b). Cette méthode offre la possibilité d'estimer les distances de déplacement, la taille granulométrique mobilisée et le seuil de mobilité des différentes particules selon l'intensité des crues (Lamarre *et al.* 2005b; Arnaud 2012; Chapuis 2012; Chaput-Desrochers 2013; Cassel *et al.* 2017; Brousse *et al.* 2020). À l'automne 2019, des transpondeurs passifs ont été installés dans des galets de différentes tailles granulométriques (22-32 mm, 32-45 mm, 45-60 mm, 64-90 mm, 90-128 mm) récoltés à même le site d'étude. Ensuite, 800 galets répartis sur les 12 kilomètres à l'étude ont été mis en place afin d'en faire le suivi, et chaque galet muni d'un transpondeur est positionné à l'aide du DGPS lors de son insertion en rivière. L'insertion s'est effectuée en deux temps, les deux premiers sites, Amont et Médian, ont été mis en place en 2019, puis, le site Aval en 2020. L'implantation plus tardive du site Aval provient de la difficulté d'accès à certains tronçons

de la rivière lorsque les débits sont trop élevés, réduisant ainsi le nombre de journées possibles sur le terrain au cours d'un été. Un suivi est réalisé à chaque période d'étiage estivale à l'aide d'une antenne de télédétection *Léonie (Aquartis),* afin de localiser leur nouvelle position (figure 14). Ce suivi est également sujet aux aléas liés à l'accessibilité et aux débits, ainsi, les suivis des sites Amont et Médian ont pu être réalisés en 2020, 2021 et 2022, tandis que celui du site Aval s'est effectué seulement en 2021.

Figure 14 : Recherche des transpondeurs passifs à l'aide d'une antenne de télédétection Léonie.

2.3 RÉSULTATS

2.3.1 Trajectoire historique

La trajectoire hydrogéomorphologique historique de la rivière à Mars révèle des dynamiques morphologiques très différentes entre les deux périodes entrecoupées par la crue extrême de 1996 (Figure 15). Pour tous les indicateurs retenus, des taux généralement plus élevés sont observés pour la période avant 1996 comparativement à la période après 1996, et ce, pour la majorité des secteurs (figure 15). En examinant ces résultats à la lumière de l'historique des débits maximums annuels standardisés (figure 16), on observe que les périodes présentant les plus fortes crues (2005, 2010, 2013) ne sont pas associées aux périodes au dynamisme morphologique le plus élevé, excepté pour les résultats s'identifiant à la crue de 1996. Les données générées par le *déluge* sont généralement extrêmes et

provoquent d'énormes changements dans les résultats de l'étude de la trajectoire pour tous les tronçons.

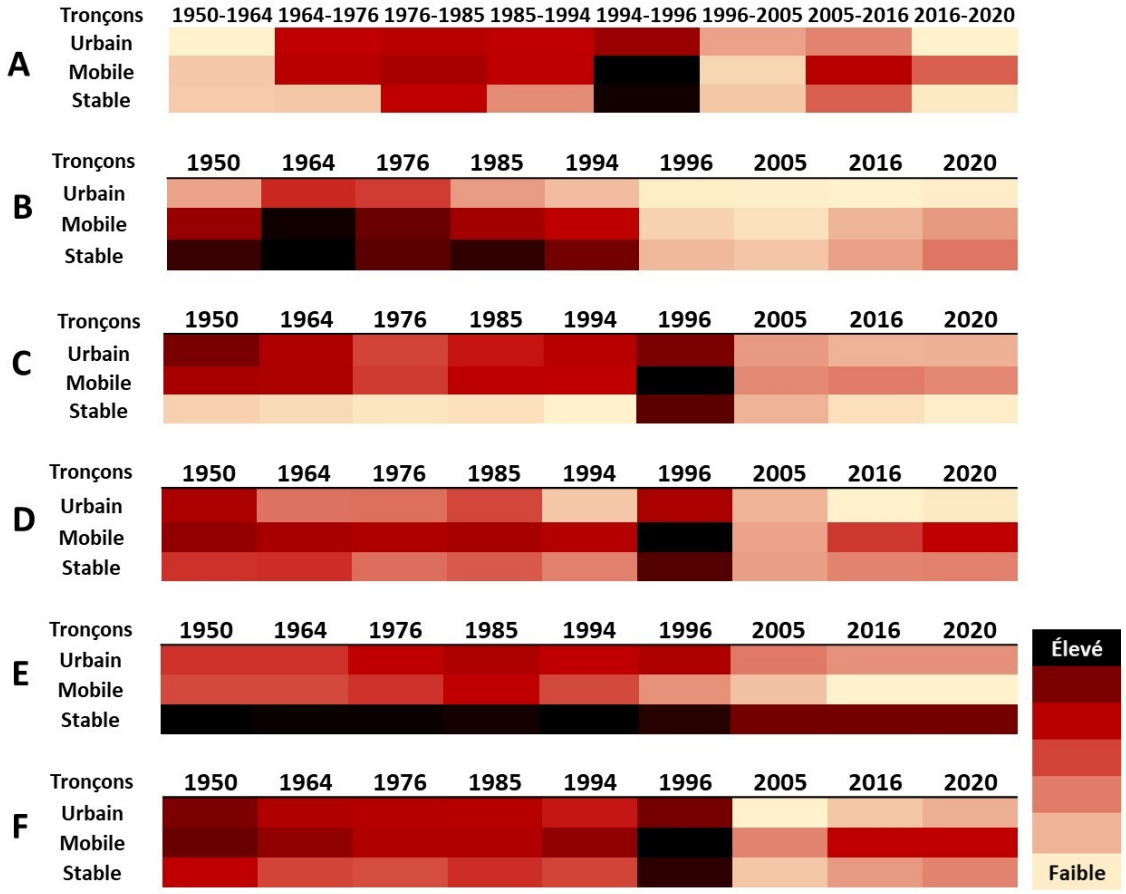

Figure 15 : Trajectoire historique par tronçons homogènes (urbain, mobile, stable) des différents indicateurs : A) superficies érodées; B) superficie des zones boisées; C) largeur du chenal; D) superficies des bancs d'accumulation; E) indice de sinuosité; F) indice de tressage.

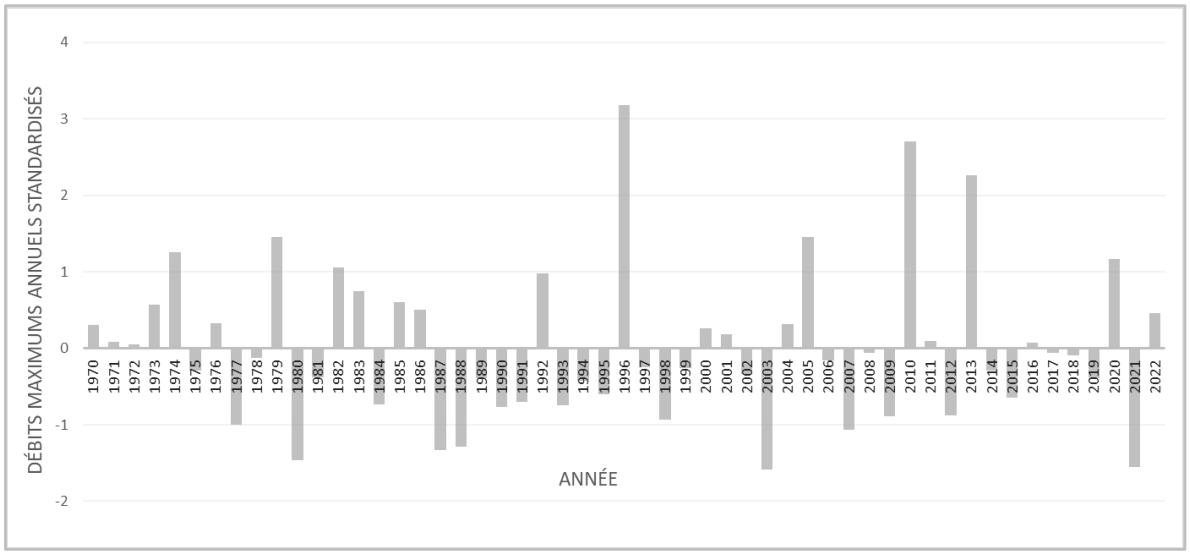

Figure 16 : Historique des débits maximums annuels standardisés (moyenne journalière) de 1970 à 2022 (Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie 2023b). *Les débits standardisés montrent une valeur de 175 m^3/s pour 1996, mais les débits réels ont été estimés à 445 m^3/s. Cette valeur n'a donc pas été modifiée afin de mieux saisir l'écart entre les autres valeurs. La valeur réelle aurait présenté un écart-type de 16,7.

2.3.2 Analyse de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique

2.3.2.1 Analyse des profils transversaux

L'analyse de la dynamique sédimentaire par une approche morphologique indirecte, c'est-à-dire par les transects topobathymétriques, aide à établir un bilan sédimentaire de manière global et par secteur. Ainsi, par l'étude de chaque profil transversal, il est possible de déterminer si un secteur est en état stable, en processus d'aggradation ou d'incision. On parle ici d'incision ou d'aggradation lorsqu'un bilan général pour un secteur est négatif ou positif, tandis que les termes érosion et accumulation seront utilisés pour qualifier l'état d'un profil ou d'un endroit ciblé.

