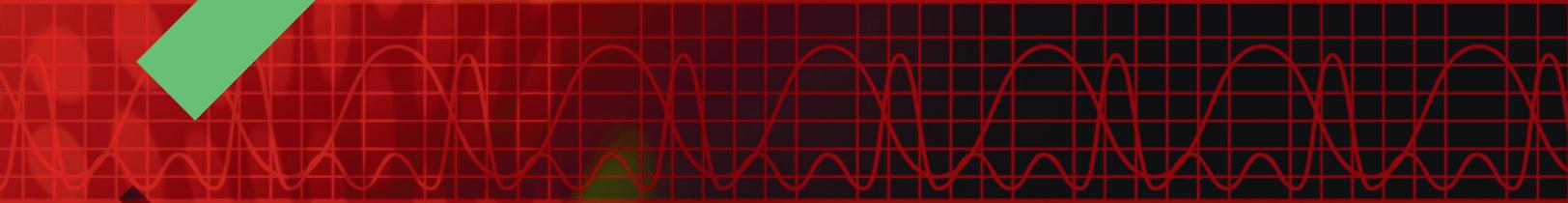




**Impacts des enrochements dans les cours
d'eau sur les habitats aquatiques dans
le cadre de projets d'infrastructures
routières**

ENVIRONNEMENT



**ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT**

**IMPACTS DES ENROCHEMENTS DANS LES COURS
D'EAU SUR LES HABITATS AQUATIQUES DANS LE
CADRE DE PROJETS D'INFRASTRUCTURES ROUTIÈRES**

Projet R726.1

RAPPORT FINAL

Pascale Biron
Département de géographie, urbanisme et environnement
Université Concordia

Normand Bergeron
Institut de la Recherche Scientifique (INRS), Centre Eau Terre Environnement

Daniel Boisclair
Département des sciences biologiques, Université de Montréal

Michel Lapointe
Département de géographie, Université McGill

Réalisé pour le compte du Ministère des transports, de la Mobilité durable et
de l'Électrification des transports
Direction de l'Est-de-la-Montérégie

Mai 2016

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports par un prestataire de services.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports.

Le Ministère n'assume aucune responsabilité quant aux erreurs linguistiques que ce rapport, rédigé par un tiers, pourrait contenir.

Collaborateurs

Pascale Biron, (chercheure principale) Hydrogéomorphologue et professeure titulaire
Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

Guénoilé Choné, Professionnel de recherche sous la direction de Pascale Biron
Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

Joanie Asselin, Étudiante à la maîtrise en biologie sous la direction de Daniel Boisclair
Département des sciences biologiques, Université de Montréal

William Massey, Étudiant à la maîtrise en géographie sous la direction de Pascale Biron
Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

Normand Bergeron, Hydrogéomorphologue et professeur titulaire
Institut de la Recherche Scientifique (INRS), Centre Eau Terre Environnement

Daniel Boisclair, Biologiste et professeur titulaire
Département des sciences biologiques, Université de Montréal

Michel Lapointe, Hydrogéomorphologue et professeur titulaire
Département de géographie, Université McGill

Ariane Bouffard, chargée de projet MTMDET, Direction des inventaires et du Plan métropolitain

Comité de suivi

Isabel Bernier-Bourgault, MTMDET, Direction de l'environnement et de la recherche
Étienne Drouin, MFFP, Unité de gestion de la faune Montréal-Montérégie

Annie Gagné, MTMDET, Direction des structures

Jérôme Guay, MTMDET, Direction de la capitale nationale

François Hazel, Pêches et Océans Canada, Direction régionale de la gestion des écosystèmes

Michel Michaud, MTMDET, Direction de l'environnement et de la recherche

Christian Poirier, MTMDET, Direction des structures

Michèle Tremblay, MDDELCC, Direction de l'évaluation environnementale des projets hydriques et industriels

© Gouvernement du Québec, ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports, 2016

ISBN 978-2-550-77290-3 (PDF)

Dépôt légal – 2016

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés. La reproduction de ce document par procédé mécanique ou électronique, y compris la microreproduction, et sa traduction, même partielles, sont interdites sans l'autorisation écrite des Publications du Québec.

FICHE ANALYTIQUE

<p>Titre et sous-titre du rapport</p> <p>Impacts des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques dans le cadre de projets d'infrastructures routières</p>	<p>Numéro du rapport Transports Québec</p> <p>RTQ-16-03</p>	
<p>Titre du projet de recherche</p> <p>Impacts des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques dans le cadre de projets d'infrastructures routières</p>	<p>Numéro du dossier</p> <p>4502-12-RC05</p>	<p>Numéro du projet</p> <p>R726.1</p>
<p>Responsable de recherche</p> <p>Pascale Biron</p>	<p>Date du début de la recherche</p>	<p>Date de fin de la recherche</p>
<p>Auteur du rapport</p> <p>Pascale Biron Guérolé Choné Joanie Asselin William Massey Normand Bergeron Daniel Boisclair Michel Lapointe</p>	<p>Février 2013</p>	<p>Juin 2016</p>
<p>Chargé de projet, direction</p> <p>Ariane Bouffard Direction des inventaires et du Plan métropolitain</p>	<p>Coût total de l'étude</p> <p>380 525 \$</p>	
<p>Étude ou recherche réalisée par</p> <p>Université Concordia 1455, boulevard de Maisonneuve Ouest Montréal (Québec) H3G 1M8</p>	<p>Étude ou recherche financée par</p> <p>Direction de l'environnement et de la recherche Ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports 930, chemin Sainte-Foy, 6^e étage Québec (Québec) G1S 4X9</p>	
<p>Problématique</p> <p>Lors de travaux de stabilisation de rives aux abords d'une route ou lors de la reconstruction et de l'entretien de ponts ou de ponceaux, un enrochement est généralement utilisé dans le but de consolider et protéger les talus et les infrastructures. L'impact de ces enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques n'est pas encore bien compris, en particulier dans les cours d'eau fortement dégradés car la plupart des études ayant examiné cette question se sont surtout concentrées sur des tronçons de cours d'eau peu ou pas affectés par des perturbations anthropiques (Knudsen et Dilley 1987, Craig et Zale 2001). De plus, la littérature scientifique n'apporte pas un éclairage net sur cette question, certaines études ayant conclu à un impact négatif dû par exemple à une modification du substrat naturel, tandis que d'autres considèrent que dans certains cas les enrochements créent une hétérogénéité de l'habitat qui se révèle positive (Yarnell et al. 2006). Or, la Montérégie est une région où l'activité agricole prédomine et une proportion importante des cours d'eau est perturbée notamment par la présence d'une grande charge sédimentaire dans l'eau, par de fortes concentrations de fertilisants et de pesticides, par la linéarisation de leur tracé et par la disparition des bandes riveraines végétalisées. Il apparaît donc nécessaire de quantifier et qualifier l'impact réel de l'enrochement sur les habitats aquatique dans ce type de milieu, et ce, afin d'adapter les besoins en mesures d'atténuation des impacts environnementaux et d'améliorer les pratiques d'aménagements utilisées lors des projets d'infrastructures routières.</p>		

Objectifs

Le projet vise donc à mieux comprendre l'impact des enrochements sur les caractéristiques physiques des habitats aquatiques dans des zones affectées par des interventions humaines (Basses Terres du St-Laurent), ainsi que dans des secteurs plus naturels (Appalaches), en Montérégie Est. L'étude vise aussi à comprendre les impacts potentiels sur les communautés de poissons dans le cas des cours d'eau dégradés des Basses Terres, car il s'agit d'environnements qui sont moins bien documentés. L'acquisition de connaissances fondamentales sur les processus de colmatage naturel des enrochements est aussi au coeur de ce projet de recherche en raison du lien étroit entre le colmatage, la qualité de l'habitat et le maintien de niveaux d'eau adéquats pour la libre circulation du poisson en période d'étiage.

Méthodologie

Plusieurs méthodologies ont été utilisées dans cette étude dans le but de répondre aux divers objectifs. Les secteurs enrochés des cours d'eau ont été comparés à des secteurs naturels (témoins). Les enrochements étudiés sont des enrochements récents réalisés par le Ministère aux abords des ponts et ponceaux. En premier lieu, les pentes, largeurs et profondeurs ont été évaluées à l'aide de mesures de sections transversales relevées avec un tachéomètre et par des profils longitudinaux réalisés à partir de données LiDAR. Ces données ont entre autres permis d'identifier les impacts locaux des enrochements sur la forme des chenaux et de vérifier si les zones enrochées pouvaient devenir un obstacle à la libre circulation du poisson en période d'étiage. Également, des mesures visuelles synoptiques et des suivis temporels du degré de colmatage naturel des enrochements ainsi que des mesures de la conductivité hydraulique ont été réalisés pour étudier les variables influençant la vitesse et le degré de colmatage. Différentes mesures de la qualité de l'habitat ont été utilisées, dont le Hydro-morphological Index of Diversity et le Qualitative Habitat Evaluation Index, pour évaluer l'impact des enrochements sur la quantité et la qualité des habitats disponibles. Finalement, la richesse, la densité et la biomasse des poissons ont été mesurées par pêche électrique aux sites enrochés ainsi qu'à 10 autres sites sur 9 cours d'eau afin d'évaluer les effets des enrochements sur les communautés de poissons.

Résultats et recommandations

Dans les Basses-Terres, les résultats indiquent une diminution de la largeur mouillée et une augmentation de la pente des cours d'eau aux enrochements. L'augmentation de la pente peut se traduire par l'apparition de seuils, ou d'une manière plus générale par une augmentation du courant. Les enrochements n'apparaissent globalement pas comme un obstacle plus important au passage du poisson à l'étiage que les sections adjacentes. En ce qui a trait à la qualité de l'habitat, il apparaît que la diversité hydraulique et la qualité des habitats ont augmenté dans les enrochements des Basses-Terres. Toutefois, ce gain en qualité d'habitat peut être annulé par d'autres éléments, en particulier la perte d'abris. Les pêches réalisées ont cependant permis de montrer que les enrochements dans les Basses-Terres sont en général un milieu de vie plus favorable aux poissons que les milieux adjacents. Il a également été montré que le colmatage naturel des enrochements est tributaire des conditions hydrauliques permettant plus ou moins le dépôt des sédiments dans l'enrochement. L'augmentation de la pente à l'enrochement est un facteur limitant le colmatage. Par ailleurs, l'une des recommandations de cette étude est qu'il s'avère inutile de réaliser un colmatage artificiel des enrochements par l'injection mécanique de sédiments fins entre les roches, sauf en cas de dénivelés importants. En effet, l'état de colmatage d'un site est le résultat d'un équilibre dynamique entre les forces permettant le dépôt des sédiments et les forces permettant leur remise en circulation. De plus, les analyses effectuées sur les communautés de poissons aux enrochements ont montré que le pourcentage de roches avait un effet positif sur les poissons fréquentant l'enrochement. Le colmatage des enrochements pourrait réduire l'effet bénéfique de l'ajout de roches dans des milieux très homogènes tels que dans les Basses-Terres.

Mots clés

Enrochements, stabilisation, habitat aquatique, poisson, pont, ponceau, sédiments, colmatage, Basses-Terres, Montérégie, cours d'eau, rivière, ruisseau, indice de qualité.

Nombre de pages

172

Nombre de références bibliographiques

98

Langue du document

Français

Anglais

Autre (spécifier) :

Référence suggérée

BIRON, P, G. CHONÉ, J. ASSELIN, W. MASSEY, N. BERGERON, D. BOISCLAIR, M. LAPOINTE. *Impacts des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques dans le cadre de projets d'infrastructures routières*. Ministère des transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports, Direction des inventaires et du Plan métropolitain, projet R726.1, 2016.

RÉSUMÉ

L'impact des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques n'est pas encore bien compris, en particulier dans les cours d'eau fortement dégradés car la plupart des études ayant examiné cette question se sont surtout concentrées sur des tronçons de cours d'eau peu ou pas affectés par des perturbations anthropiques. Le projet de recherche sur les impacts des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques dans le cadre de projets d'infrastructures routières, qui s'est déroulé de 2013 à 2016 et dont le présent document constitue le rapport final, vise à combler certaines lacunes des connaissances en ce domaine. Les objectifs globaux de cette recherche sont de déterminer les impacts des enrochements effectués par le ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports dans la région de l'Est-de-la-Montérégie sur des caractéristiques physiques et biologiques des cours d'eau dans deux contextes géomorphologiques différents constituant la zone d'étude : les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches. L'étude des caractéristiques physiques a été effectuée en relevant la forme du chenal en coupe transversale et en coupe longitudinale aux enrochements et dans les sections adjacentes à l'aide de relevés topographiques de terrain ainsi que de données obtenues par télédétection. Les caractéristiques des cours d'eau considérées usuellement comme ayant une influence sur l'habitat lotique ont également été relevées sur le terrain aux enrochements et à des sites non enrochés pour comparaison. Deux indices ont été calculés à partir de ces caractéristiques : le QHEI (Quality Habitat Evaluation Index), indice holistique sur la qualité de l'habitat aquatique, et le HMID (Hydro-morphological Index of Diversity) représentant la diversité des écoulements. Le maintien des niveaux d'eau à l'étiage dans les enrochements, ainsi que le colmatage des enrochements, de par ses liens potentiels avec la qualité du substrat et le maintien des niveaux d'eau à l'étiage, ont également fait l'objet d'études approfondies. Enfin, des pêches électriques et à la nasse effectuées dans 9 cours d'eau des Basses-Terres du Saint-Laurent ont permis d'étudier l'impact des enrochements et des caractéristiques physiques des cours d'eau sur la richesse, la densité et la biomasse de poisson. Les principaux résultats de ces études et les recommandations en découlant pour la conception des enrochements sont résumés dans la partie suivante du présent document.

SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET DES RECOMMANDATIONS

Les principaux résultats issus de cette recherche sont :

- Le colmatage ne dépend pas de l'âge de l'enrochement, contrairement à l'hypothèse de départ formulée ;

Pour les sites situés dans les Appalaches,

- Les enrochements ne semblent pas être plus problématiques pour les niveaux d'eau à l'étiage que les sections adjacentes du cours d'eau. Des profondeurs d'eau plus élevées à l'enrochement que sur un site témoin non enroché ont par ailleurs été constatées ;
- L'indice de qualité de l'habitat QHEI dans les sites non enrochés est en général bon, et plus élevé que dans les Basses-Terres. Le QHEI est plus faible dans les enrochements que dans les sections non enrochées ;

Pour les sites situés dans les Basses-Terres,

- L'enrochement n'a soit aucun effet (8 cas sur 17), soit un effet positif (9 cas 17) sur les variables biologiques mesurées (richesse, densité et biomasse de poisson) ;
- Une diminution de la largeur et une augmentation de la pente et de la vitesse du courant (ainsi qu'une augmentation des seuils et une diminution des mouilles) ont été constatées aux enrochements. L'augmentation de la pente est héritée des anciennes structures en place avant la construction des enrochements étudiés, qui ont créé un bris de pente, c'est-à-dire une pente plus élevée à l'enrochement qu'à l'amont de l'enrochement. Ce bris de pente ne permet pas un colmatage des enrochements. L'augmentation de la vitesse du courant est par ailleurs nuisible à la densité de poisson ;
- Les profondeurs d'eau n'apparaissent globalement pas comme un obstacle plus important au passage du poisson à l'étiage que les sections adjacentes, mais des inquiétudes pour le libre passage des poissons et la conservation de niveaux d'eau acceptables en période d'étiage apparaissent dans le cas d'un dénivelé important à l'enrochement ;
- Les très longs enrochements (plus de 500 m) révèlent un problème majeur d'assèchement du cours d'eau durant l'été malgré un colmatage naturel ;
- Une augmentation de la diversité des écoulements (HMID), ainsi qu'une diminution des abris naturellement présents dans les cours d'eau (berges sapées, végétation surplombante, bois mort) ont été constatées aux enrochements ;
- L'effet de l'enrochement à un site est différent selon la largeur du cours d'eau, cet effet étant plus prononcé, et souvent positif pour les communautés de poissons, pour les cours d'eau plus larges

que pour les cours d'eau plus étroits, où l'effet de l'enrochement est plus faible ;

Au vu des résultats de l'étude, les recommandations suivantes sont formulées :

- Il est recommandé de laisser le colmatage naturel se dérouler sans ajouter artificiellement de sédiments fins pour réduire la conductivité hydraulique des enrochements. Le colmatage en soit n'apparaît d'ailleurs pas souhaitable pour l'habitat du poisson. Lorsqu'un colmatage artificiel des interstices est envisagé pour réduire la conductivité hydraulique de l'enrochement dans un contexte de sédiments fins comme dans les Basses-Terres, il est recommandé de laisser la couche de surface de l'enrochement sans colmatage puisque la présence de roches procure un habitat bénéfique pour le poisson ;
- Dans le cas où un bris de pente important est observé à un enrochement, il est tout de même recommandé de ne pas tenter de corriger la situation en modifiant le profil longitudinal des cours d'eau par dragage ou creusage du lit en amont des enrochements pour modifier la pente à l'enrochement. En effet, diminuer l'élévation du lit en amont pourrait augmenter le ravinement dans les zones riveraines proches ou provoquer une instabilité du lit dans les sections non enrochées ;
- Des techniques existent pour ralentir et augmenter la diversité des courants sur un cours d'eau, dans le but de procurer des conditions d'écoulement plus favorables aux poissons. Une recension des écrits et une étude de faisabilité pour tester ces pratiques et en mesurer l'efficacité en Montérégie pourraient être envisagées. Ces techniques pourraient potentiellement accroître l'effet positif des enrochements sur l'habitat du poisson (les données de pêches ne montrant pas de diminution de la qualité de l'habitat sur les sites des Basses-Terres étudiés) ;
- Pour tous projets ultérieurs où de très longs enrochements sont prévus et/ou pour ceux réalisés sur un site présentant une pente forte (dénivelé important), il est recommandé de s'assurer de quantifier la conductivité hydraulique et d'ainsi estimer l'impact de l'infiltration d'eau dans les interstices rocheux sur le libre passage du poisson. Cette vérification permettra de prévoir des mesures de mitigation et d'atténuation des impacts, au besoin ;
- Il est recommandé de valider les prédictions des modèles développés dans cette étude en ce qui concerne les relations entre des indicateurs de la qualité des habitats de poissons et des conditions environnementales.

Il convient de garder à l'esprit que les résultats de cette étude, ainsi que les recommandations en découlant, ont été obtenus dans un contexte hydrogéomorphologique propre à celui de la région de l'Est-de-la-Montérégie. Ainsi, toutes extrapolations de ces résultats à un contexte autre que celui décrit dans cette étude devra au préalable faire l'objet de validations supplémentaires.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	21
2	RAPPEL DES OBJECTIFS.....	23
3	SITES D'ÉTUDE.....	25
4	ÉTUDE DES EFFETS GÉOMORPHOLOGIQUES DES ENROCHEMENTS	29
4.1	Introduction	29
4.2	Objectifs spécifiques	30
4.3	Modifications générales du profil des cours d'eau	30
4.3.1	Méthodologie.....	30
4.3.1.1	Coupes transversales et pente à l'enrochement.....	30
4.3.1.2	Profils longitudinaux à partir de données LiDAR.....	31
4.3.2	Résultats	32
4.3.3	Discussion	32
4.4	Étude des bris de pente dans les Basses-Terres	33
4.4.1	Méthodologie.....	33
4.4.2	Résultats et discussion	34
5	ÉTUDE DU LIBRE PASSAGE DES POISSONS AUX ENROCHEMENTS	39
5.1	Introduction	39
5.2	Objectifs spécifiques	40
5.3	Méthodologie	40
5.4	Résultats.....	41
5.5	Discussion	42
6	ÉTUDE DU COLMATAGE	43
6.1	Introduction	43
6.2	Études réalisées sur les enrochements du MTMDET	44
6.2.1	Objectifs spécifiques.....	44
6.2.2	Méthodologie.....	44
6.2.2.1	Étude synoptique	44
6.2.2.2	Mesures du colmatage à court terme	46
6.2.2.3	Mesures sur la rivière Richelieu	47
6.2.3	Résultats	47

6.3	Étude sur le tributaire 5 de la rivière Salvail.....	49
6.3.1	Contexte.....	49
6.3.2	Objectif spécifique.....	50
6.3.3	Méthodologie.....	51
6.3.3.1	Mesure de la conductivité hydraulique.....	51
6.3.3.1.1	Méthode 1.....	51
6.3.3.1.2	Méthode 2.....	56
6.3.3.2	Confirmation des résultats par vérification visuelle.....	57
6.3.3.3	Utilisation des mesures de conductivité hydraulique.....	57
6.3.4	Résultats.....	59
6.4	Discussion.....	61
7	ÉTUDE DE L'HABITAT LOTIQUE.....	67
7.1	Introduction.....	67
7.2	Objectifs spécifiques.....	67
7.3	Méthodologie.....	68
7.4	Résultats.....	72
7.4.1	Étude synoptique.....	72
7.4.2	Rivière Salvail (avant-après).....	78
7.5	Discussion.....	79
7.5.1	Modifications de l'habitat dans les Basses-Terres.....	79
7.5.2	Modifications de l'habitat dans les Appalaches.....	80
7.5.3	Limites d'utilisation des indices QHEI et HMIID.....	81
8	ÉTUDE DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS.....	83
8.1	Introduction.....	83
8.2	Objectifs spécifiques.....	83
8.3	Méthodologie.....	84
8.3.1	Zone d'étude et segments de cours d'eau.....	84
8.3.2	Métriques de poissons.....	85
8.3.3	Conditions environnementales.....	86
8.3.4	Analyses statistiques.....	87
8.4	Résultats.....	89
8.4.1	Objectif 1 : Définir les effets des enrochements sur trois métriques de poissons (richesse, densité et biomasse).....	89
8.4.2	Objectif 2 : Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons... ..	92
8.4.3	Objectif 3 : Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales.....	94
8.4.4	Objectif 4 : Identifier les espèces qui utilisent les enrochements.....	97

8.5	Discussion	99
9	SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION GÉNÉRALE	103
10	RECOMMANDATIONS POUR LA RÉALISATION DES ENROCHEMENTS	107
11	RÉFÉRENCES	109
	ANNEXE A – CARTES ET LISTE DES SITES D'ÉTUDE	119
	ANNEXE B – PROFILS LONGITUDINAUX	135
	ANNEXE C – RÉSULTATS DES ÉCHANTILLONNAGES POUR L'ÉTUDE DU COLMATAGE À COURT TERME	145
	ANNEXE D – CARTES DES ZONES EN EAU PAR MOIS AU TRIBUTAIRE 5 DE LA RIVIÈRE SALVAIL.....	153
	ANNEXE E – REVUE DE LITTÉRATURE SUR L'IMPACT DES ENROCHEMENTS SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS.....	157
	ANNEXE F – FORMULAIRE QHEI MODIFIÉ	163
	ANNEXE G – RÉSULTAT DES PÊCHES.....	169

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 :	Détermination de la classe de colmatage.....	45
Tableau 2 :	Résumé des résultats sur le colmatage à court terme.....	48
Tableau 3 :	Résultat des mesures de colmatage sur les clés de berges du Richelieu.....	48
Tableau 4 :	Conductivités hydrauliques mesurées au tributaire 5 de la rivière Salvail.....	60
Tableau 5 :	Infiltration théorique des débits aux enrochements.....	61
Tableau 6 :	Sites d'études.....	84
Tableau 7 :	Synthèse des résultats obtenus, par cours d'eau, pour les variables biologiques et physiques.....	91
Tableau 8 :	Probabilités des tests T de Student et des tests de Fisher pour chaque métrique de poissons (richesse, densité et biomasse) à chaque visite pour l'ensemble des cours d'eau.....	91
Tableau 9 :	Effets fixes sélectionnés pour chacun des modèles LMM pour chacune des métriques de poissons (richesse, densité et biomasse).....	93
Tableau 10 :	Probabilités des tests T de Student et des tests de Fisher pour chaque condition environnementale à chaque visite pour l'ensemble des cours d'eau.....	95
Tableau 11 :	Utilisation des enrochements pour chaque espèce de poissons	98

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Exemple d'enrochement réalisé pour protéger un pont (17536) ..	25
Figure 2	Plan en coupe d'un enrochement typique.	26
Figure 3	Carte de localisation des sites d'études, incluant les numéros de ponts.....	27
Figure 4	Longueur d'un profil longitudinal à l'étude	31
Figure 5	Bris de pente créé par l'enrochement.....	33
Figure 6	Exemple de profil longitudinal de la surface de l'eau (pont 17399)..	34
Figure 7	Aggradation due à un refoulement en amont d'une structure accompagnée d'un affouillement (A) ou d'une incision (B) sur un cours d'eau en aval (USDA 2008).	36
Figure 8	Modèle numérique d'élévation obtenu à partir des données LiDAR au confluent du Richelieu et du Saint-Laurent.	37
Figure 9	Évolution schématisée d'un profil non à l'équilibre (en tiretés) vers un profil à l'équilibre (en bleu continue) en présence d'un point d'ancrage (« grade control point »).....	37
Figure 10	Bris de pente négatif et positif	46
Figure 11	Schéma des enrochements réalisés sur la rivière Richelieu en 2013 (a) et en 2014 (b)	47
Figure 12	Partie du tributaire 5 à sec, juillet 2014	49
Figure 13	Plan d'une coupe transversale de l'enrochement sur le tributaire 5 de la rivière Salvail.....	50
Figure 14	Zone hyporhéique d'un cours d'eau	52
Figure 15	Localisation des installations sur le tributaire 5 de la rivière Salvail.	54
Figure 16	Installation d'un piézomètre dans le lit du cours d'eau	55
Figure 17	Barrage à encoche en V en amont du tronçon enroché sur le tributaire 5 de la rivière Salvail	56
Figure 18	Schéma des écoulements hyporhéiques dans un enrochement..	59
Figure 19	Équilibre sédimentaire (Lane 1955, image tirée de Malavoi 1998)	62
Figure 20	Exemple de site enroché (p16602), à droite, et son site non enroché de référence, à gauche, sur la rivière des Hurons	69

Figure 21	Site #3 sur la rivière Salvail, avant et après enrochement	69
Figure 22	Exemples de 4 cours d'eau illustrant l'indice de linéarisation	71
Figure 23	Proportions de zones de forte profondeur, de faible profondeur, et de faible courant dans les Basses-Terres (a) et dans les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés	73
Figure 24	Proportions des mésohabitats dans les Basses-Terres (a) et les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés	74
Figure 25	Proportions des différents types d'abris dans les Basses-Terres (a) et dans les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés	75
Figure 26	Scores HMID dans les Basses-Terres et les Appalaches aux sites enrochés et non enrochés	76
Figure 27	Scores QHEI dans les Basses-Terres et les Appalaches aux sites enrochés et non enrochés	77
Figure 28	Indices HMID et QHEI avant et après enrochement	78
Figure 29	Détail des différences entre le QHEI établi avant et après enrochement	79
Figure 30	Représentation schématique de la distribution des sites pour chaque segment de cours d'eau	85
Figure 31	Site 1 de la rivière Ruisseau, avec un pourcentage de roches de 90%	87
Figure 32.	Résultats des différents tests T de Student (en %) effectués pour chacune des métriques de poissons et pour chacune des visites	92
Figure 33	Modèles prédictifs pour les trois métriques de poissons, soit les valeurs prédites en fonction des valeurs observées pour a) la richesse, b) la densité et c) la biomasse	94
Figure 34	Résultats des différents tests T de Student (en %) effectués pour chacune des conditions environnementales et pour chacune des visites	96

1 INTRODUCTION

L'impact des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques n'est pas encore bien compris, en particulier dans les cours d'eau fortement dégradés car la plupart des études ayant examiné cette question se sont surtout concentrées sur des tronçons de cours d'eau peu ou pas affectés par des perturbations anthropiques (Knudsen et Dilley 1987, Craig et Zale 2001). De plus, la littérature scientifique n'apporte pas un éclairage net sur cette question, certaines études ayant conclu à un impact négatif, tandis que d'autres considèrent que dans certains cas les enrochements créent une hétérogénéité de l'habitat qui se révèle positive (Yarnell *et al.* 2006). Le projet sur les impacts des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques, dont le présent document constitue le rapport final, vise donc à mieux comprendre l'impact des enrochements sur l'habitat lotique, dans des zones affectées par des interventions humaines (Basses-Terres du Saint-Laurent), ainsi que dans des secteurs plus naturels (Appalaches), dans la région de l'Est-de-la-Montérégie. L'étude vise aussi à comprendre les impacts potentiels sur les communautés de poisson dans le cas des cours d'eau dégradés des Basses-Terres, car il s'agit d'environnements qui sont moins bien documentés. L'acquisition de connaissances fondamentales sur les processus de colmatage des enrochements est aussi au cœur de ce projet de recherche en raison du lien étroit entre le colmatage, la qualité de l'habitat, et le maintien de niveaux d'eau adéquats en période d'étiage.

2 RAPPEL DES OBJECTIFS

Les objectifs globaux de recherche, déterminés lors de la proposition de recherche, sont les suivants :

1. Déterminer l'influence des caractéristiques hydrauliques et géomorphologiques des cours d'eau (débit, pente, taille et charge des sédiments) et des caractéristiques de l'enrochement (calibre du matériel utilisé, longueur et/ou surface enrochée, type d'aménagement) sur :
 - a. la vitesse de sédimentation et de colmatage naturelle des enrochements du lit des cours d'eau.
 - b. les changements morpho-sédimentaires à proximité d'un enrochement.
2. Déterminer l'effet des caractéristiques de l'enrochement du lit et de la rive du cours d'eau (calibre du matériel utilisé, longueur et/ou surface enrochée, type d'aménagement) sur la qualité de l'habitat du poisson par l'analyse des paramètres suivants :
 - a. les caractéristiques physiques de l'habitat disponible.
 - b. la fréquentation des surfaces enrochées par les poissons.
 - c. le libre passage des poissons au-dessus des surfaces enrochées en période d'étiage.