Une première analyse a été réalisée au niveau des données récoltées des 64 profils au cours des trois campagnes de terrain 2019, 2020, 2021. Cette analyse révèle très peu de variation topobathymétrique d'une année à l'autre. Il est seulement possible de noter que deux profils se sont érodés entre 20 et 30 cm et quelques profils ont montré une légère accumulation (jusqu'à 30cm) au niveau du lit entre 2019 et 2020 pour retrouver le niveau de 2019 entre l'été 2020 et l'été 2021 (figure 17). Cela témoigne de la dynamique

hydrosédimentaire propre à des conditions plus localisées, cependant, aucune tendance n'est perceptible de manière à tirer des conclusions générales par secteurs.

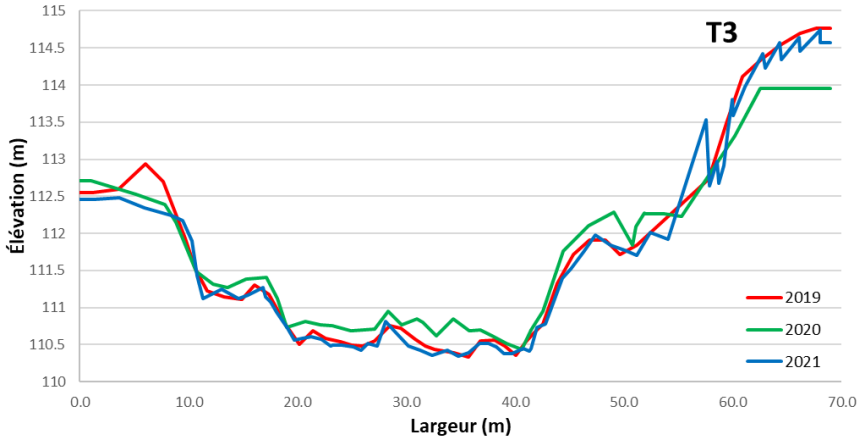

Figure 17 : Exemple de profil montrant une augmentation de 2019 à 2020, puis une diminution de 2020 à 2021.

Une seconde analyse s'est alors effectuée par la comparaison des données récentes aux données obtenues de 1997. Ainsi, une concordance géographique de 30 profils sur 64 a pu être établie entre ces deux jeux de données. Puis, 18 autres profils datant de 1997 ont été ajoutés à l'analyse par leur comparaison aux données du LiDAR afin de couvrir 53 % (6,19 km) de la longueur totale du tronçon à l'étude (11,75 km). Selon un bilan sédimentaire positif (accumulation), neutre ou négatif (érosion) de chacun des profils analysés, des tendances par secteurs ont été identifiées, puis délimitées par leur état général, soit en aggradation, stable, ou en incision (figure 18).

Les secteurs en état d'incision présentent le plus fort pourcentage (53 %) par rapport à la longueur du cours d'eau couverte par les profils de 1997, dont les taux peuvent dépasser quatre mètres d'érosion verticale. Les deux plus longs tronçons en état d'incision mesurent respectivement 1 493 m et 1 375 m, et sont situés entre les PK 5 et PK 8 à partir de l'embouchure. Leur niveau d'incision varie entre 0,5 m et 2,5 m, mais le secteur montrant le taux d'incision le plus élevé, dépassant 4 m par endroit, est situé au PK 3, à l'aval du barrage Roméo Tremblay. Les secteurs en état stables sont davantage localisés au PK 1 et 2 de la rivière, vers l'embouchure, mais d'autres, de plus petites tailles, sont également localisés autour des PK 5, 7 et 9. Au total, ces secteurs représentent 36 % de la longueur du cours d'eau couvert par les données de 1997. Quant aux secteurs en état d'aggradation, ils

représentent 10 % séparés en trois tronçons de longueur similaire et répartie dans le PK 1, 5 et 9. Les profils dans ces secteurs présentent un niveau d'accumulation pouvant varier entre 0,5 m et 1,5 m.

De manière générale, le tronçon entre le PK 5 et le PK 9 est majoritairement en état d'incision (75 %), 17 % sont en état stable et 9 % en aggradation. Tandis que le tronçon situé entre le PK 1 et le début du PK 3 est généralement stable (71 %), 19 % sont en incision et 10 % en aggradation.

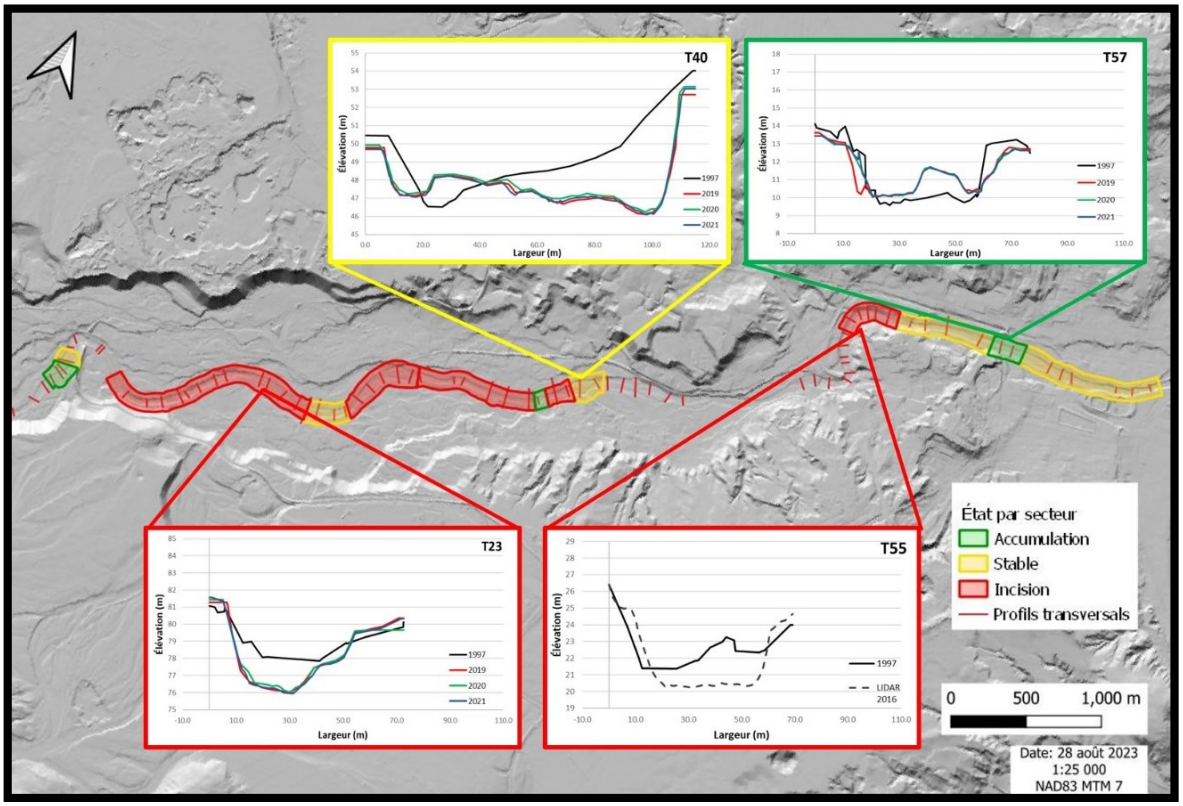

Figure 18 : Présentation des secteurs en état d'accumulation, stable ou d'incision issue de l'analyse des profils récents et du LiDAR avec ceux de 1997. Quatre profils sont présentés afin d'illustrer un exemple de chacun des états, dont celui en bas, à droite, est issu d'une comparaison de 1997 avec le LiDAR

2.3.2.2 Analyse des déplacements des transpondeurs passifs

Des résultats préliminaires provenant seulement des sites Amont et Médian ont pu divulguer des informations pertinentes à l'analyse. Attribuable à une seule année de suivi par

manque de temps d'accès dans la rivière dû aux débits élevés, les données récoltées au site Aval demeurent trop peu nombreuses pour une analyse. Pour commencer, la comparaison du nombre de galets munis d'un transpondeur qui ont été mobilisés par rapport à ceux restés en place a été réalisée selon les sites d'implantation, et le taux de récupération pour chacune des années de suivi (tableau 5). Une marge d'erreur d'un mètre a été utilisée, représentant l'imprécision de l'antenne de détection (MacVicar et Papangelakis 2021). Les transpondeurs s'étant déplacé de moins d'un mètre sont alors considérés stables, puis, ceux ayant parcouru une distance de plus d'un mètre, mobiles. On observe alors que le taux de mobilité des transpondeurs diminue ou augmente parallèlement à la puissance des crues, et qu'on n'identifie pas de différence significative entre la mobilité des sites Amont et Médian. Le taux de récupération diminue peu (6 %) entre 2020 et 2021, mais davantage (18 %) entre 2021 et 2022. On note également une différence entre les sites, car le taux de récupération du site Médian diminue plus rapidement que celui du site Amont, puis les taux des deux sites deviennent égaux en 2022.

TABLEAU 4: Analyse des taux de mobilisation des galets de moins d'un mètre versus ceux ayant parcouru plus d'un mètre, mis en parallèle avec le taux de récupération et la puissance spécifique (ω) en période de crue (débits maximums annuels (MJ)), selon les sites Amont et Médian.

Total des sites	< 1m	%	> 1m	%	nb/297	Récupération	Débits max/an (MJ)
2020	112	54%	96	46%	208	70%	115m^3/$_s$
2021	169	88%	23	12%	192	64%	34m^3/$_s$
2022	67	49%	70	51%	137	46%	94m^3/$_s$
Site Amont	**< 1m**	**%**	**> 1m**	**%**	**nb/148**	**Récupération**	**Puissance ω**
2020	49	45%	61	55%	110	74%	361 W/m^2
2021	96	91%	10	9%	106	71%	105 W/m^2
2022	27	39%	42	61%	69	46%	297 W/m^2
Site Médian	**< 1m**	**%**	**> 1m**	**%**	**nb/149**	**Récupération**	**Puissance ω**
2020	63	64%	35	36%	98	66%	309 W/m^2
2021	73	84%	13	15%	86	57%	91 W/m^2
2022	40	59%	28	41%	68	46%	253 W/m^2

L'étude s'est ensuite intéressée à la mobilité des particules en charge de fond, de tailles granulométriques variées et selon différentes intensités de crue (tableau 6). Les données montrent que la mobilité est toujours effective dans les deux sites d'implantation, et que l'ensemble des tailles granulométriques sont transportées sans distinction. De manière

générale, la distance parcourue par les particules varie parallèlement à la force des crues. Ainsi, la faible crue de 2021 (34 m^3/s) a donné lieu à des déplacements de courtes distances, et celles-ci augmentent avec une grande variation lorsque les crues sont plus fortes (115 m^3/s en 2020 et 94 m^3/s en 2022). Cependant, lors de l'implantation les transpondeurs sont positionnés à la surface du lit plutôt qu'incrustés dans sa structure sédimentaire, les données acquises suite au passage de la première crue sont alors considérées comme artificielles (Houbrechts *et al.* 2012; Liébault *et al.* 2023). Enfin, la médiane estimée pour les trois années de suivi ne montre pas de différence significative entre les sites, de même qu'entre les tailles granulométriques.

TABLEAU 5: Analyse des distances de déplacement en mètres des sites d'injection Amont et Médian pour trois années de suivi (2020, 2021, 2022) selon la taille granulométrique et les débits maximums annuels (MJ).

			Distance de déplacement par an (m)			Estimation sur 3 ans (2019 à 2022)		
Secteur	**Granulométrie**	**Classe des déplacements**	**2019_2020**	**2020_2021**	**2021_2022**	**25e percentile**	**Médiane**	**75e percentile**
AMONT	**22-32**	**Médiane**	11,9	1,35	37,6	2,35	13,00	65,74
		Maximale	133,47	1,68	131,97			
AMONT	**32-45**	**Médiane**	10,69	2,29	25,29	2,78	12,10	79,21
		Maximale	112,64	6,96	124,94			
AMONT	**45-64**	**Médiane**	14,2	1,1	81,02	5,87	17,10	88,05
		Maximale	133,51	1,1	110,07			
AMONT	**64-90**	**Médiane**	23	1,04	65,34	4,12	45,80	80,21
		Maximale	161,73	1,04	716,74			
AMONT	**90-128**	**Médiane**	9,01	2,27	18,15	2,49	11,76	42,20
		Maximale	104,17	2,27	77,96			
MÉDIAN	**22-32**	**Médiane**	205,03	1,16	33,08	2,60	19,27	124,16
		Maximale	335,62	1,16	124,16			
MÉDIAN	**32-45**	**Médiane**	103,48	1,15	3,84	1,90	36,85	134,49
		Maximale	279,55	1,25	377,35			
MÉDIAN	**45-64**	**Médiane**	26,3	1,22	8,05	1,31	14,80	26,30
		Maximale	79,31	1,31	14,8			
MÉDIAN	**64-90**	**Médiane**	49,33	1,62	88,2	13,00	37,54	142,88
		Maximale	335,62	3,72	303,87			
MÉDIAN	**90-128**	**Médiane**	18,89	1,26	72,14	1,25	18,51	72,14
		Maximale	379,69	1,62	292,15			
		Débits associés (m3/s)	**115**	**34**	**94**			

2.4 DISCUSSION

2.4.1 Détermination des causes de détérioration de l'habitat

La restauration par les processus HGM peut s'effectuer par le biais de différentes actions adaptées aux besoins et contraintes de l'environnement local de la rivière ou du bassin versant. Pour commencer, il importe d'identifier les processus naturellement présents qui formaient l'habitat avant son altération, et ensuite, déterminer lesquels sont altérés et quels sont les facteurs en causes (Roni *et al.* 2002).

2.4.1.1 La trajectoire hydrogéomorphologique historique

L'étude de la trajectoire historique montre une diminution de l'activité des processus HGM fortement liée aux aménagements anthropiques dans la rivière à Mars. Tous les indicateurs analysés présentent des taux plus élevés avant qu'après 1996 (figure 15). À titre d'exemple, la moyenne des superficies d'érosion correspond à 52 % de ce qu'elle était avant 1996, malgré trois crues survenues en 2005, 2010 et 2013, toutes d'une intensité plus forte que celles ayant eu lieu entre 1970 et 1996. Il en va de même pour la moyenne de la superficie des bancs d'accumulation (44 % de ce qu'elle était entre 1950 et 1994), pour la moyenne de la largeur (74 % par rapport à la même période) et pour la moyenne des superficies forestières (23 % aussi par rapport à cette même période). Les indices de sinuosité et de tressage montrent quant à eux que le chenal est plus rectiligne avec moins de chenaux secondaires. De telles conditions provoquent une concentration de l'écoulement générant un impact direct sur la puissance spécifique et la capacité de transport des sédiments (Larsen *et al.* 2006). Ces résultats suggèrent que les travaux de stabilisation des berges et le remaniement de la plaine alluviale, réalisés en réponse au *déluge* de 1996, engendrent un profond déséquilibre des processus HGM de la rivière à Mars. Cependant, si l'on concentre l'analyse sur de petits tronçons non contraints par l'enrochement, il est possible que les processus y soient toujours effectifs et qu'à ces endroits, la rivière tende à retrouver un style divagant. À titre d'exemple, c'est le cas à l'amont du PK 4 de même qu'à l'amont du PK 6.

2.4.1.2 La dynamique sédimentaire par le suivi des profils transversaux

L'analyse des profils transversaux ajoute à l'analyse historique une vision tridimensionnelle de la dynamique sédimentaire permettant de quantifier l'incision ou l'accumulation (Foucher *et al.* 2017). En ce qui a trait au suivi des profils réalisés entre 2019

et 2021, ils affichent généralement un état stable. Certaines exceptions présentent toutefois des signes d'érosion, telles que ceux situés dans deux frayères aménagées en 2019 montrant une érosion de 20 cm à 30 cm. Cela s'explique par le choix du matériel utilisé pour la construction des frayères, composé de sédiments de tailles granulométriques trop fines pour demeurer en place par rapport à la capacité de transport de la rivière en période de crue. La crue du printemps 2020 a d'ailleurs dépassé le débit plein bord, générant une puissance spécifique de 361 W/m^2 à cet endroit. Les profils qui présentent une légère aggradation en 2020 pour la perdre en 2021 sont majoritairement situés à l'aval d'une fosse ou près des bancs d'accumulation centraux. Ce phénomène s'explique davantage par le dynamisme naturel et interannuel du transport sédimentaire lié aux crues de différentes amplitudes (Rice *et al.* 2009). Il est néanmoins difficile de dégager des conclusions liées à des tendances générales à partir de cette analyse à court terme. D'autres années s'ajouteront et il sera alors possible de bonifier les données actuelles.

Les profils datant de 1997 permettent quant à eux d'observer et de quantifier l'évolution morphologique du lit sur 19 à 25 années (figure 18). Les résultats de cette analyse exposent un bilan sédimentaire nettement négatif. Par contre, les deux premiers kilomètres situés dans le secteur urbain affichent une tendance stable. Cette situation pourrait s'attribuer à la rupture de pente passant, en pourcentage, de 0.009 à 0.004 entre les PK 1 et 2.La diminution de la pente est étroitement liée à la diminution de la puissance spécifique, dont la moyenne passe de 353 W/m^2 à 86 W/m^2 entre les PK 3 et 1. Les phénomènes de marées qui touchent le premier kilomètre pourraient également y jouer un rôle (Yag *et al.* 2022). Avec ces différentes conditions, il y aurait toutefois lieu de s'attendre à un processus d'accumulation dans ce secteur. Cela peut s'expliquer par le déficit sédimentaire généralisé de la rivière et pourrait être accentué par la présence du barrage bloquant le transport en charge de fond au PK 3. À l'égard du secteur en accumulation du PK 2, il est traversé par un pont ayant une pile au centre du cours d'eau, pouvant donc être la cause de cette aggradation (Demers *et al.* 2014). La portion en incision située au PK 3 est celle qui présente les taux d'érosion les plus marqués (plus de 4 m). Il est toutefois pertinent de noter que l'analyse de ce secteur est basée sur la comparaison de 1997 avec le LiDAR de 2016 et signifie que l'incision pourrait y être plus importante. Cette situation est attribuable au barrage situé juste à l'amont et limite le transit sédimentaire. Son bassin de rétention n'est pas couvert par les

profils de 1997, mais d'autres indices montrent des signes d'accumulation de sédiments apportés à chaque crue. En effet, on y remarque une augmentation de la superficie des bancs d'accumulation depuis 2005 et l'organisme responsable de la gestion du saumon atlantique drague et retire un volume important de sédiments afin de dégager la passe migratoire chaque printemps (M-A. Galbrand, communication personnelle, 9 janvier 2024).