3 SITES D'ÉTUDE

Les enrochements étudiés sont des enrochements réalisés par le ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports (MTMDET) aux abords des ponts et ponceaux afin de limiter l'érosion qui pourrait menacer ces structures (figure 1). Ces enrochements ont une longueur de quelques dizaines de mètres, avec les deux berges enrochées.



Figure 1 Exemple d'enrochement réalisé pour protéger un pont (17536)

Afin de s'assurer de limiter le plus possible les effets confondants, seuls les sites avec des structures répondant aux normes plus récentes (depuis l'an 2000) ont été sélectionnés pour l'ensemble des études effectuées. Ces enrochements sont réalisés selon des normes prédéfinies : avec des roches de calibre 300-500 mm (lorsque les vitesses d'écoulement sont égales ou inférieures à 3,4 m/s) au niveau des parties en eau, sans colmatage artificiel des interstices par des sédiments fins, avec une pente de 1V pour 1.5H, sur une épaisseur de 800 mm (figure 2). Une clé de berge, c'est-à-dire la continuité de l'enrochement de la berge dans le lit, est encastrée de 1 m sous le lit naturel du cours d'eau à l'horizontale sur une distance approximative d'un mètre, est également présente pour éviter l'affouillement et le sapement de l'enrochement (figure 2). Pour les cours d'eau de faible largeur, les deux clés de berges peuvent se rejoindre, entraînant un enrochement complet du lit.

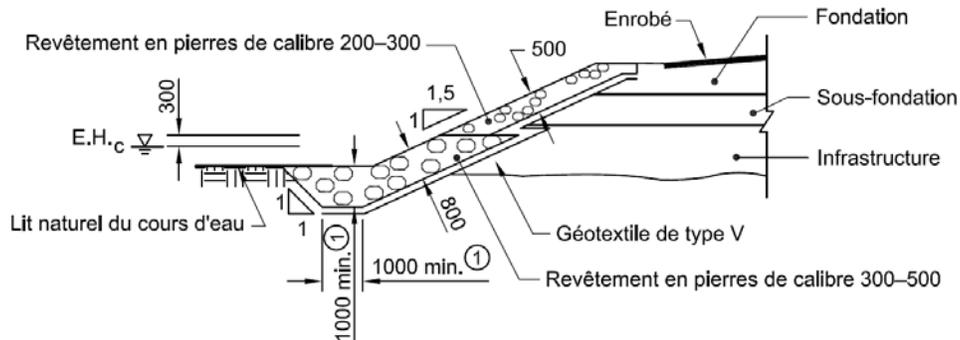


Figure 2 Plan en coupe d'un enrochement typique.

Tirée du dessin normalisé 015 du chapitre 2 du tome III des Normes du MTMDT.

À l'exception de l'étude portant sur le colmatage (chapitre 6), seuls les enrochements protégeant les talus des ponts et ponceaux sur semelles ont été étudiés (avec enrochement partiel ou total du lit). Par souci de simplification, le terme « pont » employé dans ce document peut décrire des ponts à poutres, des portiques en béton ou en bois, ou bien encore des ponceaux en arche, et les enrochements y sont étudiés sans distinction du type exact de structure permettant de franchir le cours d'eau.

Une classification des sites selon leur contexte géomorphologique (Basses-Terres ou Appalaches) a été effectuée suite à des visites de terrain, sur la base de la pente et des matériaux constituant les dépôts de surface observés sur le terrain. La limite entre la zone des Basses-Terres et la zone des Appalaches est présentée à la figure 3. L'ensemble des sites étudiés, selon les différentes études constituant les différents chapitres du présent document, est listé à l'annexe A. Les caractéristiques de ces sites sont également listées dans cette annexe.

Enfin, pour les structures sur semelles, l'ensemble des études présentées traite de façon conjointe les sites ayant leur lit complètement ou partiellement enroché. En effet, la faible largeur des sites étudiés implique que lorsque seul un enrochement des clés de berges est effectué sur le lit (enrochement partiel), la portion de lit non enroché demeure relativement faible. De fait, sur un échantillon de 19 sites des Basses-Terres au lit partiellement enroché d'après les plans de construction, des observations de terrain ont montré que 16 d'entre eux ont leur lit en réalité complètement enroché (les clés de berges se rejoignant).

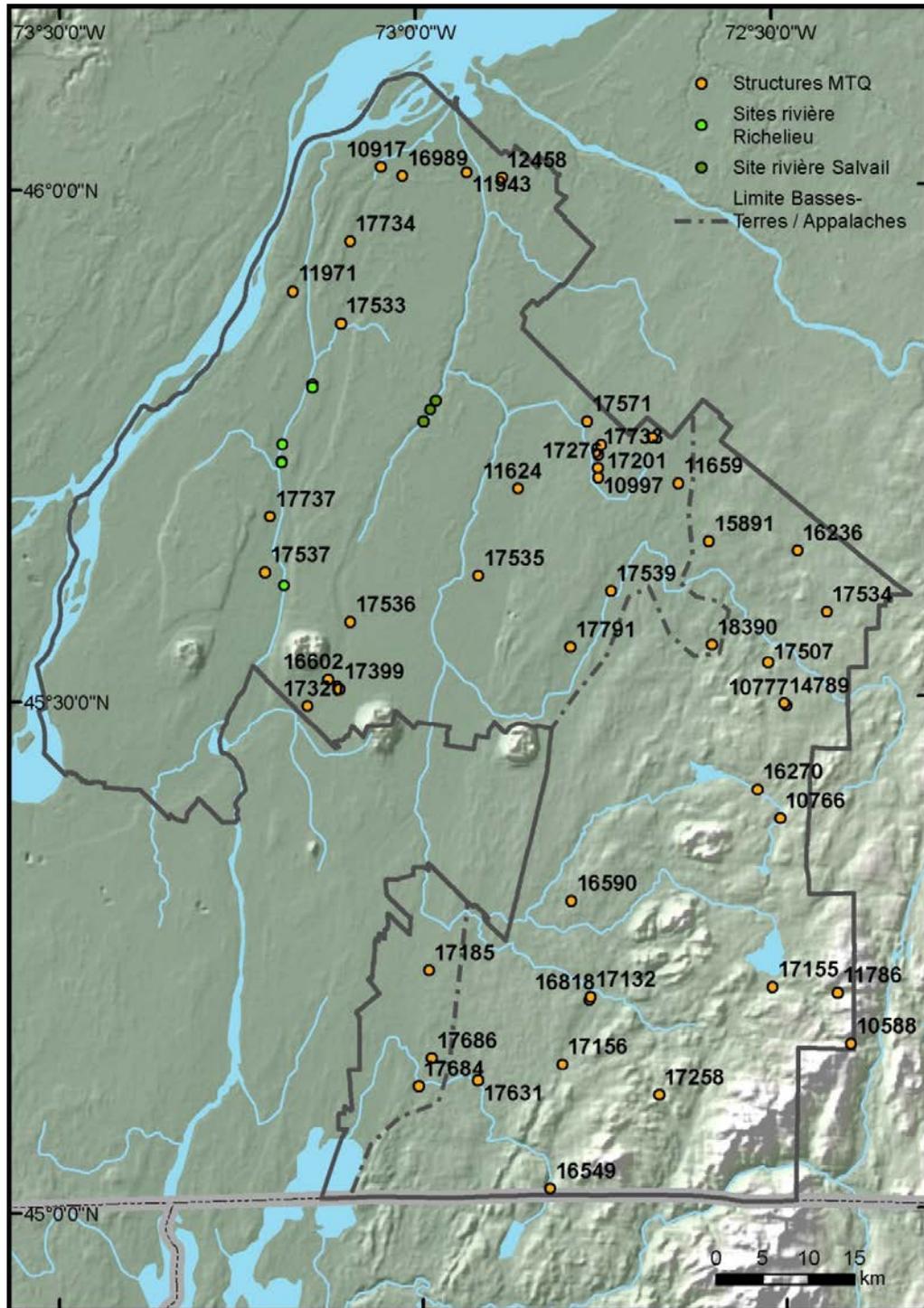


Figure 3 Carte de localisation des sites d'études, incluant les numéros de ponts

4 ÉTUDE DES EFFETS GÉOMORPHOLOGIQUES DES ENROCHEMENTS

4.1 Introduction

Les conséquences de l'enrochement des berges sur la géomorphologie du chenal et sur l'hydraulique du cours d'eau ont été recensées à plusieurs reprises dans des revues de littérature réalisées par différentes agences gouvernementales durant les dernières décennies, notamment par Fischenich (2003) pour le *US Army Corps of Engineers* et Quigley et Harper (2004) pour Pêches et Océans Canada. Plus récemment, au sein du ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports, deux revues de littératures (MTQ 2011 et MTQ 2014) abordent également cette question.

Un enrochement a pour principal but d'empêcher l'érosion des berges. Cependant, l'érosion des berges est un élément important à l'équilibre géomorphologique des cours d'eau. Ainsi, l'impact d'un enrochement qui empêche l'érosion varie en fonction de la quantité d'érosion qui aurait normalement eu lieu en absence d'enrochement (Fischenich 2003). Les rôles écologiques de ce processus géomorphologique ont été soulignés par Florsheim *et al.* (2008) qui mettent en évidence l'importance du transport de sédiments à l'échelle du bassin versant sur la dynamique de la forme du chenal et de la plaine alluviale, avec en particulier les rôles écologiques du dépôt de sédiments (construction de la plaine alluviale lors des inondations, rôle écologique des bancs de sable, etc.). L'érosion des berges est également un élément participant à la dynamique sédimentaire responsable de la formation et du maintien des seuils et des mouilles (Kondolf 2011). À l'échelle du paysage, l'érosion des berges et le dépôt de sédiments créent une migration du chenal dans le temps et dans l'espace. Cette migration du chenal permet la destruction de milieux écologiques (dans les zones d'érosion) et la création de nouveaux milieux (dans les zones de dépôt) permettant une plus grande hétérogénéité des écosystèmes riverains (Laterell *et al.* 2006, Florsheim *et al.* 2008, Naiman *et al.* 2010). La migration du chenal est également responsable de la création des bras morts, milieux humides contribuant à la biodiversité des écosystèmes riverains (Ward *et al.* 1999, Stella *et al.* 2011). L'érosion des berges permet par ailleurs le recrutement du bois mort, qui en plus de son importance écologique en tant que substrat et habitat, modifie la morphologie du chenal et la complexifie (Florsheim *et al.* 2008).

Plus localement, un enrochement peut avoir un impact sur l'hydraulique du cours d'eau par une modification de la rugosité du chenal ou par une modification de sa géométrie (Fischenich 2003). Les enrochements créent une berge plus uniforme que sur les sections naturelles où plusieurs éléments ralentissent le courant, tels que les racines, les débris ligneux, et les

irrégularités dans la forme des berges (Florsheim *et al.* 2008). Il en résulte une accélération du courant à l'enrochement (Henderson 1986, Florsheim *et al.* 2008) qui peut entraîner une augmentation de l'érosion en aval de l'enrochement (FEMA ND). Une érosion du lit au pied des enrochements est également une adaptation géomorphologique courante liée à la modification des courants et à la déplétion en sédiments de l'eau (Fischenich 2003).

4.2 Objectifs spécifiques

L'identification des conséquences géomorphologiques des enrochements réalisés aux ponts sur une grande échelle spatiale et temporelle pose de nombreux défis. Tout d'abord, la dynamique globale d'un cours d'eau doit être étudiée sur l'ensemble du bassin versant, mais également dans le temps. L'impact d'un pont sur cette trajectoire géomorphologique peut être étudié au cas par cas, et ce travail a déjà été effectué pour le MTMDET (Buffin-Bélangier 2014). Cependant, ce type d'étude demande une analyse approfondie pour chaque cours d'eau. Les objectifs du présent projet nécessitent l'analyse d'un grand nombre d'enrochements afin de faire ressortir les impacts généraux des enrochements, et au vu du temps et du budget imparti, de telles études approfondies ne peuvent être conduites en Montérégie sur un nombre suffisant d'enrochements. L'étude présentée ici s'attarde donc plus spécifiquement à identifier les impacts locaux des enrochements sur la forme des chenaux. Plus précisément, cette partie du projet vise à déterminer si les enrochements modifient le profil longitudinal des cours d'eau ainsi que la forme en coupe transversale du chenal. En particulier, il a été décidé d'étudier :

- L'impact de l'enrochement sur les pentes en amont, à l'enrochement et en aval de celui-ci.
- L'impact de l'enrochement sur la largeur des cours d'eau et sur la profondeur d'eau.

Cette étude a été effectuée en deux parties : une première série de mesures a en effet permis de mettre en évidence certaines modifications du chenal qui ont été étudiées ensuite plus en profondeur avec un deuxième échantillonnage.

4.3 Modifications générales du profil des cours d'eau

4.3.1 Méthodologie

Deux méthodologies différentes ont été utilisées afin d'obtenir des données sur les profils longitudinaux et transversaux des cours d'eau.

4.3.1.1 Coupes transversales et pente à l'enrochement

Une première série de mesures a été effectuée sur 17 enrochements des Basses-Terres et 10 enrochements des Appalaches (voir figure 3 de l'annexe

A). Pour chacun de ces sites enrochés, un site témoin non enroché a été sélectionné à proximité, afin d'effectuer des comparaisons entre les profils au site enroché et au site témoin. Les sites témoins ont été sélectionnés dans les 500m en amont ou en aval des enrochements. Ces sites ont été choisis afin de posséder une même forme en vue en plan, une vitesse de courant et une profondeur d'eau moyenne similaire à ce qu'observé à l'enrochement, avec une longueur du site égale à la longueur des enrochements (40m en moyenne).

Pour chaque paire de sites, des sections transversales ont été relevées avec un tachéomètre (usuellement nommé « station totale », modèle Leica TC805L) avec un intervalle d'environ un tiers de la largeur plein-bord entre chaque section transversale, ce qui a permis d'obtenir entre 4 et 17 sections par site. Des mesures du niveau du lit ont été prises tous les 0.25 m environ le long des sections transversales (moins en cas de changement brusque de la bathymétrie). Un test de Student par permutation pour données appariées a ensuite permis de comparer la largeur moyenne au site enroché et la largeur moyenne au site témoin. Le même type de test a également permis de comparer la profondeur minimale d'eau et la pente entre les paires de sites.

4.3.1.2 Profils longitudinaux à partir de données LiDAR

Une série de profils longitudinaux a été obtenue pour 41 cours d'eau des Basses-Terres et des Appalaches. Pour chaque cours d'eau, la largeur plein bord a tout d'abord été mesurée sur le terrain sur une section naturelle en amont de l'enrochement. Les cours d'eau ont ensuite été numérisés à l'aide du logiciel ArcGIS de ESRI, version 10.2.1, sur des données LiDAR, sur une distance de 20 fois la largeur plein-bord en amont et en aval de l'enrochement (figure 4), afin d'extraire les données d'élévation de la matrice LiDAR le long de ces cours d'eau.