Dans le tronçon amont, on constate que le secteur entre les PK 5 et 9 est dominé par l'incision. Ce phénomène peut s'expliquer par les berges enrochées qui confinent la rivière et freine l'érosion latérale, additionné à une capacité de transport sédimentaire élevée générée par une puissance spécifique moyenne au débit plein bord de 326 W/m^2 (Larsen *et al.* 2006; Chapuis 2012). Les trois secteurs dont l'état est stable sont situés dans des zones où le lit mineur est plus large et moins confiné par l'enrochement, donc propice à l'érosion latérale plutôt que verticale. Enfin, deux secteurs montrent des signes d'aggradation : celui situé près du PK 5 est représenté par un seul profil et peut être expliqué par la présence d'un seuil massif aménagé à proximité à l'aval, tandis que celui situé à l'amont est représenté par trois profils dans une zone d'accumulation très peu confinée par des enrochements.

2.4.1.3 La dynamique sédimentaire par le suivi des transpondeurs passifs

Les résultats de l'analyse de mobilité des transpondeurs passifs montrent qu'avec une crue équivalente au débit plein bord (98 m^3/s) déterminée selon le seuil de surveillance avant débordement du ministère de la Sécurité publique du Québec (2023), environ la moitié des galets implantés sont mobilisés, et ce, pour toutes les tailles granulométriques. Le site Amont présente un plus grand taux de mobilisation que le site Médian. Cependant, une large part des transpondeurs du site Médian, implantés sur le banc d'accumulation latéral, n'ont jamais été mobilisés (figure 19), justifiant ainsi une mobilité plus importante au site Amont. Cela suggère aussi la déconnexion du banc d'accumulation avec le chenal, donc un processus d'incision en cours. Les distances de transport par rapport à la taille granulométrique sont très variables, pouvant être attribuable à la position d'implantation sur la ligne du transect, c'est-à-dire près de la berge ou du talweg. Il y a cependant plusieurs autres facteurs liés à la mobilité des particules à l'échelle de la forme qui peuvent interférer (Chapuis 2012). Néanmoins, toutes les tailles granulométriques sont mobilisées, révélant qu'il y a toujours de la mobilité malgré l'apparence de pavage généralisé. Cette observation est pertinente, et

encourageante, dans un objectif de restauration, mais peut aussi signifier que le processus d'incision du lit se poursuit (Chapuis 2012).

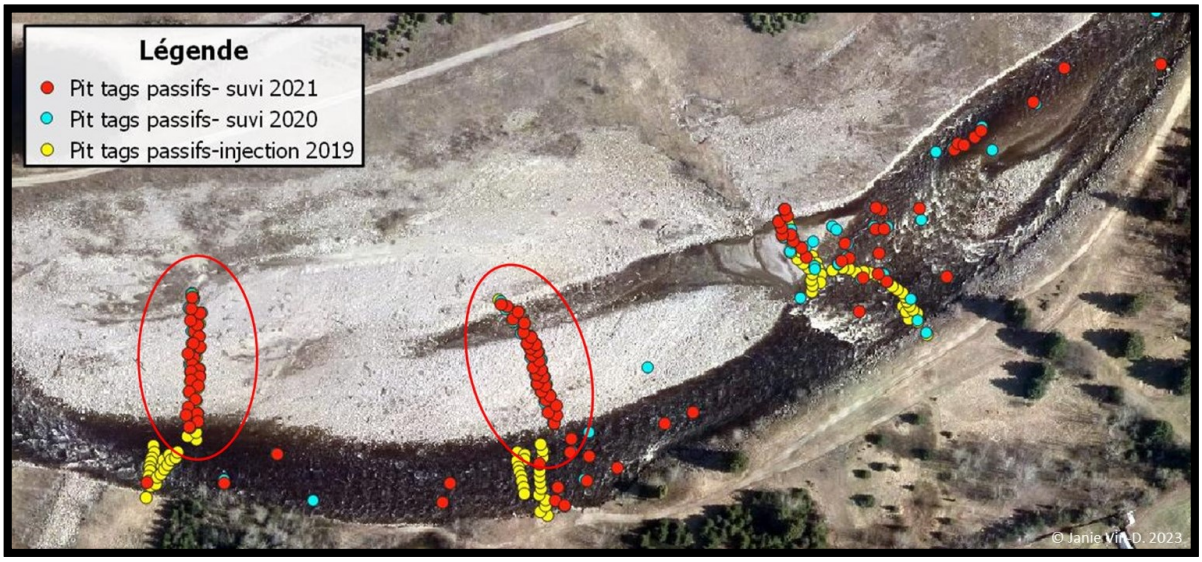

Figure 19 : Suivi des transpondeurs passifs (pit tags) du site Médian de 2019 à 2021. Les cercles rouges mettent l'accent sur les transpondeurs positionnés sur le banc d'accumulation et n'ayant pas été mobilisés depuis leur implantation.

2.4.2 Une restauration des processus par l'intégration de différentes actions

Les données acquises confirment que la rivière à Mars se trouve en déficit sédimentaire et qu'un retrait de ses enrochements serait bénéfique pour assurer un apport des sédiments provenant de l'érosion des berges. L'objectif, ici, est de rétablir l'érosion latérale du chenal dans un environnement dynamique, grandement bouleversé et avec des facteurs d'incertitude présents à différents niveaux. Cela demande alors une méthodologie rigoureuse afin d'éviter toutes menaces potentielles à la sécurité civile. Ainsi, nous proposons une méthode de détermination des secteurs à prioriser, ou à éliminer, selon six critères. Une stratégie hiérarchique de sélection des enrochements a été élaborée afin de déterminer s'il est pertinent ou non de les évaluer plus en détail dans l'intention d'un potentiel retrait (figure 20). Ensuite, une seconde analyse détermine la pertinence de retrait et aide à établir un ordre de priorité (tableau 7 et figure 21).

Le premier critère de sélection, relatif à la sécurité civile, constitue en l'élimination des infrastructures à proximité du chenal et préservées des processus d'érosion par des

enrochements (figure 20). Le corridor de mobilité basé d'après la projection sur 50 ans des taux d'érosion historiques moyens (M50) (figure 8) a été utilisé pour déterminer si une infrastructure se trouve, ou non, dans une zone à potentiel de mobilité. Les enrochements doivent également se situer en amont des trois derniers kilomètres, c'est-à-dire du tronçon urbain. Ce deuxième critère de sélection est basé principalement sur la rentabilité d'un retrait dans ce secteur. Un apport de sédiment si près de l'embouchure serait rapidement évacué du système fluvial et beaucoup moins profitable pour l'écosystème. Les résultats ont montré, en outre, que la majeure partie de ce tronçon est en état stable, donc agir à l'amont pour un apport en sédiment serait plus avantageux. De cette manière, les enrochements offrant une réelle protection aux infrastructures sont d'emblée éliminés de l'évaluation multicritère de la pertinence de retrait.

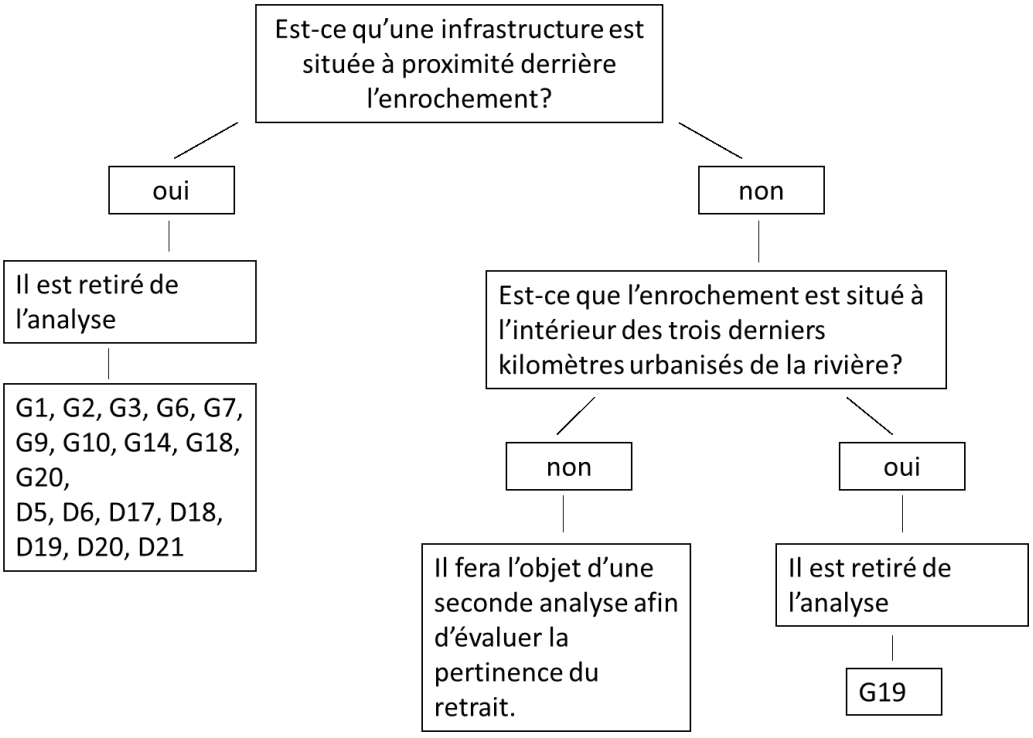

Figure 20: Organigramme illustrant la stratégie hiérarchique de sélection des enrochements apte à l'évaluation multicritère de leur pertinence de retrait.

Après cette première sélection, les enrochements sont ensuite évalués pour leur pertinence de retrait selon six critères. Le tableau 7 les regroupe par tronçon d'un kilomètre, mais ils pourraient également faire l'objet d'une analyse individuelle. Les critères d'évaluation sont utilisés à titre d'indicateurs afin d'aider les gestionnaires de projet dans le processus décisionnel. À titre d'exemple, si un enrochement est retiré dans un secteur à l'amont du cours d'eau, les processus d'érosion apporteront des sédiments qui resteront plus longtemps à l'intérieur du système fluvial. Ainsi la position amont-aval doit être prise en considération dans la sélection des enrochements à retirer. Cependant, si la moyenne des taux d'érosion est presque nulle, couplée à une faible puissance spécifique, le potentiel d'apport en sédiment devient moins intéressant. La longueur totale des enrochements aide à la planification du budget et des travaux, mais peut également être considérée lorsqu'un tronçon est fortement enroché. En de telles situations, il pourrait être justifié de privilégier un retrait, au moins partiel, afin d'augmenter la largeur du chenal et ainsi diminuer la puissance spécifique, dans l'objectif de freiner les processus d'incision. Quant à la hauteur des berges, elle donne un indice sur le volume potentiel pouvant être mobilisé après un retrait d'enrochement. L'accessibilité au chenal et la nature des sédiments pourraient également figurer dans ce tableau, mais dans le cas de la rivière à Mars, l'accessibilité n'est pas un enjeu et les sédiments de la plaine alluviale constituent, en grande majorité, des dépôts de type alluviaux récents. Enfin, l'analyse multicritère d'un enrochement doit être accompagnée de la question du potentiel de mobilisation des sédiments qu'il pourrait libérer. Un fort potentiel aura de meilleures répercussions pour la restauration des processus.

TABLEAU 6: Tableau d'évaluation multicritère de la pertinence de retrait des enrochements selon les tronçons par kilomètre.

Tronçons par km	Enrochements présents et aptes à l'analyse	Longueur totale des enrochements /km (m)	Position longitudinale	Moyenne des taux d'érosion historique avant 1996 (m/an)	Hauteur de la berge (moy) Droite/ Gauche (m)	Puissance spécifique (ω)	Pertinence de retrait
4	G15, G16,	296 m	Moyenne	0.27 m	D : nul G : 2.2 m	206 W/m^2 (av. barrage)	≈
5	G13, G15, D15, D16	325 m	Moyenne	1.04 m	D : 1.3 m G : 2.5 m	175 W/m^2	≈
6	G11, G12, D9, D10, D11, D12, D13, D14	1507 m	Bonne	0.74 m	D : 2.1 m G : 2.2 m	371 W/m^2	√
7	**D8, G11**	**514 m**	**Bonne**	**0.66 m**	**D : 2.8 m** **G : 2.2 m**	**256 W/m^2**	√
8	D7	64 m	Excellente	0.24 m	D : 1.6 m G : nul	339 W/m^2	≈
9	G8	138 m	Excellente	0.01 m	D : nul G : 2.1 m	327 W/m^2	√
10	D3, G5, D4,	662 m	Excellente	0.23 m	D :1.9 m G : 2.2 m	418 W/m^2	√
11	D1,D2, G4, D3	751 m	Excellente	0.01 m	D : 2.3 m G : 1.9 m	236 W/m^2	≈
12	D1	387 m	Excellente	0 m	D : 1.9 m G : nul	431 W/m^2	≈

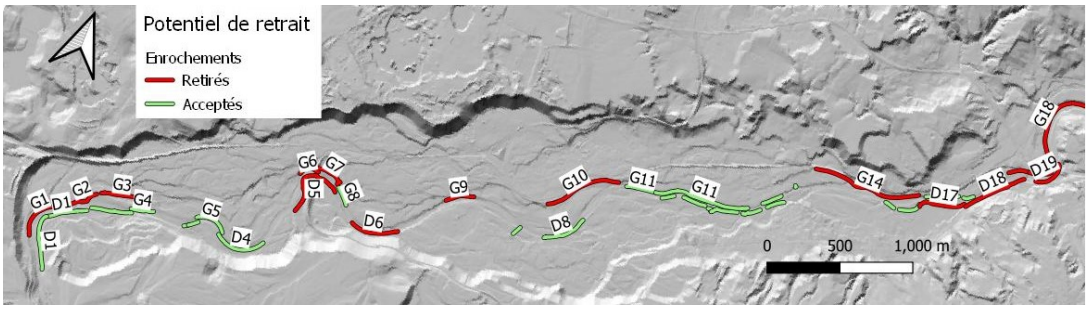

Figure 21: Localisation des enrochements nommés selon leur situation en rive gauche (G) ou en rive droite (D) et leur numérotation de l'amont à l'aval. Les enrochements en rouge ont été éliminés par les premiers critères de sélection, et ceux en vert sont analysés dans le tableau d'évaluation multicritère de pertinence de retrait.

On peut remarquer, après cette analyse, que plusieurs enrochements ne pourront être retirés, dû principalement au contexte anthropique de la rivière à Mars. Étant donné que le déficit sédimentaire est élevé et certains secteurs demeureront enrochés, l'injection sédimentaire se présente comme une solution pouvant pallier à cette problématique afin d'augmenter l'efficacité de la restauration (Arnaud *et al.* 2017; Brousse *et al.* 2020). Cette solution pourrait favoriser un rehaussement du niveau du lit afin de freiner le processus

d'incision, et d'accélérer la restauration de l'écosystème. Les résultats du suivi des transpondeurs contribueront au choix d'une granulométrie adéquate et des zones à prioriser. Ensuite, un suivi de la mobilité par transpondeurs passifs ou actifs installés après les travaux d'injection est recommandé, car il permettra d'évaluer l'efficacité du projet et d'effectuer une surveillance du transport et du dépôt de gravier (Beal *et al.* 2012; Arnaud *et al.* 2017). Le secteur à l'aval du barrage Roméo Tremblay (km 3) profiterait également d'une injection sédimentaire. C'est une pratique de plus en plus répandue et acceptée lorsqu'un barrage bloque le transport en charge de fond (Arnaud *et al.* 2017). Spécifiquement pour ce secteur, le transfert de sédiments de l'amont à l'aval du barrage figure comme une alternative de choix. Cette approche est d'ailleurs incluse dans l'entretien des réservoirs dans certains pays, notamment au Japon, afin de maintenir un transport adéquat et préserver les conditions environnementales (Ock *et al.* 2013). D'autres techniques sont également utilisées afin de favoriser le transit sédimentaire (Kondolf *et al.* 2014), mais un démantèlement complet ou même partiel du barrage constituerait une solution efficace et pérenne. Outre une augmentation des sédiments, un apport en bois mort apparaît également comme une stratégie de restauration qui pourrait favoriser la rétention de sédiments et de matière organique profitable aux écosystèmes (Biron *et al.* 2018a; Wheaton *et al.* 2019). Privilégier une végétation riveraine plus dense en bordure du cours d'eau contribuerait aussi à une restauration optimale, non seulement comme source naturelle de bois mort en rivière, mais également par sa régulation de la température de l'eau. Elle augmentera la rugosité de la berge et soutiendra la géodiversité au sein du chenal et la création de microhabitats (Florsheim *et al.* 2008; Reid et Church 2015).

2.5 CONCLUSION

Le projet de restauration de la rivière à Mars montre un cas de figure intéressant par la constatation des effets d'une crue extrême 25 années plus tard, mais surtout des conséquences liées aux aménagements de stabilisation à grande échelle. Les écosystèmes du saumon atlantique et de l'omble de fontaine anadrome en ont particulièrement souffert. La démarche de restauration proposée est alors de retirer les enrochements afin de laisser les

processus HGM opérer librement. Une méthode d'analyse multicritère a été développée dans l'objectif de soutenir le choix des gestionnaires de projets qui devront sélectionner des enrochements à prioriser pour un retrait.

Cette rivière présente un fort potentiel de restauration par les processus HGM, car après le *déluge* du Saguenay, le lit majeur bouleversé par la crue est demeuré majoritairement libre d'infrastructures et offre ainsi la possibilité d'un espace de mobilité. Cependant, les 25 dernières années ont été significatives, dans la mesure où les processus d'incisions ont eu le temps d'agir ce qui demandera sans doute un grand nombre de crues morphogènes et surtout du temps. En effet, une restauration par les processus HGM naturels par un retrait des enrochements doit s'envisager à long terme, mais offre plusieurs avantages. Elle représente notamment une méthode durable, demandant peu d'effort d'entretien, et visant l'écosystème entier plutôt que celui d'une seule espèce. Pour conclure, même si la démarche peut exiger de la patience à l'échelle d'une vie humaine, elle en vaudra la peine pour l'écosystème et sa résilience face aux changements climatiques, de même que pour les générations futures

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif principal de cette recherche était d'établir un diagnostic clair sur la dynamique sédimentaire de la rivière à Mars afin de proposer les meilleures avenues pour une restauration durable. Elle met en lumière un grand déficit sédimentaire installé depuis l'enrochement massif des berges après le *déluge* de 1996. L'analyse de la trajectoire historique par imagerie aéroportée depuis 1950 permet de bien cerner les changements causés par les enrochements au niveau des processus HGM, notamment la diminution marquée de l'érosion des berges. La détermination d'un espace de mobilité résulte de cette analyse comme une solution à mettre en place afin de permettre à ces processus d'opérer à nouveau et ainsi, favoriser un retour vers un équilibre dynamique naturel. L'espace de mobilité intégratif présenté dans le premier chapitre apparaît comme une proposition à figurer dans le plan d'aménagement de la ville de Saguenay. L'environnement dans lequel circule la rivière à Mars semble le territoire idéal pour y intégrer un tel espace, car c'est un milieu anthropisé et très fréquenté sans qu'il y ait trop d'infrastructures adjacentes au cours d'eau. Cela permettrait une meilleure cohabitation entre l'humain et l'écosystème par le biais de processus HGM libres d'opérer. C'est d'ailleurs la raison qui nous amène au deuxième chapitre. L'analyse de la dynamique sédimentaire révèle une forte incision dans plusieurs tronçons depuis 1997 et un transport sédimentaire toujours actif malgré une apparence de pavage généralisé du lit. Cette analyse confirme le déficit sédimentaire et la nécessité de rétablir les processus d'érosion latérales. Ainsi, nous proposons une convergence d'action pour la restauration des processus HGM dans cette rivière canalisée par les enrochements, et un outil d'aide à la décision pour la sélection des enrochements à retirer sans enjeu de sécurité civile. Le retrait des enrochements permettrait une restauration durable de la rivière par ses processus naturels et vise l'écosystème entier (Florsheim *et al.* 2008).