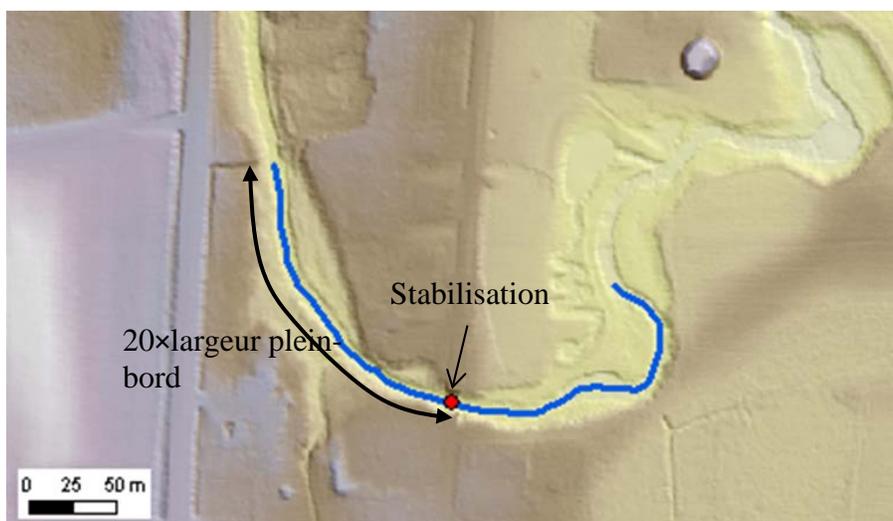


Figure 4 Longueur d'un profil longitudinal à l'étude

La distance de 20 fois la largeur plein-bord, plutôt qu'une distance absolue, permet d'obtenir une distance d'étude relative à la taille du cours d'eau. Le facteur 20 a été choisi afin d'obtenir des distances proches de celles habituellement utilisées pour ce type d'étude, de l'ordre de 200 mètres environ (distance utilisée par exemple par Vocal Ferencevic et Ashmore 2011). Sur la matrice des données LiDAR, de résolution 1 mètre, l'élévation a ensuite été extraite le long du cours d'eau numérisé. Les pentes en amont et en aval de l'enrochement ont été alors calculées par régression linéaire sur l'ensemble des points du profil. Ces pentes sont comparées entre elles sur l'ensemble des sites par un test de Student par permutation pour données appariées.

4.3.2 Résultats

L'analyse des données issues des 27 sites appariés a montré que la profondeur d'eau minimale est plus élevée sur les sites enrochés des Appalaches, comparativement aux sites témoins ($p < 0.05$), alors que cet effet n'est pas observé pour les sites des Basses-Terres. La largeur des cours d'eau est par ailleurs réduite à l'enrochement sur les sites des Basses-Terres ($p < 0.01$), et la pente augmentée ($p < 0.05$). Sur les sites des Appalaches, ni la réduction de la largeur, ni l'augmentation de la pente ne sont observées aux enrochements.

Les données extraites des matrices LiDAR ont permis de mesurer une pente plus forte en aval des enrochements qu'en amont, pour les Basses-Terres uniquement ($p < 0.01$).

4.3.3 Discussion

Les résultats de ces analyses montrent des effets différents de l'enrochement dans les Basses-Terres et dans les Appalaches.

La réduction de la largeur observée dans les Basses-Terres pourrait provenir de la forme en coupe transversale donnée aux enrochements (largeur du lit et pente de berge). Des études complémentaires, incluant une analyse de la procédure employée pour dimensionner les enrochements, seraient nécessaires pour en identifier l'origine.

La profondeur d'eau minimale, plus importante sur les sites enrochés des Appalaches que sur les sites témoins, peut provenir d'une certaine uniformisation du lit du cours d'eau aux enrochements. Plus de détails sur ces modifications sont fournis dans la section sur l'habitat lotique (chapitre 0).

Finalement, les différences de pentes entre l'amont et l'aval (obtenues par les données LiDAR), et entre l'enrochement et le site témoin (mesures sur le terrain, à une échelle plus fine), permettent de déceler une modification majeure du profil des cours d'eau par l'enrochement. Sur un cours d'eau quelconque, il est en effet attendu que la pente mesurée en aval d'un point soit inférieure à la pente mesurée en amont, et ce dû à la décroissance globale de la pente d'un cours d'eau sur un gradient amont-aval (figure 5). Puisqu'une

la pente plus grande est observée en aval qu'en amont des enrochements, cela signifie que les enrochements créent un bris de pente dans le profil (figure 5).

Ce bris de pente explique également la pente plus importante mesurée à l'enrochement par rapport aux sections témoins.

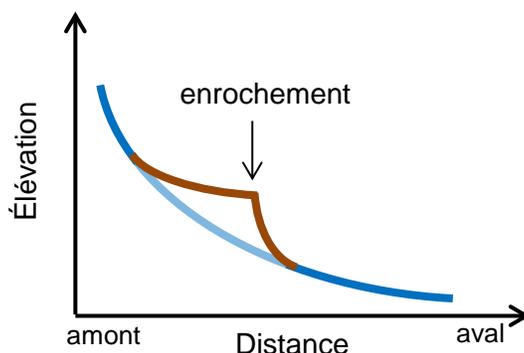


Figure 5 Bris de pente créé par l'enrochement

Le profil longitudinal en bleu correspond au profil théorique d'un cours d'eau, avec une pente décroissante avec la distance parcourue. La modification du profil liée à l'enrochement apparaît en brun sur le graphique.

4.4 Étude des bris de pente dans les Basses-Terres

4.4.1 Méthodologie

Afin de mieux analyser les bris de pente sur les cours d'eau des Basses-Terres, de nouveaux profils longitudinaux ont été relevés sur le terrain avec l'aide d'un tachéomètre et d'un DGPS (Spectra Precision 80). Ce type de relevé permet d'une part d'accroître la précision (de l'ordre du cm) et d'autre part d'obtenir des relevés sous les ponts, ce qui n'est pas possible par analyse des données LiDAR. Treize enrochements ont été échantillonnés par cette technique, sur une longueur de 700 m en amont de l'enrochement et 200 m en aval. Parmi les treize enrochements échantillonnés, un a été sélectionné en raison d'un bris de pente important qui y avait été observé lors d'une inspection visuelle des sites (pont 17533, décharge des Onze, rang du ruisseau sud, Saint-Ours). Les 12 autres sites sont ceux étudiés aux sections 6.2.2.2 et 8.3.1 du présent document et ont été sélectionnés indépendamment des bris de pente. Lors de l'échantillonnage des profils, des mesures de la surface de l'eau ont été prises tous les 20 m environ, et de manière plus rapprochée en cas de variabilité importante. Sur 100 m en amont et 100 m en aval environ, l'élévation du lit du cours d'eau a également été relevée (mesures aux 3 mètres environ).

Une comparaison visuelle de ces profils longitudinaux a été effectuée avec les profils longitudinaux avant travaux (les données d'élévation avant enrochement ont été extraites des plans de conception des enrochements). Les profondeurs d'eau moyennes extraites de ces profils en amont de l'enrochement, à l'enrochement et en aval ont également été comparées entre elles (tests de t par permutation pour données appariées).

4.4.2 Résultats et discussion

Parmi les 12 cours d'eau échantillonnés de manière aléatoire, 10 montrent un bris de pente, dont 6 relativement marqués. L'ensemble des profils longitudinaux des niveaux d'eau est présenté à l'annexe B de ce document. Un exemple de profil longitudinal d'un cours d'eau avec bris de pente marqué est présenté à la figure 6.

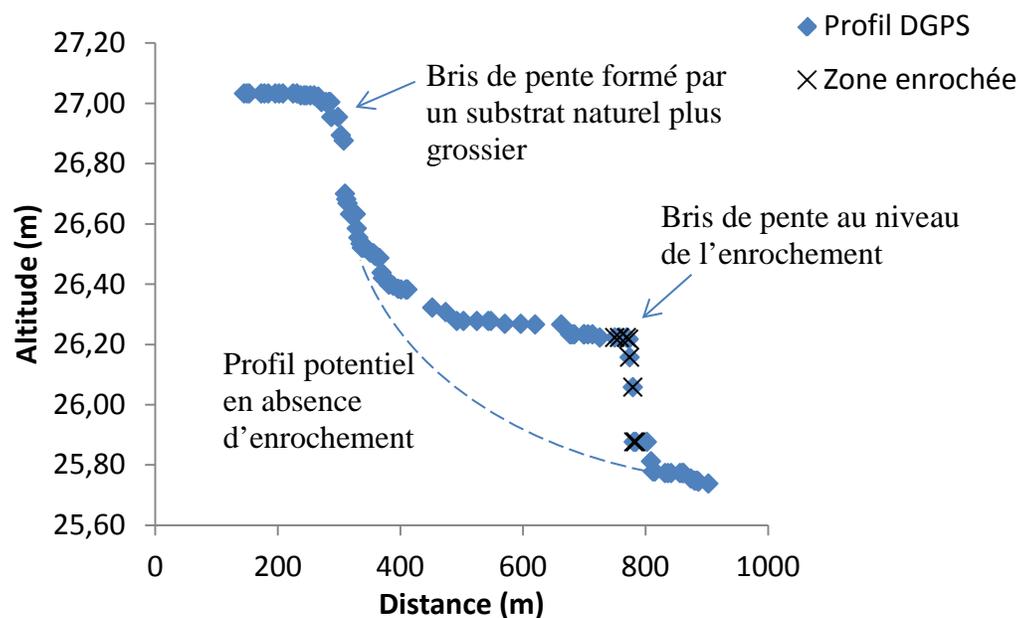


Figure 6 Exemple de profil longitudinal de la surface de l'eau (pont 17399)

L'étude de ces profils révèle que le dénivelé du lit entre les extrémités amont et aval de l'enrochement est en moyenne de 21 cm. Dans un cas extrême (pont 17533), le dénivelé atteint 1.34 m. La longueur de l'effet de refoulement en amont de l'enrochement, où la pente est plus faible, s'étend dans plusieurs cas sur plusieurs centaines de mètres, et dépasse même 840 m dans un cas (pont 16602). Cet effet de refoulement crée des vitesses d'écoulement plus lentes en amont, avec une augmentation importante de la vitesse à l'enrochement (constat visuel non quantifié). Occasionnellement, une fosse plus profonde est présente à l'aval de l'enrochement. Malgré cela, les

profondeurs moyennes ne sont pas significativement différentes à l'enrochement, en comparaison avec les pentes en amont et en aval.

La comparaison des 6 profils longitudinaux où le bris de pente est marqué avec les données disponibles sur les niveaux d'eau avant construction montre que le bris de pente était présent avant la construction de l'enrochement. Conséquemment, il semble que les bris de pente observés aux enrochements ne soient pas directement reliés aux enrochements actuels, mais soient plutôt hérités d'anciennes structures qui ont été remplacées (pont ou ponceau, incluant leur probable enrochement). Il n'est pas possible, sans étude à plus long terme, de déterminer si les enrochements actuels contribuent à accroître ces bris de pentes ou non.

Deux explications sont possibles pour ce bris de pente et sont détaillées ci-dessous. Dans le premier cas de figure, le bris de pente est une conséquence d'une structure de franchissement inadéquate par rapport au débit d'un cours d'eau. Dans le deuxième cas, il s'agit d'une évolution géomorphologique du cours d'eau indépendante de l'ouvrage de franchissement. Il est possible également qu'une combinaison des deux cas de figure ait lieu sur divers sites, voire même simultanément sur un site donné.

Cas 1 :

Une constriction de l'écoulement avait lieu au niveau des structures de franchissement de pont plus anciennes, ce qui créait un refoulement qui lui-même a provoqué une aggradation en amont. Dans ce cas, il est possible que le bris de pente soit renforcé par une incision du cours d'eau en aval. Cette incision pourrait avoir été amorcée par un affouillement en aval de l'enrochement dû à l'accélération du courant au niveau de l'ancienne structure de franchissement, mais s'étend sur une distance nettement supérieure à un simple affouillement (figure 7).

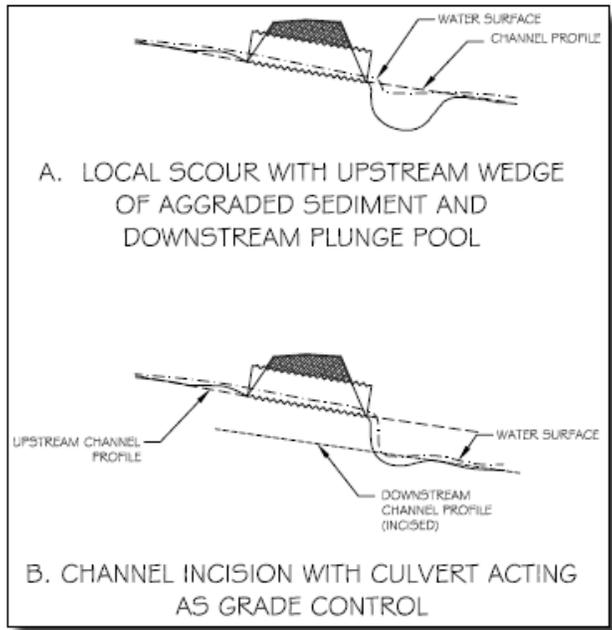


Figure 7 Aggradation due à un refoulement en amont d'une structure accompagnée d'un affouillement (A) ou d'une incision (B) sur un cours d'eau en aval (USDA 2008).

À noter que l'aggradation illustrée sur ces figures en amont de la structure est relativement courte par rapport aux observations effectuées dans les Basses-Terres.

Cas 2 :

Les profils des cours d'eau ne sont pas dans un état d'équilibre géomorphologique et une incision générale avait (ou a encore) lieu sur les cours d'eau. Il existe en effet sur le territoire des traces de cours d'eau postglaciaires (anciens lits du Saint-Laurent ou du Richelieu en particulier, à des niveaux de base plus élevés) ayant délimité des terrasses qui constituent à l'heure actuelle des profils non à l'équilibre pour les cours d'eau les franchissant (figure 8). Sur ces tronçons en processus d'incision, les anciennes structures de franchissement des cours d'eau (et possiblement celles présentes actuellement) ont joué un rôle de point d'ancrage dans le profil (« *grade control point* ») (figure 9).