Cependant, le niveau d'anthropisation ne pourra permettre une restauration complète. Il sera alors important, d'une part, d'envisager des méthodes alternatives afin de maximiser les efforts investis, tels que la recharge sédimentaire ou la reconnexion d'anciens chenaux secondaires. D'autre part, assurer un suivi des travaux post démantèlement est également un élément à prioriser et essentiel pour le déploiement des méthodes de restauration par les processus au Québec. Un tel projet de restauration vient avec un certain niveau d'incertitude

et un suivi du comportement de la rivière et du succès de la restauration est recommandé (Piégay *et al.* 2023). Il sera également intéressant de poursuivre l'analyse des déplacements des transpondeurs passifs avec les différentes intensités de crues à venir. De plus, il sera pertinent d'intégrer un nouveau suivi de déplacement des sédiments par des approches directes et indirectes dans un contexte de recharge et après un retrait d'enrochement afin d'évaluer les différentes techniques et selon les différentes crues (Liébault *et al.* 2023).

Ainsi, ce projet de recherche offrira une contribution inédite pour la suite des projets de restauration des rivières au Québec, particulièrement au niveau politique. Il contribuera à faire évoluer les pratiques en emboitant le pas aux nations plus avancées en matière de restauration par les processus hydrogéomorphologiques.

RÉFÉRENCES

Acreman MC, Riddington R et Booker DJ. 2003. Hydrological impacts of floodplain restoration: a case study of the River Cherwell, UK. Hydrol Earth Syst Sci, 7 : 75-85.

Arfeuillère A, Steiger J, Gautier E, Petit S, Roussel E, Vautier F, Voldoire O et Saillard J. 2023. Removal of riprap within channelized rivers: a solution for the restoration of lateral channel dynamics and bedload replenishment? Applied Sciences, 13 : 2981.

Armstrong J, Kemp P, Kennedy G, Ladle M et Milner N. 2003. Habitat requirements of atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries research, 62 : 143-170.

Arnaud F. 2012. Approches géomorphologiques historique et expérimentale pour la restauration de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial aménagé: le cas du Vieux Rhin entre Kembs et Breisach (France, Allemagne). Thèse de doctorat, Université de Lyon, Lyon, 280 p.

Arnaud F, Piégay H, Béal D, Collery P, Vaudor L et Rollet AJ. 2017. Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. Earth surface processes and landforms, 42 : 2147-2166.

Auerswald K, Moyle P, Seibert SP et Geist J. 2019. HESS Opinions: Socio-economic and ecological trade-offs of flood management–benefits of a transdisciplinary approach. Hydrology and Earth System Sciences, 23 : 1035-1044.

Auger C, Latour S, Trudel M et Fortin M. 2000. Post-traumatic stress disorder. After the flood in Saguenay. Canadian Family Physician, 46 : 2420-2427.

Beal D, Arnaud F, Piegay H, Rollet A et Schmitt L. Suivi géomorphologique d'une experience de recharge sédimentaire: le cas du Vieux Rhin entre Kembs et Breisach (France, Allemagne). Dans : IS Rivers, Lyon, 26 au 28 juin 2012. GRAIE.

Beechie TJ, Sear DA, Olden JD, Pess GR, Buffington JM, Moir H, Roni P et Pollock MM. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. BioScience, 60 : 209-222.

Bernhardt ES et Palmer MA. 2007. Restoring streams in an urbanizing world. Freshwater biology, 52 : 738-751.

Bérubé J et Boivin M. 2020. Étude de la dynamique du bois mort en rivière et de son impact sur la migration anadrome du Saumon de l'Atlantique dans la rivière Port-Daniel. Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ), Laboratoire d’expertise et de recherche en géographie appliquée (LERGA)-001-UQAC, Saguenay, 94 p.

Bibliothèque et Archives nationales du Québec (BANQ). 2023. Rivière à Mars: Inondation Bagotville. Consulté le 13 Décembre 2023, https://numerique.banq.qc.ca/resultats#03Q,E57,S44,SS1,PB54-69

Biron P. 2017. La restauration de l'habitat du poisson en rivière: une recension des écrits. Rapport scientifique présenté à la Fondation de la faune du Québec, Université Concordia, Montréal, 70 p.

Biron P, Buffin-Bélanger T et Demers S. 2018a. La restauration de l'habitat du poisson en rivière: L'angle de l'hydrogéomorphologie. Vecteur Environnement, 51 : 34-39.

Biron P, Buffin-Bélanger T, Larocque M, Demers S, Olsen T, Ouellet M-A, Choné G, Cloutier C-A et Needelman M. 2013. Espace de liberté: un cadre de gestion intégrée pour la conservation des cours d'eau dans un contexte de changements climatiques. Ouranos, Montréal, 125 p.

Biron PM, Buffin-Bélanger T et Massé S. 2018b. The need for river management and stream restoration practices to integrate hydrogeomorphology. The Canadian Geographer/Le Géographe canadien, 62 : 288-295.

Biron PM, Buffin-Bélanger T, Larocque M, Choné G, Cloutier C-A, Ouellet M-A, Demers S, Olsen T, Desjarlais C et Eyquem J. 2014. Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. Environmental management, 54 : 1056-1073.

Boivin M. 2019. L'importance de la géographie et de l'hydrogéomorphologie dans la gestion des rivières et la prévention des risques dans le contexte des changements climatiques. Dans : Groupe de recherche et d'intervention régionales (GRIR) éd. Des géographes à l'œuvre, 50 ans de géographie à l'Université du Québec à Chicoutimi. Univertité du Québec, Saguenay, p. 163-174.

Bourgault M-A, Boivin M, Roy R, Desrochers G et Anctil F. 2022. Regards sur les mécanismes et les facteurs contrôlant les inondations des bassins versants du Québec méridional. Dans : Buffin-Bélanger T*, et al.* éds. Les inondations au Québec: Risques, aménagement du territoire, impacts socioéconomiques et transformation des vulnérabilités. Presse de l'Université du Québec, Québec, p. 580.

Brooks GR et Lawrence DF. 2000. Geomorphic effects of flooding along reaches of selected rivers in the Saguenay region, Québec, July 1996. Géographie physique et Quaternaire, 53 : 281-299.

Brousse G, Arnaud-Fassetta G, Liébault F, Bertrand M, Melun G, Loire R, Malavoi JR, Fantino G et Borgniet L. 2020. Channel response to sediment replenishment in a large gravel-bed river: The case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). River research and applications, 36 : 880-893.

Buffin-Bélanger T, Lachapelle F, Biron P et Boivin M. 2023. Trajectoires et visées de l'hydrogéomorphologie au Québec. The Canadian Geographer/Le Géographe canadien.

Buraas EM, Renshaw CE, Magilligan FJ et Dade WB. 2014. Impact of reach geometry on stream channel sensitivity to extreme floods. Earth surface processes and landforms, 39 : 1778-1789.

Bureau de reconstruction et de relance de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean. 1997. Les pluies diluviennes au Saguenay-Lac-Saint-Jean; Bilan un an après. Ministère du Conseil exécutif, Jonquière, 67 p.

Burge LM et Lapointe MF. 2005. Understanding the temporal dynamics of the wandering Renous River, New Brunswick, Canada. Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group, 30 : 1227-1250.

Cassel M, Piégay H et Lavé J. 2017. Effects of transport and insertion of radio frequency identification (RFID) transponders on resistance and shape of natural and synthetic pebbles: applications for riverine and coastal bedload tracking. Earth surface processes and landforms, 42 : 399-413.

Cecere G. 2017. Cartographie du substrat de l'habitat du saumon atlantique par analyse d'imagerie aéroportée haute-résolution. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, 116 p.

Chapuis M. 2012. Mobilité des sédiments fluviaux grossiers dans les systèmes fortement anthropisés: éléments pour la gestion de la basse vallée de la Durance. Thèse de doctorat, Aix-Marseille Université, Aix-en-Provence, 243 p.

Chaput-Desrochers L. 2013. Caractéristiques des structures turbulentes de l'écoulement et du transport en charge de fond en rivière à lit de graviers lors de la montée d'une crue. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, 121 p.

Church M. 2002. Geomorphic thresholds in riverine landscapes. Freshwater biology, 47 : 541-557.

Clifford NJ. 2012. River restoration: Widening perspectives. Gravel-Bed Rivers: Processes, Tools, Environments : 150-159.

Clilverd H, Thompson J, Heppell C, Sayer C et Axmacher J. 2013. River–floodplain hydrology of an embanked lowland Chalk river and initial response to embankment removal. Hydrological Sciences Journal, 58 : 627-650.

Clilverd H, Thompson J, Heppell C, Sayer C et Axmacher J. 2016. Coupled hydrological/hydraulic modelling of river restoration impacts and floodplain hydrodynamics. River research and applications, 32 : 1927-1948.