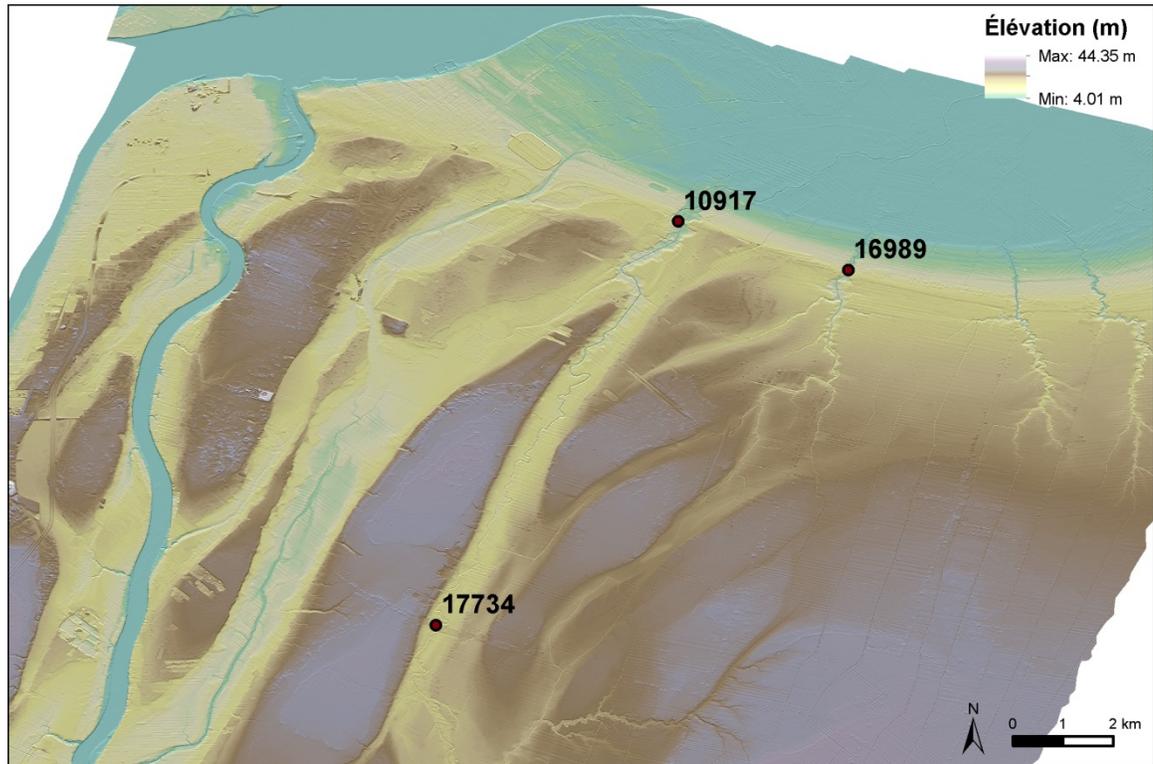


Figure 8 Modèle numérique d'élévation obtenu à partir des données LiDAR au confluent du Richelieu et du Saint-Laurent. De nombreux paléochenaux d'axes sud-ouest – nord-est peuvent être observés. Par ailleurs, les structures 10917 et 16989 sont situées le long d'une terrasse formée par la baisse du niveau du Saint-Laurent. Une incision des rivières à l'est de la carte peut être remarquée par leur différence d'élévation avec les terres alentour ainsi que par leurs réseaux dendritiques.

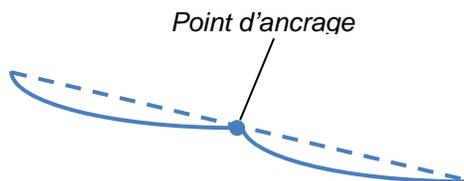


Figure 9 Évolution schématisée d'un profil non à l'équilibre (en tiretés) vers un profil à l'équilibre (en bleu continue) en présence d'un point d'ancrage (« grade control point »).

Les points d'ancrage sont également présents naturellement dans les cours d'eau. Ceux-ci sont formés par la présence ponctuelle d'un substrat plus résistant à l'érosion. Avec le temps, les zones en amont et en aval d'un point d'ancrage s'incisent (érosion verticale du lit). Cette incision est une évolution normale, à l'échelle de temps géologique, des cours d'eau. Au niveau d'un point d'ancrage, cette érosion est plus faible, ce qui crée un profil longitudinal tel que représenté à la figure 9. Un tel point d'ancrage naturel impliquant un bris de pente est visible sur le profil longitudinal présenté à la figure 6. Dans cet exemple, le cours d'eau s'écoule sur des dépôts marins argileux et traverse localement au niveau du bris de pente une zone de till formant un lit de gravier plus résistant à l'érosion. L'ampleur des bris de pente provoqués par ces points d'ancrage naturels peut être très variable. L'étude présentée au chapitre 5, sans viser spécifiquement ces points d'ancrage naturels, permet d'en comparer l'impact sur le libre passage des poissons avec celui provoqué par les enrochements.

Enfin, il a été constaté suite à l'étude des profils longitudinaux que les zones de refoulement peuvent s'étendre sur plusieurs centaines de mètres en amont des enrochements. Cela peut avoir influencé les résultats énoncés à la section 4.3.1.1, puisque les sections de référence (sites non enrochés) peuvent se trouver dans ces zones de refoulement. En particulier, l'augmentation de la pente énoncée à la section 4.3.1.1 peut être possiblement exagérée. Cependant, les profils longitudinaux détaillés montrent qu'en cas de bris de pente, la pente à l'enrochement semble être bel et bien plus forte en comparaison aux autres sections de la rivière, même en excluant la zone de refoulement (voir annexe B).

5 ÉTUDE DU LIBRE PASSAGE DES POISSONS AUX ENROCHEMENTS

5.1 Introduction

Les différentes agences gouvernementales intervenant dans la construction ou l'inspection d'ouvrage de franchissement des cours d'eau produisent souvent des guides sur la conception des ponts et des ponceaux qui prennent en considération les capacités des poissons à franchir ces ouvrages. À titre d'exemple, ce type de document a été réalisé par le *Ministry of Environment, Lands and Parks*, en Colombie-Britannique (Parker 2000), par le *Washington Department of Fish and Wildlife* (Bates *et al.* 2003), par le ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO 2012). Au Québec, des recommandations sur la conception des ponceaux ont été énoncées par le ministère des Transports (MTQ 1992) ainsi que par le ministère des Ressources naturelles (MRN 1997). Ces guides techniques insistent sur trois critères principaux lors de la conception des ouvrages. Tout d'abord, la vitesse du courant est un paramètre important à considérer afin de s'assurer que la capacité natatoire des poissons leur permet de franchir l'ouvrage. La vitesse du courant est parfois reliée à la longueur du ponceau et des calculs sont effectués pour s'assurer que l'effort de nage requis ne dépasse pas une certaine durée (Peake 2008). Le deuxième critère couramment spécifié pour permettre le libre passage des poissons est la hauteur d'eau minimale. Enfin, le dernier critère est une hauteur de chute maximale (ou, autant que possible, l'absence de chute d'eau).

Cependant, les espèces de poissons dont il est bien souvent question dans ces guides sont des espèces pour lesquelles un intérêt écologique ou économique important existe, en particulier les salmonidés. Peake (2008) a répertorié les études sur la capacité natatoire des poissons, afin de prendre en compte cette capacité dans la conception des ponceaux, sur le territoire de Terre-Neuve et du Labrador. De nombreux poissons répertoriés dans ce document sont également présents au Québec (saumon atlantique, omble de fontaine, touladi, grand corégone, truite brune, truite arc-en-ciel, lotte, brochet, éperlan, meunier noir, gaspareau, lamproie marine et esturgeon). Il s'agit cependant d'espèces beaucoup plus grosses que les espèces peuplant les cours d'eau de la Montérégie, et dont les capacités natatoires sont supérieures. Le guide sur l'aménagement des ponts et ponceaux en milieu forestier (MRN 1997) stipule à titre d'exemple que les vitesses de courants doivent être inférieures à 1.2 m/s (0.9 m/s pour les ouvrages de plus de 25 m) et doivent avoir une profondeur d'eau « de 20 cm, sinon égale à celle du cours d'eau dans le secteur considéré ». Quelques études récentes (Goertzen *et al.* 2011, 2012, McPhee et Janz 2014) se sont intéressées aux capacités natatoires de ménés présents dans les eaux du Québec. Ces études montrent une capacité natatoire critique d'environ 13 cm/s pour les ménés à grosse tête (Goertzen *et al.* 2011) et de 22 cm/s pour les ménés à taches noires (Goertzen *et al.* 2012), soit des valeurs très nettement inférieures aux recommandations

du guide sur l'aménagement des ponts et ponceaux en milieu forestier. Malheureusement, malgré ces études, les données scientifiques disponibles sur les poissons présents dans les cours d'eau de la Montérégie demeurent insuffisantes pour permettre d'établir des critères hydrauliques pour le franchissement des enrochements.

5.2 Objectifs spécifiques

Afin de déterminer les critères hydrauliques permettant le libre passage des poissons aux travers les enrochements réalisés par le MTMDET, la façon la plus directe serait de mesurer la probabilité de passage sous différentes conditions. Des méthodes d'évaluations de la capacité des poissons à franchir un obstacle existant, par capture de poissons, marquage, relâche des poissons à une extrémité de l'ouvrage et recapture à l'autre extrémité (ex : Warren et Pardew 1998, Benton *et al.* 2008). Cependant, les limites logistiques du projet ont fait en sorte qu'une approche indirecte a été utilisée. Puisqu'il n'est pas apparu possible, au vu de la littérature existante, d'identifier des caractéristiques hydrauliques permettant de déterminer si les enrochements peuvent nuire au libre passage des poissons pendant l'étiage, il a été décidé d'aborder la question du libre passage des poissons par comparaison de l'enrochement avec les zones adjacentes. Ainsi, la question de recherche devient donc : Est-ce que les zones enrochées présentent des caractéristiques hydrauliques nuisant plus au libre passage des poissons que les sections de cours d'eau adjacentes ? Plus spécifiquement, il a été choisi de :

- Vérifier si les zones enrochées présentent un niveau d'eau minimale plus faible que les zones adjacentes à l'enrochement.
- Vérifier si les zones enrochées présentent une pente locale plus importante que les zones adjacentes à l'enrochement. La pente est ici utilisée comme proxy pour la vitesse du courant.

5.3 Méthodologie

Afin de répondre à la question de recherche concernant les profondeurs d'eau minimales, des sections transversales de 22 cours d'eau des Basses-Terres et des Appalaches ont été mesurées durant l'étiage (entre mi-août et mi-septembre). Deux sections transversales ont été mesurées pour cette analyse pour chaque cours d'eau. Une première section a été mesurée à l'enrochement où la profondeur d'eau était estimée visuellement comme étant la plus faible. Une deuxième section a été mesurée en dehors de l'enrochement où la profondeur d'eau était estimée visuellement comme étant la plus faible sur une distance de 700 m en amont à 200 m en aval. En cas de doute lors de l'identification visuelle de la section ayant la plus faible profondeur d'eau, plusieurs sections ont été mesurées et, d'après les mesures effectuées, la section à plus faible profondeur d'eau a été retenue. Les profondeurs d'eau le long de ces sections transversales ont été mesurées à

intervalle régulier (50 cm environ), plus une mesure supplémentaire au niveau du thalweg. Pour chaque section transversale, la profondeur moyenne de la section et la profondeur maximale (profondeur au thalweg) ont ensuite été calculées et utilisées à fin de comparaison (tests de t par permutation pour données appariées). Dans le cas des Basses-Terres, certains aménagements ou obstacles à l'écoulement ont été observés en dehors de l'enrochement réalisé par le MTMDET. Il s'agit en général d'anciens enrochements ou de seuils construits par des propriétaires riverains, en état ou parfois en ruine. Ces obstacles entraînent parfois des profondeurs d'eau particulièrement faibles. Dans le cas où l'un de ces obstacles créait la section transversale avec les plus faibles profondeurs d'eau observées, une autre section transversale a été également mesurée dans une section naturelle. Ce cas de figure n'est pas apparu pour les cours d'eau des Appalaches, généralement moins anthropisées. Il est par ailleurs important de noter que pour les Basses-Terres en particulier, un certain degré d'anthropisation est présent même parmi les sections catégorisées comme « naturelle » : il n'existe en effet pas, ou presque pas, de section de cours d'eau qui ne soit d'une manière ou d'une autre modifiée par les activités humaines passées ou présentes.

À partir des 13 profils longitudinaux détaillés effectués pour l'étude des bris de pente dans les Basses-Terres (section 4.4), des pentes ont été calculées à une échelle fine (4 mètres) afin de permettre une meilleure estimation des vitesses locales de courant. Comme pour les profondeurs, la pente la plus élevée dans l'enrochement est comparée à la pente la plus élevée trouvée sur la section de 700 m en amont à 200 m en aval (test de t par permutation pour données appariées).

5.4 Résultats

La profondeur moyenne de la section transversale la moins profonde est plus faible sur les sections naturelles du cours d'eau que sur les enrochements pour les Appalaches ($p < 0.01$). Un résultat similaire est observé pour les Basses-Terres, mais de manière non significative. La profondeur la plus faible observée au thalweg est plus faible également sur les sections naturelles comparativement à l'enrochement, pour les Basses-Terres ($p < 0.05$) comme pour les Appalaches ($p < 0.01$). Pour les Basses-Terres, lorsque l'on ne considère pas les sections fortement anthropisées en dehors de l'enrochement du MTMDET, les profondeurs les plus faibles demeurent dans les sections naturelles, par opposition aux enrochements, bien que ces tendances ne soient pas statistiquement significatives.

On observe également que pour les 6 sites pour lesquels un bris de pente marqué a été observé, la tendance pour la profondeur moyenne de la section transversale la moins profonde s'inverse, c'est-à-dire que cette profondeur est plus faible à l'enrochement que sur les sections naturelles (résultat statistiquement non significatif). Ce n'est pas le cas pour la profondeur la plus faible observée au thalweg qui demeure dans tous les cas plus faible en

dehors de l'enrochement (non significatif). Cette situation peut être potentiellement problématique pour le passage des poissons. En effet, il est fréquent d'observer au niveau des enrochements un thalweg peu marqué, avec les zones de plus fortes profondeurs d'eau situées entre les roches (écoulement interstitiel). Les données sur les profondeurs moyennes apparaissent donc comme potentiellement une meilleure mesure de la capacité des poissons à franchir un enrochement que les données sur les profondeurs maximales (profondeurs au thalweg).

Les plus fortes pentes observées sont légèrement plus fortes à l'enrochement pour les sites avec bris de pente marqué (non significatif) et à l'inverse plus forte dans les sections naturelles pour les sites avec peu ou pas de bris de pente (non significatif).

5.5 Discussion

Pour les Appalaches, les données sur les profondeurs montrent que l'enrochement constitue moins un obstacle pour le poisson que les obstacles présents dans les zones non enrochées.

Dans les Basses-Terres, les profondeurs d'eau à l'enrochement ne semblent pas non plus globalement préoccupantes. Même en excluant les zones en dehors de l'enrochement où des activités humaines ont diminué localement les niveaux d'eau, les profondeurs aux enrochements demeurent plus importantes qu'en dehors des enrochements. Les pentes non plus ne semblent pas globalement préoccupantes, puisqu'il n'y a pas de différence à l'enrochement avec les pentes les plus fortes trouvées en dehors de l'enrochement. Cependant, la situation semble plus complexe lorsque l'on considère l'effet du bris de pente. Il apparaît en effet que, tant au regard des profondeurs d'eau que des pentes, les sites présentant des bris de pente marqués peuvent être un obstacle plus important pour le passage du poisson à l'étiage. Il a été de plus observé que pour 2 des 6 sites présentant un fort bris de pente, l'enrochement pouvait être complètement à sec durant l'étiage (sites 17533 et 17737), ce qui n'a été observé sur aucun autre enrochement visité. Cependant, le faible nombre de profils longitudinaux réalisés empêche de tirer des conclusions sur l'effet des bris de pente sur le libre passage des poissons avec une certitude statistique suffisante. Il conviendrait donc, si le libre passage des poissons durant l'étiage est un critère écologique important, de mieux documenter les effets hydrauliques des bris de pente.