Cluer B et Thorne C. 2014. A stream evolution model integrating habitat and ecosystem benefits. River research and applications, 30 : 135-154.

Comité expert interministériel en soutien au rétablissement et à la prise de décision en aménagement du territoire (COMEXI-RDG). 2023. Inondation causées par la rivière du Gouffre le 1er mai 2023-Retour d'expérience: portrait conséquence. Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation, Gouvernement du Québec, Québec, 31 p.

Contact Nature. 2018. Projet de protection et de mise en valeur. Consulté le 20 décembre 2023, https://www.contact-nature.ca/riviere-a-mars/projets-de-protection-et-de-mise-en-valeur/#:~:text=Chaque%20ann%C3%A9e%2C%20des%20milliers%20d,rivi%C3%A8re%20au%20mois%20de%20juin.

Culture et communication Québec. 2013. Répertoire du patrimoine culturel du Québec. Consulté le 19 janvier 2023, https://www.patrimoine-culturel.gouv.qc.ca/rpcq/detail.do?methode=consulter&id=93604&type=bien

Darby S et Sear D. 2008. River restoration: managing the uncertainty in restoring physical habitat. John Wiley & Sons, Chichester, 328 p.

Dawson B. 2020 (mis à jour le 12 avril 2020). The Rosgen Wars revisited. Consulté le 24 juillet 2023, https://habitat.fisheries.org/the-rosgen-wars-revisited/

Demers S, Olsen T et Buffin-Bélanger T. 2014. Développement d'une méthode hydrogéomorphologique pour mieux considérer les dynamiques hydrosédimentaires aux droits des traverses de cours d'eau du Bas-SaintLaurent et de la Gaspésie dans le contexte de changements climatiques et environnementaux. Laboratoire de géomorphologie et de dynamique fluviale, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 202 p.

Direction de l'aménagement et du milieu hydrique. 2023. Recevabilité des projets en milieux hydriques; Aide-mémoire concernant l'avis sur la mobilité des cours d'eau demandé dans l'article 331, al.1 (3°) du REAFIE. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), Québec, 17 p.

Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie. 2021. Suivi hydrologique de différentes stations hydrométriques, Station: 060704, À MARS - à la fosse 80 dans la zec de la rivière à Mars. Consulté le 13 décembre 2023, https://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=060704

Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie. 2023a. Données maximales mensuelles, station 061004 Chicoutimi. Consulté le 25 mai 2023, https://www.cehq.gouv.qc.ca/depot/historique_donnees_som_mensuels/061004_Q_MAX.txt

Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie. 2023b. Atlas hydroclimatique du Québec méridional. Consulté le 10 janvier 2024, https://cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/

Direction principale des prévisions hydriques et de la cartographie. 2023c. INFO-Crue. Consulté le 10 janvier 2024, https://www.cehq.gouv.qc.ca/zones-inond/info-crue/index.htm

Downs P et Gregory K. 2004. River channel management; Towards sustainable catchment hydrosystems. Routledge, New York, USA, 394 p.

Downs PW et Piégay H. 2019. Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications, limitations, prospect. Geomorphology, 338 : 88-104.

Dubé S. 2013. Évaluation du potentiel de rétablissement de la population de saumon atlantique de l'île d'Anticosti: habitat et menaces. Pêche et Ocean Canada, scientifique Scdc, Mont-Joli, 19 p.

Dufour S et Piégay H. 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. River research and applications, 25 : 568-581.

Dunesme S, Piégay H et Mustière S. 2020. Assessing historical maps for characterizing fluvial corridor changes at a regional network scale. Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization, 55 : 251-265.

Egozi R et Ashmore P. 2008. Defining and measuring braiding intensity. Earth surface processes and landforms, 33 : 2121-2138.

Environnement Québec. 2003. Sommaire du bilan des interventions à la suite des pluies diluviennes des 19 et 20 juillet 1996. Gouvernement du Québec, Programme de stabilisation des berges et des lits des lacs et cours d'eau, Québec, 25 p.

Fantino G, Arnaud F, Cassel M et Piégay H. Retours d'expérience sur l'efficacité des suivis de mobilité de la charge grossière par RFID. Dans : IS Rivers 2018, Lyon, 4 au 8 juin 2018. GRAIE.

Florsheim JL, Mount JF et Chin A. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. BioScience, 58 : 519-529.

Foucher A, Salvador-Blanes S, Vandromme R, Cerdan O et Desmet M. 2017. Quantification of bank erosion in a drained agricultural lowland catchment. Hydrological processes, 31 : 1424-1437.

FQSA-DGR. 2012. Développement de stratégies et de modalités de protection de l'habitat du saumon dans un contexte de gestion intégrée forêt-faune. Fédération québécoise pour le saumon atlantique (FQSA), Québec, 142 p.

Fryirs K, Lisenby P et Croke J. 2015. Morphological and historical resilience to catastrophic flooding: The case of Lockyer Creek, SE Queensland, Australia. Geomorphology, 241 : 55-71.

Fryirs KA et Brierley GJ. 2012. Geomorphic analysis of river systems: an approach to reading the landscape. John Wiley & Sons, Chichester, 368 p.

Fuller IC, Death RG, Garcia JH, Trenc N, Pratt R, Pitiot C, Matoš B, Ollero A, Neverman A et Death A. 2020. An index to assess the extent and success of river and floodplain restoration: Recognising dynamic response trajectories and applying a process-based approach to managing river recovery. River research and applications, 37 : 163-175.

Gariépy-Girouard É, Buffin-Bélanger T et Biron P. 2023. (soumis) Quels sont les véritables moteurs des projets de restauration des rivières ? Authorea.

Gouvernement du Canada. 2011 (mis à jour le 6 décembre 2019). Registre public des espèces en péril: Saumon atlantique (*Salmo salar*), Population de la Gaspésie-sud du golfe du Saint-Laurent. Consulté le 25 novembre 2020, https://registre-especes.canada.ca/index-fr.html#/especes/1134-775

Graff K, Viel V, Carlier B, Lissak C, Madelin M, Arnaud-Fassetta G et Fort M. 2018. Traçage sédimentaire d'une lave torrentielle dans le bassin de la Peyronnelle (Queyras, Alpes françaises du Sud). Géomorphologie: relief, processus, environnement, 24 : 43-57.

Guimarães L, Teixeira F, Pereira J, Becker B, Oliveira A, Lima A, Veról A et Miguez M. 2021. The challenges of urban river restoration and the proposition of a framework towards river restoration goals. Journal of Cleaner Production, 316 : 128330.

Hassan MA et Roy AG. 2016. Coarse particle tracing in fluvial geomorphology. Dans : Kondolf GM et Piégay H éds. Tools in fluvial geomorphology. John Wiley & Fils, Chichester, p. 306-323.

He J, Moffette F, Fournier R, Revéret J-P, Théau J, Dupras J, Boyer J-P et Varin M. 2015. Meta-analysis for the transfer of economic benefits of ecosystem services provided by wetlands within two watersheds in Quebec, Canada. Wetlands ecology and management, 23 : 707-725.

Hinshaw S, Wohl E, Burnett JD et Wondzell S. 2022. Development of a geomorphic monitoring strategy for stage 0 restoration in the South Fork McKenzie River, Oregon, USA. Earth surface processes and landforms, 47 : 1937-1951.

Houbrechts G, Van Campenhout J, Levecq Y, Hallot E, Peeters A et Petit F. 2012. Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. Earth surface processes and landforms, 37 : 1501-1517.

Johnson MF, Thorne CR, Castro JM, Kondolf GM, Mazzacano CS, Rood SB et Westbrook C. 2020. Biomic river restoration: A new focus for river management. River research and applications, Vol. 36 : p. 3-12.

Kline M et Cahoon B. 2010. Protecting river corridors in Vermont 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 46 : 227-236.

Kondolf GM, Gao Y, Annandale GW, Morris GL, Jiang E, Zhang J, Cao Y, Carling P, Fu K et Guo Q. 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. Earth's Future, 2 : 256-280.

Lalande G, Maltais D et Robichaud S. 2000. Les sinistrés des inondations de 1996 au Saguenay: problèmes vécus et séquelles psychologiques. Santé mentale au Québec, 25 : 95-115.

Lamarre H, MacVicar B et Roy AG. 2005a. Using passive integrated transponder (PIT) tags to investigate sediment transport in gravel-bed rivers. Journal of Sedimentary Research, 75 : 736-741.

Lamarre H, MacVicar B et Roy AG. 2005b. Using passive integrated transponder (PIT) tags to investigate sediment transport in gravel-bed rivers. Journal of Sedimentary Research, Vol. 75 : p. 736-741.

Larsen EW, Premier AK et Greco SE. 2006. Cumulative effective stream power and bank erosion on the Sacramento River, California, USA 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 42 : 1077-1097.

Lave R. 2016. Stream restoration and the surprisingly social dynamics of science. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 3 : 75-81.

Lavoie C. 2020. Recrutement des symbiotes dans un contexte d'ensemencement. Cas du Saumon atlantique (*Salmo salar*). Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 65 p.

Lavoie S. 1990. Plan de développement et de mise en valeur de la ressources saumon des tributaires du Saguenay. Conseil régional Saguenay de la Fédération québécoise du saumon atlantique, Saguenay, 456 p.

Légis Québec. 2021. Loi sur la qualité de l'environnement. Ministère de l'Emploi et de la Solidarité sociale, Québec.

Liébault F, Piégay H, Cassel M et Arnaud F. 2023. Bedload tracing with RFID tags in gravel-bed rivers: Review and meta-analysis after 20 years of field and laboratory experiments. Earth surface processes and landforms : 1-23.