6 ÉTUDE DU COLMATAGE

6.1 Introduction

Un des impacts connus des enrochements est la destruction du milieu qu'il remplace, incluant le substrat aquatique situé au pied de l'enrochement et sur la clé d'enrochement. Ce milieu constitue un environnement particulier à la base de l'écosystème aquatique. La perte de macrophytes est d'ailleurs un impact négatif des enrochements souligné par Florsheim *et al.* (2008). Le changement de substrat modifie également la composition des populations de macro-invertébrés fréquentant ce milieu (Fischenish 2003, Florsheim *et al.* 2008). Cependant, avec le temps, le milieu naturel peut se renaturaliser avec le dépôt de sédiments fluviaux sur l'enrochement qui vient colmater les interstices, voire créer une couche de sédiments fluviaux par-dessus l'enrochement.

Alors que les enrochements créent un déséquilibre sédimentaire en réduisant la charge sédimentaire dans le cours d'eau (plus de dépôt de sédiments a lieu à l'enrochement que d'érosion), ce déséquilibre est cependant temporaire sur de courts enrochements (Fischenish 2003). Ceci implique qu'à la mise en place d'un enrochement, un dépôt de sédiments va se créer dans l'enrochement jusqu'à obtention d'un équilibre dynamique où la quantité de sédiments remis en circulation dans l'eau égale celle déposée simultanément.

Le colmatage de sédiments grossiers par des sédiments fins a été en particulier étudié dans les rivières à lit de gravier (Wood et Armitage 1997; Gayraud *et al.* 2002), et est généralement considéré comme une nuisance pour les écosystèmes étudiés. Cependant, le contexte d'étude au niveau des enrochements du ministère des Transports, de la Mobilité durable et de l'Électrification des transports est très différent. Le colmatage est ici abordé comme la renaturalisation du substrat, donc le remplissage des interstices dans les enrochements, voire la formation d'une couche en surface par-dessus l'enrochement, par des sédiments d'origine fluviale. Ces sédiments peuvent être des sédiments fins (sable ou limon) dans les Basses-Terres ou des sédiments plus grossiers (gravier) dans les Appalaches.

En plus de l'intérêt écologique relié à la renaturalisation du milieu, il est d'intérêt pour le MTMDET de connaître les facteurs influençant le colmatage des enrochements pour le maintien des niveaux d'eau, en particulier lorsque le lit du cours d'eau est enroché. En effet, il a été constaté dans les rivières à lit de gravier que le colmatage réduit la conductivité hydraulique du substrat (Schälchli 1992). Dans le cas des enrochements réalisés par le MTMDET, les enrochements pourraient donc influencer la profondeur d'eau disponible dans les Basses-Terres (chapitre 5).

6.2 Études réalisées sur les enrochements du MTMDET

6.2.1 Objectifs spécifiques

La méthodologie proposée pour étudier le colmatage des enrochements a pour objectifs spécifiques de :

- Étudier la relation entre l'âge d'enrochements du lit ou des clés de berges aux approches des ponts et ponceaux et leur degré de colmatage.
- Déterminer si les caractéristiques physiques du milieu ou de l'enrochement (type de structure, granulométrie, longueur de l'enrochement, pente du cours d'eau, contexte géomorphologique, etc.) ont un impact sur la vitesse de colmatage.

6.2.2 Méthodologie

Les mesures de colmatage et des caractéristiques physiques ont été effectuées dans trois contextes différents :

- Une étude synoptique a été réalisée par des mesures effectuées sur 28 sites des Basses-Terres et 15 sites des Appalaches (figure 1 de l'annexe A). Cette série de mesures permet de répondre globalement aux questions de recherche posées précédemment. Ces mesures ont été prises sur des enrochements de structures sur semelles (avec enrochement partiel ou total du lit) ou sur radier (avec mise en place d'une structure sous ou au lieu du lit existant). Dans le cas des structures sur radier, les mesures ont été effectuées aux approches de la structures uniquement.
- Le colmatage à court terme a été étudié par des mesures plus détaillées et répétées sur trois sites des Basses-Terres enrochés récemment (2013 ou 2014) (figure 2 de l'annexe A).
- Des mesures similaires ont également été effectuées sur différents enrochements réalisés sur les berges de la rivière Richelieu.

6.2.2.1 Étude synoptique

Le degré de colmatage a été mesuré visuellement à l'intérieur d'un cercle de 1 m de diamètre, par l'estimation du pourcentage surfacique de sédiments de l'enrochement par rapport aux sédiments d'origine fluviale, selon la méthode de Platts *et al.* (1983) et Bain et Stevenson (1999). Lors de l'application de cette méthode, une estimation de la quantité de roche d'origine fluviale a été réalisée en observant le cercle par le dessus. Tous les sédiments d'origine fluviale ont été comptabilisés, quelle que soit leur taille. Il convient donc de rappeler que le terme « colmatage » employé ici ne concerne pas uniquement le dépôt de sédiments fins mais aussi par exemple le dépôt de gravier dans l'enrochement pour les sites des Appalaches.

Cinq classes de pourcentage permettent de déterminer une classe de colmatage entre 1 et 5 (tableau 1).

Tableau 1 : Détermination de la classe de colmatage

Classe de colmatage	Pourcentage de sédiments naturels dans l'enrochement
1	< 5% de sédiments naturels
2	Entre 5% et 25%
3	Entre 25% et 50%
4	Entre 50% et 75%
5	> 75%

Lorsque le colmatage était de plus de 75% (classe 5), une estimation de l'épaisseur du dépôt de sédiments a également été réalisée sur 6 points répartis dans le cercle de 1m de diamètre.

Pour chaque site étudié, 10 estimations du colmatage ont été effectuées sur la clé d'enrochement des berges (5 par berge). Dans les cas où le lit avait été également enroché d'après les plans de conception, le nombre d'estimations du colmatage passait à 12 (4 par berge et 4 au centre du cours d'eau). En plus de l'évaluation du colmatage, plusieurs mesures de caractéristiques physiques du milieu ont été également réalisées. Pour les Appalaches, la granulométrie des sédiments naturels a été mesurée au premier seuil situé en amont de l'enrochement (de préférence par rapport à l'aval afin de minimiser l'effet de l'enrochement). Cette mesure de la granulométrie n'a pas été effectuée pour les sites des Basses-Terres étant donnée la relative homogénéité granulométrique des sédiments pour cette région (sable, limon ou argile) ainsi que la faible taille de ces sédiments en comparaison avec le calibre des enrochements. La pente à l'enrochement, mesurée sur une centaine de mètres, ainsi que deux profils transversaux en amont de l'enrochement, ont également été relevés à l'aide d'un tachéomètre.

L'estimation visuelle du colmatage et les mesures des paramètres physiques associés ont été effectuées durant l'été 2014 sur 28 sites des Basses-Terres, dont 6 ponceaux, et 15 sites des Appalaches, dont 6 ponceaux également (voir figure 1 de l'annexe A).

Une régression linéaire multiple avec sélection des variables par Akaike Information Criterion (AIC) a été effectuée pour déterminer les variables influençant le colmatage, selon la méthode proposée par Blanchet et al. (2008). La variable réponse pour ce modèle, pour chaque site, est la moyenne des classes de colmatages mesurées. En plus de l'âge des enrochements, les variables explicatives testées sont le type de structure (sur semelles ou sur radier), la granulométrie médiane de la section naturelle (D_{50}), la longueur de l'enrochement (relativement à la largeur plein-bord), la pente du cours d'eau, le

contexte géomorphologique (Basses-Terres ou Appalache), le bris de pente, ainsi que les interactions de toutes ces variables avec l'âge de l'enrochement (les interactions avec l'âge permettent de détecter si un colmatage ne se déroule progressivement dans le temps uniquement dans certains contextes, comme par exemple dans les Basses-Terres seulement, pour des pentes faibles, etc.). Le bris de pente est calculé à partir des données extraites des matrices LiDAR (voir section 4.3.1.2) en effectuant la différence de pente en aval et en amont de l'enrochement (figure 10).

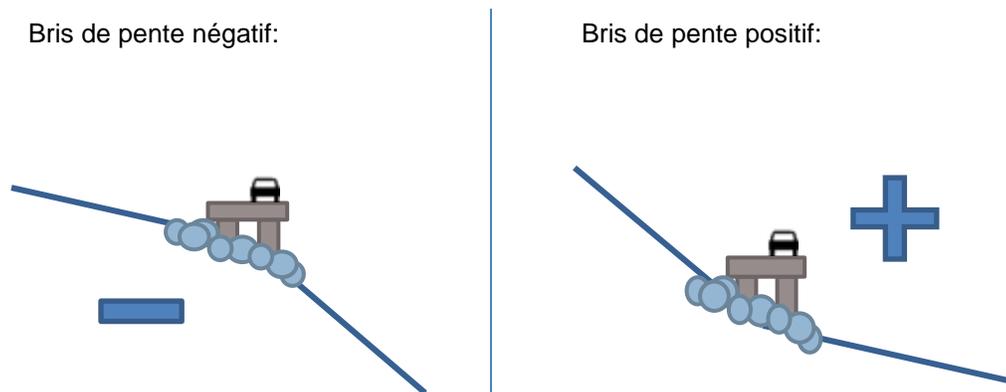


Figure 10 Bris de pente négatif et positif

Un deuxième modèle par régression linéaire multiple a également été effectué en ajoutant le calibre médian des roches utilisées aux enrochements. Ce modèle a été réalisé séparément, car cette information n'est disponible que pour 31 des 43 sites étudiés.

6.2.2.2 Mesures du colmatage à court terme

Dans les Basses-Terres, pour deux sites enrochés en 2013 ainsi qu'un en 2014, un échantillonnage identique à celui effectué pour l'étude synoptique a été réalisé en 2014 puis à nouveau en 2015. Les trois enrochements étudiés ont été réalisés selon les méthodes conventionnelles en vigueur (sans colmatage artificiel des interstices) sur des sites avec structures sur semelles et enrochement complet du lit. Afin d'obtenir un portrait plus détaillé de l'état du colmatage sur ces sites, 4 sections transversales ont également été mesurées dans l'enrochement. Pour chaque point de mesures (pris avec un intervalle régulier d'environ 50 cm), la nature du substrat en surface (enrochement ou sédiments de colmatage) a été notée, et l'épaisseur de sédiments en surface a été mesurée le cas échéant. La comparaison des données prises en 2014 et en 2015 permet ainsi de connaître l'évolution du colmatage à court terme.

6.2.2.3 Mesures sur la rivière Richelieu

Deux types d'enrochements ont été échantillonnés sur la rivière Richelieu. D'une part, des berges ont été enrochées en 2013 avec création d'une clé d'enrochement au niveau de l'ancien lit. Sur cette clé, une couche de 30 cm de sédiments fins (sédiments d'origine) a été ajoutée par-dessus (figure 11a). D'autre part, d'autres berges ont été enrochées en 2014 avec une technique légèrement différente où la clé d'enrochement est placée plus en profondeur afin de permettre à la couche de sédiments fins placée dessus d'arriver au niveau de l'ancien lit (figure 11b).



Figure 11 Schéma des enrochements réalisés sur la rivière Richelieu en 2013 (a) et en 2014 (b)

Des mesures de colmatage ont été effectuées sur 560 m de berge enrochée en 2013 (sites MTMDET 133-6, 133-6b et 133-8-9 à Saint-Denis-sur-Richelieu) et 360 m de berges enrochées en 2014 (sites MTMDET 223-4 à Beloeil et 223-26 à Saint-Antoine-sur-Richelieu) selon un protocole d'échantillonnage similaire à celui utilisé pour l'étude synoptique. Les mesures de colmatage ont été réalisées tous les 10 m sur la clé de berge et ont été effectuées à deux reprises, en 2014 et en 2015, afin de pouvoir prendre en compte une éventuelle variation interannuelle.

6.2.3 Résultats

Le procédé de sélection des variables par AIC pour la régression linéaire multiple indique qu'une seule variable influe sur le degré de colmatage des sites : le bris de pente. L'âge de l'enrochement, le type de structure, le contexte géomorphologique, la granulométrie du milieu naturel, la longueur relative de l'enrochement et la pente à l'enrochement ne semblent pas expliquer le colmatage. Le calibre des enrochements n'apparaît pas non plus comme une variable explicative du colmatage.

Les résultats des échantillonnages réalisés à court terme sont présentés en détail à l'annexe C et en résumé au tableau 2. À l'enrochement du pont 18390, seul enrochement observé dans l'année de sa construction, en 2014, très peu de colmatage était présent en 2014. Aux trois ponts, un fort colmatage a été observé un an après la construction de l'enrochement. Peu de variations du colmatage ont été observées entre un an et deux ans après la construction de l'enrochement pour les deux ponts 17684 et 17734.

Tableau 2 : Résumé des résultats sur le colmatage à court terme

Pont	Année 0	Année 1	Année 2
P17684 (enroché en 2013)	Présumé non-colmaté (non observé)	Colmatage, voire recouvrement	Colmatage, voire recouvrement (sans changement notable par rapport à l'année 1)
P17734 (enroché en 2013)	Présumé non-colmaté (non observé)	Colmatage, voire recouvrement	Colmatage, voire recouvrement (légère diminution de la couche de sédiments par rapport à l'année 1)
P18390 (enroché en 2014)	Non-colmaté	Colmatage, voire recouvrement	N/A

Les résultats des échantillonnages effectués sur les clés de berges du Richelieu sont présentés au tableau 3. Un colmatage important a été constaté en 2014 sur les berges enrochées en 2014 (enrochements avec couche de sédiments fins au niveau de l'ancien lit), alors que le colmatage est relativement faible la même année pour les berges enrochées en 2013 (clés de berges avec la couche de sédiments fins ajoutée par-dessus le niveau de l'ancien lit). Les relevés de 2015 montrent que le colmatage a légèrement diminué sur les clés de berges enrochées en 2014 et qu'il a augmenté sur les clés de berges enrochées en 2013, tout en restant inférieur sur les clés de berges enrochées en 2013 par rapport aux clés de berges enrochées en 2014.

Tableau 3 : Résultat des mesures de colmatage sur les clés de berges du Richelieu

Enrochement	Relevé 2014	Relevé 2015
Enrochements de 2013	Peu colmatés (valeur estimée de la classe de colmatage : 1.9)	Colmatage plus important (valeur estimée de la classe de colmatage : 3.3)
Enrochements de 2014	30 cm de sédiments fins, tel que prévu (valeur estimée de la classe de colmatage : 4.0)	Légère diminution de la couche de sédiments fins (valeur estimée de la classe de colmatage : 3.7)

6.3 Étude sur le tributaire 5 de la rivière Salvail

6.3.1 Contexte

L'effet du colmatage sur les niveaux d'eau a été analysé sur un site d'étude particulier, affluent de la rivière Salvail, nommé tributaire 5 ou ruisseau de la Première Décharge. Le lit et les berges d'un tronçon de 600 m ont été enrochés sur ce ruisseau à l'automne 2012 en raison des risques de glissements de terrain suite au glissement de terrain de Saint-Jude survenu en 2010 (figure 12). Ces travaux ont été réalisés par le ministère de la Sécurité publique avec le soutien du MTMDET pour la conception des plans des ouvrages de stabilisation.



Figure 12 Partie du tributaire 5 à sec, juillet 2014

L'enrochement de ce ruisseau est réalisé de manière différente des enrochements normalement effectués par le MTMDET. En premier lieu, sa longueur est largement supérieure aux enrochements du MTMDET aux abords des ponts et ponceaux. De plus, l'enrochement a été conçu en ajoutant les roches par-dessus l'ancien niveau de lit (de 1 à 2 m d'épaisseur), selon deux couches distinctes. La couche inférieure comprend un matériau de remblais de calibre 0-200 mm. La partie de sédiments fins dans cette couche constitue donc une sorte de colmatage des interstices entre les roches de plus gros calibre composant cette couche. La couche supérieure, de 50 cm d'épaisseur, appelée carapace hydraulique, est réalisée avec des roches de calibre 200-300 mm (figure 13). Aucun sédiment fin n'a été ajouté artificiellement dans cette carapace hydraulique.

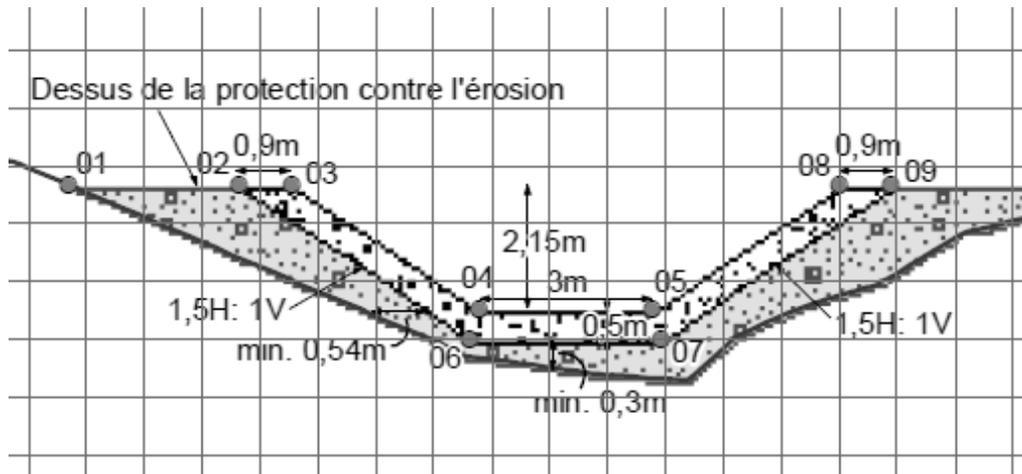


Figure 13 Plan d'une coupe transversale de l'enrochement sur le tributaire 5 de la rivière Salvail

La couche inférieure (calibre 0-200 mm) de l'enrochement apparaît en gris et la carapace hydraulique (calibre 200-300 mm) en blanc. Extrait des plans du dossier MT.03.54110.11.01, direction générale des infrastructures et des technologies, direction du laboratoire des chaussées, ministère des Transports.

6.3.2 Objectif spécifique

La prémisses de base du design d'enrochement sur le tributaire 5 (aussi employé sur deux autres tributaires de la rivière Salvail sur des tronçons d'environ 800 m) est que le colmatage des interstices sera suffisant après un certain temps pour éviter que l'eau ne s'infiltré dans les roches et crée un problème pour le libre passage du poisson. L'objectif de cette étude est donc de déterminer la conductivité hydraulique d'un enrochement colmaté. La conductivité hydraulique, c'est-à-dire la capacité de l'enrochement à faire transiter l'eau par écoulement souterrain, permet d'évaluer pour un enrochement le débit d'eau perdu par infiltration dans l'enrochement.

Les mesures de conductivité hydraulique peuvent ensuite être utilisées d'une part pour permettre d'évaluer le degré de colmatage nécessaire pour le rétablissement d'un niveau d'eau adéquat au tributaire 5, et d'autre part pour évaluer la quantité d'eau perdue par infiltration dans les enrochements effectués par le MTMDET au niveau des ponts.

6.3.3 Méthodologie

6.3.3.1 Mesure de la conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique du tributaire 5 a été calculée par deux méthodes différentes.

6.3.3.1.1 Méthode 1

L'équation de Darcy permet de calculer les écoulements souterrains, et peut s'appliquer pour le calcul de flux hyporhéiques (débit d'eau s'écoulant dans la zone hyporhéique, c'est-à-dire la zone saturée en eau sous le lit du cours d'eau). Elle se présente comme suit (Sanders 1998):

$$Q/A = K.(dh/dl)$$

Où Q (m³/s) est le débit, A (m²) l'aire de la section traversée, K (m/s) la conductivité hydraulique et dh/dl le gradient hydraulique (différence de pression hydraulique sur une longueur).

La faible conductivité hydraulique de l'argile peut permettre de poser l'hypothèse que les flux d'eau dans ce milieu sont nuls. Ainsi, la zone hyporhéique à considérer pour le calcul des écoulements souterrains est donc limitée à l'épaisseur de l'enrochement (figure 14). De plus, cette zone peut être considérée indépendante de la nappe phréatique (pas d'échange latéraux) pour la même raison. L'eau transitant dans la zone hyporhéique, c'est-à-dire la partie de l'enrochement sous le lit, peut donc être considérée comme exclusivement constituée d'eau de surface du cours d'eau s'infiltrant dans l'enrochement. L'approximation est également faite que l'infiltration de l'eau de surface dans la zone hyporhéique est immédiate (la composante verticale de la conductivité hydraulique du milieu est considérée infinie).

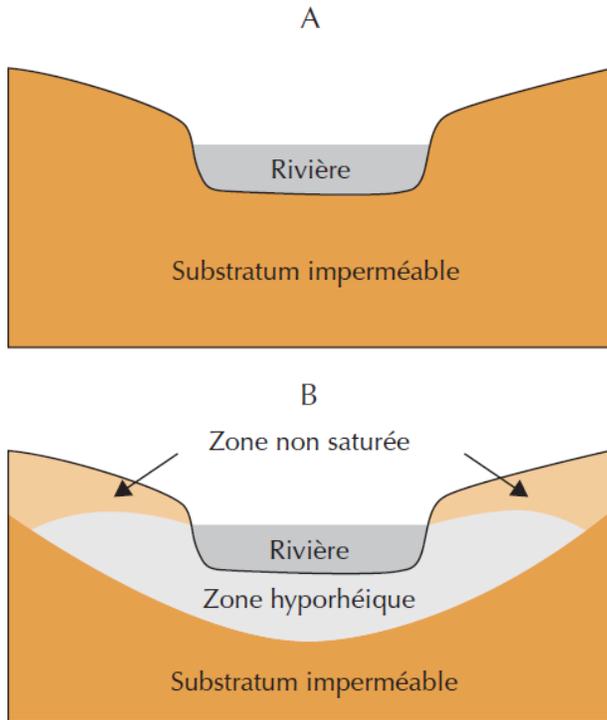


Figure 14 Zone hyporhéique d'un cours d'eau

Dans le cas d'un cours d'eau s'écoulant en milieu argileux, comme pour le tributaire 5 de la rivière Salvail, la zone hyporhéique peut être considérée comme nulle (figure A). Au niveau de l'enrochement, l'eau du cours d'eau s'infiltre dans l'enrochement comme illustré à la figure B. Image tirée de Datry *et al.* (2008).

L'équation de Darcy peut donc être appliquée pour les deux couches constituant l'enrochement, la couche inférieure et la carapace hydraulique, afin de calculer la conductivité hydraulique pour chacun de ces milieux. Pour cela, il est nécessaire de connaître les autres éléments de l'équation lorsque la couche devient complètement saturée, c'est-à-dire lorsque l'eau circule sur toute l'épaisseur de la couche. Il est donc nécessaire de mesurer, en un point :

- L'aire de la coupe transversale de la couche
- Le débit traversant la couche à saturation
- Le gradient hydraulique

Deux points ont été choisis sur le cours d'eau pour effectuer ces mesures (point A et B sur la figure 15). Le point A est situé dans une zone fortement colmatée et souvent en eau, même en été. Le point B est situé dans une zone moins colmatée, avec une pente plus forte, et à sec plusieurs mois dans l'année.

Les aires des sections transversales de la couche inférieure de l'enrochement et de la couche de carapace hydraulique ont été évaluées pour les points A et B à partir des plans montrant les sections transversales typiques (figure 13).

Le gradient hydraulique a été approximé par la pente du lit, mesurée au DGPS. Cette mesure a été effectuée sur toute la longueur de l'enrochement, mais les 100 premiers et 100 derniers mètres de l'enrochement ne sont pas considérés représentatifs du gradient hydraulique (dû à la surélévation du lit lors de l'enrochement).

Afin d'obtenir les débits traversant les deux couches d'enrochement, il a été nécessaire de mesurer en continu les débits dans le ruisseau (mesure effectuée en amont de l'enrochement) et d'identifier les moments pour lesquelles les niveaux d'eau aux points A et B atteignent l'interface entre la couche inférieure et la carapace hydraulique d'une part, et l'interface entre la carapace hydraulique et la surface d'autre part (ces derniers débits correspondent donc aux débits minimums permettant un écoulement de surface aux points A et B). Pour cela, le dispositif expérimental décrit ci-après a été mis en place.

La surface de l'eau a été mesurée de la mi-juillet à la mi-octobre 2015 en trois points (figure 15), à l'aide de sondes à pression (modèle levelogger de Solinst). Aux deux points A et B sur la figure 15, ces mesures ont été accompagnées de mesures de la pression d'eau à environ 50 cm de profondeur (à l'interface entre la couche inférieure de l'enrochement et la carapace hydraulique) avec la mise en place durant la même période de deux piézomètres (figure 16) également munis de sondes à pression. Les 5 sondes ont été réglées pour enregistrer une donnée aux 5 minutes. Les piézomètres sont des tubes d'ABS munis d'une partie inférieure perforée (appelée crépine). Ces piézomètres ont été doublés par des tubes de PVC de diamètre inférieur, placé à l'intérieur du tube d'ABS, et disposant d'une crépine munie de fines fentes spécialement adaptée aux milieux argileux. L'impact des variations de pression atmosphérique sur les pressions mesurées par les sondes immergées est corrigé grâce à l'enregistrement aux 5 minutes de la pression atmosphérique (sonde Barologger de Solinst).

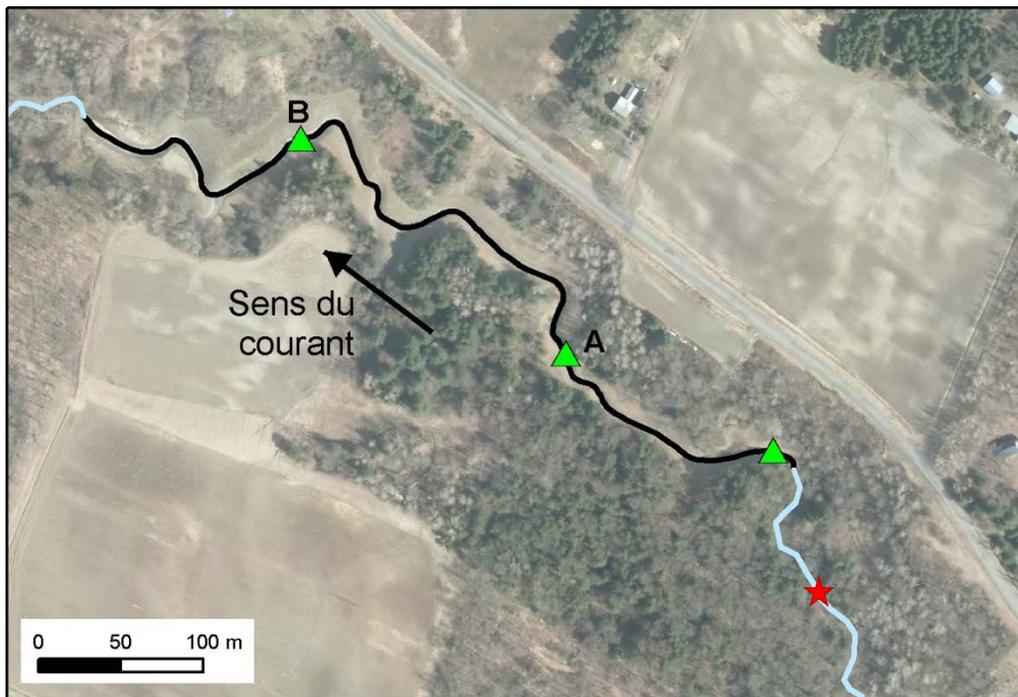


Figure 15 Localisation des installations sur le tributaire 5 de la rivière Salvail
La zone enrochée est représentée en noir. Les triangles verts représentent les sondes mesurant la surface de l'eau, avec en plus des piézomètres aux points A et B. L'étoile rouge représente le barrage à encoche en V mesurant le débit (voir Figure 17).



Figure 16 Installation d'un piézomètre dans le lit du cours d'eau

En plus de mesures de niveau d'eau, un barrage à encoche en V a été installé en amont de l'enrochement (figure 17). Ce dispositif permet d'estimer le débit sur un ruisseau par mesure de la hauteur d'eau retenue en amont du barrage, par l'équation suivante :

$$Q = 1.38h^{2.5} \text{ (Rantz 1982)}$$

Où h (m) représente la hauteur d'eau depuis le bas de l'encoche. Le barrage utilisé a une dimension de 61 cm (2 pieds) de haut, une encoche de 30.5 cm (1 pied) et une longueur totale de 4.27 m (14 pieds). La hauteur d'eau dans la retenue du barrage a été mesurée par une sonde à pression enregistrant une mesure aux 5 minutes de mi-juillet à mi-août 2015. La mise en correspondance des mesures de débit et des mesures de niveau d'eau à l'extrémité amont de l'enrochement a permis d'établir une courbe de tarage afin d'estimer les débits pour la période pour laquelle le barrage à encoche en V n'était pas présent (de la mi-août à la mi-octobre).



Figure 17 Barrage à encoche en V en amont du tronçon enroché sur le tributaire 5 de la rivière Salvail

Les mesures de débits, alliées avec les mesures du niveau d'eau sous le lit du cours d'eau et en surface aux points A et B, permettent d'établir précisément pour quel débit le niveau d'eau sous le lit du cours d'eau atteint la couche de carapace hydraulique à ces deux points, et pour quel débit le niveau d'eau atteint la surface, toujours pour les deux points A et B (figure 15).