MacVicar B et Papangelakis E. 2021. Lost and found: maximizing the information from a series of bedload tracer surveys. Earth surface processes and landforms, 47 : 399-408.

Maddock I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater biology, 41 : 373-391.

Magilligan FJ, Buraas E et Renshaw C. 2015. The efficacy of stream power and flow duration on geomorphic responses to catastrophic flooding. Geomorphology, 228 : 175-188.

Malavoi J, Bravard J, Piégay H, Herouin E et Ramez P. 1998. Guide technique N° 2. Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Agence de l'eau, p. 39.

Maltais D, Robichaud S et Simard A. 2001. Conséquences des inondations de juillet 1996 sur la conception du chez-soi et la santé biopsychosociale des préretraités et retraités. Canadian Journal on Aging/La Revue canadienne du vieillissement, 20 : 407-425.

Marcoux-Viel P. 2015. Espace de liberté des cours d'eau: s'inspirer des meilleures pratiques pour définir un cadre de gestion québécois. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 78 p.

Marquínez García J, Fernández-Iglesias E, Colina Vuelta A, Fernández García M, Salgado L, Vázquez-Tarrío D, Menéndez-Duarte R et González-Rodríguez G. Effects of land-use changes during the last 60 years on river channel morphology in the Cantabrian area NW Spain): preliminary results. Dans : IS Rivers, Lyon, 4 au 8 juin 2018. GRAIE.

Mayer-Jouanjean I et Bleau N. 2018. Historique des sinistres d'inondations et d'étiages et des conditions météorologiques associées. Ouranos, 100 p.

McDonald A, Lane SN, Haycock NE et Chalk E. 2004. Rivers of dreams: on the gulf between theoretical and practical aspects of an upland river restoration. Transactions of the Institute of British Geographers, 29 : 257-281.

Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). 2023. Aires protégées au Québec, Les provinces naturelles, Niveau I du cadre écologique de référence du Québec,. Consulté le 13 décembre 2023, https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4c.htm

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2016. Plan de gestion du saumon atlantique 2016-2026. 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, 40 p.

Nijssen B, O'Donnell GM, Hamlet AF et Lettenmaier DP. 2001. Hydrologic sensitivity of global rivers to climate change. Climatic change, 50 : 143-175.

Nilsson C et Berggren K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. BioScience, 50 : 783-792.

Ock G, Sumi T et Takemon Y. 2013. Sediment replenishment to downstream reaches below dams: implementation perspectives. Hydrological Research Letters, 7 : 54-59.

Ollero A. 2010. Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. Geomorphology, 117 : 247-260.

Organisme de bassin versant du Saguenay. 2014. Suivi hydrogéomorphologique de la rivière à Mars, Ville de Saguenay arrondissement de La Baie (Québec). Saguenay, 56 p.

Ouranos. 2023. Changements climatiques: Précipitations. Consulté le 14 juin 2023, https://www.ouranos.ca/fr/precipitations

Palmer MA, Lettenmaier DP, Poff NL, Postel SL, Richter B et Warner R. 2009. Climate change and river ecosystems: protection and adaptation options. Environmental management, 44 : 1053-1068.

Palmer MA, Bernhardt E, Allan JD, Lake PS, Alexander G, Brooks S, Carr J, Clayton S, Dahm C et Follstad Shah J. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. Journal of applied ecology, 42 : 208-217.

Pander J et Geist J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. Ecological indicators, 30 : 106-118.

Piégay H, Darby S, Mosselman E et Surian N. 2005a. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. River research and applications, 21 : 773-789.

Piégay H, Arnaud F, Belletti B, Cassel M, Marteau B, Riquier J, Rousson C et Vazquez-Tarrio D. 2023. Why consider geomorphology in river rehabilitation? Land, 12 : 1491.

Piégay H, Gregory KJ, Bondarev V, Chin A, Dahlstrom N, Elosegi A, Gregory SV, Joshi V, Mutz M, Rinaldi M, Wyzga B et Zawiejska J. 2005b. Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes. Environmental management, 36 : 665-674.

Reid D et Church M. 2015. Geomorphic and ecological consequences of riprap placement in river systems. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 51 : 1043-1059.

Répertoire du patrimoine culturel du Québec. 2013. Site patrimonial du Barrage-de-la-Rivière-à-Mars. Consulté le 20 décembre 2023, https://www.patrimoine-culturel.gouv.qc.ca/rpcq/detail.do?methode=consulter&id=93606&type=bien

Rice SP, Church M, Wooldridge CL et Hickin EJ. 2009. Morphology and evolution of bars in a wandering gravel-bed river; lower Fraser river, British Columbia, Canada. Sedimentology, 56 : 709-736.

Rickenmann D, Badoux A et Hunzinger L. 2016. Significance of sediment transport processes during piedmont floods: the 2005 flood events in Switzerland. Earth surface processes and landforms, 41 : 224-230.

Roni P, Hanson K et Beechie T. 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. North American Journal of Fisheries Management, 28 : 856-890.

Roni P, Beechie TJ, Bilby RE, Leonetti FE, Pollock MM et Pess GR. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. North American Journal of Fisheries Management, 22 : 1-20.

Rosgen DL. A geomorphological approach to restoration of incised rivers. Dans : S.S.Y. Wang EJLaFDS, Jr, Management of landscapes disturbed by channel incision, Oxford, 19 au 23 mai 1997. The Center for Computational Hydroscience and Engineering, The University of Mississippi,, p. 1-11.

Rouquette J, Posthumus H, Morris J, Hess T, Dawson Q et Gowing D. 2011. Synergies and trade-offs in the management of lowland rural floodplains: an ecosystem services approach. Hydrological Sciences Journal, 56 : 1566-1581.

Ruiz-Villanueva V, Piégay H, Scorpio V, Bachmann A, Brousse G, Cavalli M, Comiti F, Crema S, Fernández E et Furdada G. 2023. River widening in mountain and foothill areas during floods: Insights from a meta-analysis of 51 European Rivers. Science of the Total Environment, 903 : 166103.

Schneider CW. 2020. An investigation of Stage 0 restoration in California and Oregon. Master, Oregon State University, Oregon, USA, 31 p.

Sécurité publique Québec. 2023 (mis à jour le 13 décembre 2023). Station 060704. Consulté le 13 décembre 2023, https://vigilance.geo.msp.gouv.qc.ca/stations/228

Sholtes JS, Yochum SE, Scott JA et Bledsoe BP. 2018. Longitudinal variability of geomorphic response to floods. Earth surface processes and landforms, 43 : 3099-3113.

Simon A et Rinaldi M. 2006. Disturbance, stream incision, and channel evolution: The roles of excess transport capacity and boundary materials in controlling channel response. Geomorphology, 79 : 361-383.

Stanford JA, Ward J, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA et Coutant CC. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. Regulated Rivers: Research & Management, 12 : 391-413.

Sundermann A, Antons C, Cron N, Lorenz AW, Hering D et Haase P. 2011. Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. Freshwater biology, 56 : 1689-1702.

Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D et Swackhamer D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. science, 292 : 281-284.

Trullenque Blanco V, Montealegre Gracia AL et Ollero Ojeda A. 2022. Multi-temporal analysis of geomorphological processes and vegetation changes in a large gravel-bed channel: the Cinca River, Aragon (Spain). Boletin de la Asociacion de Geografos Espanoles, : 1-51.

Vin-Deslauriers J et Boivin M. 2021. Le Déluge du Saguenay du point de vue de l'hydrogéomorphologie. Saguenayensia, 62 : 28-38.

Vivier A, Rolan-Meynard M, Tuaux S, Rigault B, Reyjol Y, Melun G et Jourdan S. 2022. Principes fondamentaux et exemple d'application du «Guide pour l'élaboration des suivis d'opérations de restauration hydromorphologique en cours d'eau». Naturae, 5 : 101-111.

Wheaton J, Bennett S, Bouwes N, Maestas J et Shahverdian S. 2019. Low-tech process-based restoration of riverscapes: design manual version 1.0. Utah State University Restoration Consortium, Logan, UT, USA, 286 p.

White M et Biron P-P. 2021. 25 ans après le déluge, des cicatrices encore vives. Consulté le 8 juillet 2024, https://www.journaldemontreal.com/actualite/25-ans-apres-le-deluge-des-cicatrices-encore-vives

Williams R, Bangen S, Gillies E, Kramer N, Moir H et Wheaton J. 2020. Let the river erode! Enabling lateral migration increases geomorphic unit diversity. Science of the Total Environment, 715 : 136817.

Wohl E, Lane SN et Wilcox AC. 2015. The science and practice of river restoration. Water Resources Research, 51 : 5974-5997.

Wohl E, Angermeier PL, Bledsoe B, Kondolf GM, MacDonnell L, Merritt DM, Palmer MA, Poff NL et Tarboton D. 2005. River restoration. Water Resources Research, 41 : 12.

Yag KS, Aka N et Dangui NP. 2022. Colmatage reccurent de la passe artificielle de la lagune de fresco (sud-ouest de la côte d'ivoire): Influence des caractéristiques morphologiques et hydrologiques. Geo-Eco-Marina : 173-181.

Ziliani L et Surian N. 2012. Evolutionary trajectory of channel morphology and controlling factors in a large gravel-bed river. Geomorphology, 173 : 104-117.

Zingraff-Hamed A, Greulich S, Wantzen KM et Pauleit S. 2017. Societal drivers of European water governance: a comparison of urban river restoration practices in France and Germany. Water, 9 : 206.