6.3.3.1.2 Méthode 2

Une autre méthode pour l'estimation de la conductivité hydraulique est d'utiliser les piézomètres installés aux points A et B pour y effectuer des « *slug tests* » (essai de puits), selon le protocole de Sanders (1998). Cette technique doit être effectuée alors que le milieu est saturé (en présence d'eau dans le ruisseau). Elle consiste à remplir le tube d'eau et à mesurer à intervalles réguliers la hauteur d'eau dans le tube. En considérant la hauteur d'eau dans le tube diminuant de 1 (tube rempli) à 0 (niveau actuel de l'eau), une régression linéaire entre le logarithme de cette hauteur d'eau restante et le temps est effectuée. Le temps T_0 pour lequel 37% de la hauteur d'eau est présente permet de calculer la conductivité hydraulique par l'équation :

$$K = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2LT_0}$$

Où r est le rayon interne du piézomètre, R le rayon externe du piézomètre et L la longueur de la crépine.

Pour effectuer ces mesures, une période de 4 mois a été attendue entre le moment où les piézomètres ont été installés et les *slug tests*. Ce délai a été jugé nécessaire afin que le milieu adjacent au piézomètre, perturbé lors de sa mise en place, retrouve une structure sédimentaire semblable à sa condition initiale. De plus, il a été nécessaire d'attendre la remise en eau automnale de l'ensemble du cours d'eau. Dans les deux piézomètres, le tube de PVC avec la crépine fine pour milieu argileux a été enlevé avant de réaliser les tests, afin de minimiser les pertes de charge lors de l'écoulement de l'eau du tube à l'enrochement. Les sondes à pression ont été réglées pour effectuer une mesure toutes les 0.5 secondes (le plus petit intervalle de temps de l'appareil). Les tests ont été réalisés en remplissant le tube à l'aide d'un seau. Puisque la crépine des piézomètres se situe dans la carapace hydraulique, seule la conductivité de cette couche peut être évaluée par cette méthode.

6.3.3.2 Confirmation des résultats par vérification visuelle

Les visites répétées effectuées sur le tributaire 5 durant les années 2013, 2014 et 2015 ont permis de constater que les 200 premiers mètres de l'enrochement sont toujours en eau. En aval, jusqu'à environ 50 m en amont du point B (et incluant le point A), le ruisseau est en général en eau sauf pendant les longues périodes entre deux pluies durant l'étiage (août et septembre). Plus en aval encore, pour la partie incluant le point B et jusqu'à 100 m environ avant la fin de l'enrochement, le ruisseau est fréquemment à sec durant les mois de juillet, août et septembre. Enfin, une distance de 50 m est très fréquemment à sec de juin à octobre, et le ruisseau reprend un niveau d'eau normale par résurgence dans les derniers 50 m de l'enrochement. Ces estimations visuelles peuvent être comparées aux résultats obtenus en utilisant la conductivité hydraulique estimée précédemment et le débit mensuel médian pour le tributaire 5. Par souci de simplification, les données de profil transversal et de conductivité hydraulique obtenues pour le point A ont été utilisées pour l'ensemble de l'enrochement pour ces calculs. Les débits médians mensuels ont été calculés à partir des débits enregistrés à la station de jaugeage du CEHQ de la rivière Delorme, située dans un contexte géographique similaire, par proportionnalité du débit médian avec la superficie des bassins versants. La superficie du bassin versant du tributaire 5 a été évaluée avec ArcGIS 10.2.1 grâce à la cartographie des bassins versants existante (données du CEHQ) et les données LiDAR.

6.3.3.3 Utilisation des mesures de conductivité hydraulique

En utilisant la conductivité hydraulique calculée sur le tributaire 5 de la rivière Salvail, ainsi que la pente du cours d'eau à l'enrochement et l'aire de la section transversale typique, le débit s'infiltrant dans les enrochements du MTMDET peut être estimé tout comme pour le tributaire 5 de la rivière Salvail grâce à l'équation de Darcy :

$$Q = A.K.s$$

Où la conductivité hydraulique (K) est celle calculée au point A du tributaire 5 de la rivière Salvail et la pente du cours d'eau à l'enrochement (s) est obtenue par les profils longitudinaux détaillés au DGPS (section 4.4).

À partir des données de largeur et de profondeur moyenne obtenues pour un enrochement, la largeur du lit au sol peut être obtenue (en supposant des pentes de berge de 1V pour 1.5H, telles que spécifiées sur les plans de conception) par la formule suivante :

$$W_b = W - 3h$$

Où W_b (m) est la largeur du lit, W (m) la largeur mouillée et h (m) la profondeur d'eau. L'aire de la section transversale de l'enrochement située sous le niveau du lit (A , en m^2), en considérant une épaisseur typique d'enrochement de 1 m, est alors :

$$A = W_b + 1.5$$

Cependant, les enrochements situés sur des pentes faibles peuvent présenter une configuration limitant ce débit infiltré. En effet, puisqu'à l'extrémité aval de l'enrochement l'eau ne peut plus s'écouler dans le lit et doit refaire surface, un phénomène de refoulement peut avoir lieu dans le milieu hyporhéique (figure 18). L'approximation peut être faite que les écoulements dans cette zone de refoulement sont nuls. L'aire en coupe transversale de la zone d'écoulement doit donc être réduite si le dénivelé de l'enrochement est inférieur à l'épaisseur de l'enrochement, soit 1 m (figure 18).

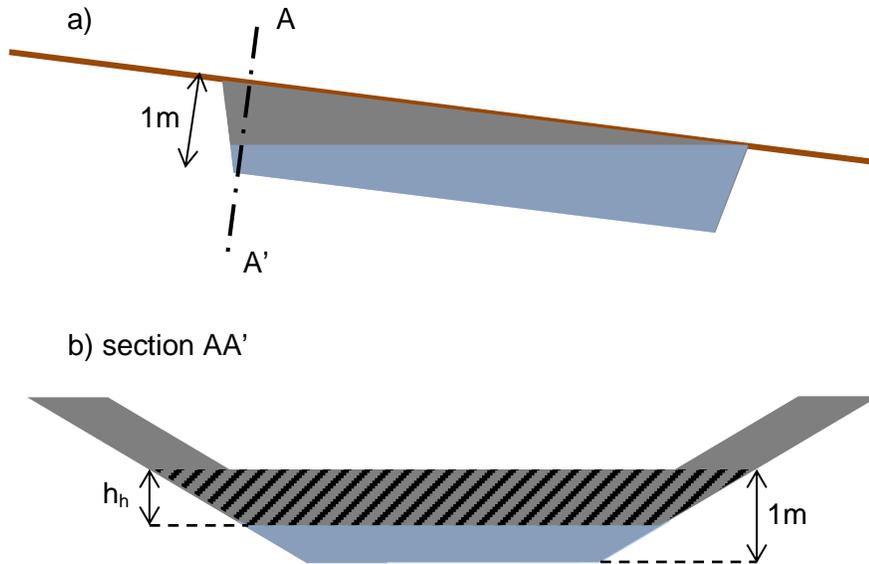


Figure 18 Schéma des écoulements hyporhéiques dans un enrochement
Sur le profil longitudinal (a), une zone de refoulement (en bleu) apparaît dans l'enrochement (en gris). La zone d'écoulement hyporhéique maximale se situe à la section transversale AA' (zone hachurée de hauteur h_h , figure b), au-dessus de la zone de refoulement.

La hauteur disponible dans l'enrochement pour l'écoulement hyporhéique est donc égale au dénivelé sur la longueur de l'enrochement (h_h). L'aire de la zone d'écoulement hyporhéique (zone hachurée de la figure 18) devient alors :

$$A = (W_b + 3)h_h - 1.5h_h^2$$

Le débit d'eau s'infiltrant dans l'enrochement a ainsi été calculé pour 11 enrochements pour lesquels les données étaient disponibles. Pour chaque cours d'eau, le débit infiltré calculé peut être comparé au débit médian estimé pour le mois d'août à partir du débit médian au mois d'août à la station de jaugeage de la rivière Delorme, par proportionnalité de l'aire des bassins versants. Des correspondances peuvent ensuite être effectuées avec les observations réalisées pour les niveaux d'eau à l'étiage (section 5.4).

6.3.4 Résultats

Les mesures effectuées sur le tributaire 5 de la rivière Salvail montrent que la conductivité hydraulique de la couche inférieure de l'enrochement par la méthode d'estimation des débits est de $1.16 \cdot 10^7$ m/an au point A et $1.14 \cdot 10^7$ m/an au point B. La conductivité hydraulique de la carapace hydraulique, selon la même méthode, est de $7.68 \cdot 10^5$ m/an au point A et de $6.15 \cdot 10^6$ au point B (la couche supérieure de la carapace hydraulique au point B, non colmatée, n'a pas été incluse dans les calculs). Sur l'ensemble de l'épaisseur de

l'enrochement, la conductivité est de $7.02 \cdot 10^6$ m/an au point A et de $9.58 \cdot 10^6$ m/an au point B.

Tableau 4 : Conductivités hydrauliques mesurées au tributaire 5 de la rivière Salvail

Point	Conductivité hydraulique - couche inférieure (m/an)	Conductivité hydraulique - carapace hydraulique (m/an)	Conductivité hydraulique - carapace hydraulique, par <i>slug test</i> (m/an)	Conductivité hydraulique moyenne
A	$1.16 \cdot 10^7$	$7.68 \cdot 10^5$	$>1.15 \cdot 10^5$	$7.02 \cdot 10^6$
B	$1.14 \cdot 10^7$	$6.15 \cdot 10^6$	$>5.89 \cdot 10^4$	$9.58 \cdot 10^6$

Les travaux réalisés pour mettre en place les piézomètres ont permis de constater que pour les deux points A et B, la couche de carapace hydraulique est fortement colmatée, avec une diminution graduelle de la granulométrie de la matrice. En surface et proche de la surface, la matrice est principalement constituée de sable, et la part d'argile devient de plus en plus importante à mesure que l'on s'enfonce vers l'interface avec la couche inférieure. Seul le colmatage de surface diffère entre le point A et le point B, avec une couche de roche non colmatée au point B en surface.

Les mesures effectuées par « slug test » n'ont pas permis d'évaluer précisément la conductivité hydraulique. En effet, l'eau ajoutée dans les tubes s'infiltrait trop vite (moins de 2 secondes) pour permettre les mesures souhaitées. Cependant, cette technique nous permet d'évaluer la conductivité hydraulique minimum de la carapace hydraulique pour pouvoir évacuer l'eau ajoutée. Les résultats sont que la conductivité hydraulique est supérieure à $1.15 \cdot 10^5$ m/an au point A et supérieure à $5.89 \cdot 10^4$ m/an au point B.

Les cartes représentant les périodes et zones en eau générées à partir de la conductivité hydraulique du point A, par mois, sont présentées en annexe D. Ces cartes représentent globalement correctement la réalité observée. En effet, la disparition de l'eau sur ces cartes au point B et en aval, de juin à septembre, correspond aux observations sur le terrain. De même, la disparition de l'eau sur la partie en amont du point B en août est en accord avec les observations de terrain. La principale différence observée se situe proche de l'extrémité amont de la zone considérée, où les cartes montrent une zone sans eau de juin à septembre alors que le lit y est dans les faits rarement à sec.

L'application de la conductivité hydraulique du point A du tributaire 5 de la rivière Salvail à 11 autres sites d'enrochements montrent qu'un seul enrochement est théoriquement à sec avec un débit médian pour le mois d'août (tableau 5). Ce site correspond dans les faits à l'une des deux

observations de terrain indiquant que l'eau s'infiltrait complètement dans l'enrochement en période d'étiage (site 17533). Le deuxième enrochement présentant aussi une section à sec (site 17737) avait une section modifiée (barrage réalisé par des enfants).

Tableau 5 : Infiltration théorique des débits aux enrochements

En gris : enrochements à sec en août 2015

Site	Denivelé (m)	Aire de l'écoulement hyporhéique (m ²)	Aire du bassin versant (km ²)	Débit médian au mois d'août (m ³ /s)	Débit infiltré (m ³ /s)	% du débit infiltré
10917	0.57	2.97	76.1	0.0254	0.0071	28%
11943	0.11	0.44	47.1	0.0157	0.0002	2%
12458	0.23	0.91	22.4	0.0075	0.0019	26%
16602	0.44	3.00	138.7	0.0462	0.0047	10%
17399	0.48	2.76	15.4	0.0051	0.0008	15%
17533	0.89	4.04	32.3	0.0108	0.0157	146%
17536	0.25	1.44	10.2	0.0034	0.0020	60%
17537	0.05	0.35	58.4	0.0195	0.0001	1%
17733	0.07	0.54	71.0	0.0237	0.0001	1%
17737	0.05	0.23	14.2	0.0047	0.0001	3%
17791	0.03	0.14	12.5	0.0042	0.0000	0%

6.4 Discussion

L'étude synoptique du colmatage des enrochements a pour objectif premier de déterminer la vitesse de colmatage et les facteurs influençant cette vitesse. L'âge de l'enrochement, ou l'interaction entre l'âge de l'enrochement et une autre variable explicative testée, ne figure pas parmi les variables sélectionnées lors de la régression multiple. Les analyses statistiques montrent donc que contrairement aux hypothèses de départ, il n'existe pas de relation entre l'âge des enrochements et le degré de colmatage. Cette absence de corrélation entre l'âge des enrochements et le degré de colmatage, combinée avec le fait que certains enrochements très récents montrent un colmatage important, laisse supposer que le colmatage peut se dérouler très rapidement (après la première crue printanière) si les conditions le permettent.

Les analyses effectuées montrent que le type de structure (sur semelles ou sur radier), le contexte géomorphologique (Basses-Terres ou Appalaches), la granulométrie du milieu naturel, la longueur relative de l'enrochement et la

pente du cours d'eau à l'enrochement ne sont pas non plus corrélés avec le colmatage. Il n'y a également pas de différence significative entre le colmatage moyen dans les Basses-Terres et dans les Appalaches. D'autre part, le calibre des roches utilisées pour les enrochements n'apparaît pas non plus comme un facteur influençant le colmatage. À noter cependant que peu de variabilité existe pour ce critère, la plupart des enrochements étant réalisés avec un calibre de 300-500mm, ce qui réduit la puissance statistique du test effectué. Le seul facteur explicatif du colmatage statistiquement significatif mis en évidence est la rupture de pente (ou bris de pente). Cette relation entre le colmatage et le bris de pente s'explique relativement simplement. En effet, lorsque la pente diminue sur un cours d'eau, sa capacité à transporter les sédiments diminue (figure 19). Ainsi, lorsque la pente diminue de l'amont vers l'aval (bris de pente positif) le colmatage est favorisé puisque les sédiments transportés par le cours d'eau se déposent en partie. À l'inverse, un bris de pente négatif (pente plus élevée à l'aval qu'à l'amont de l'enrochement) est moins propice au colmatage.

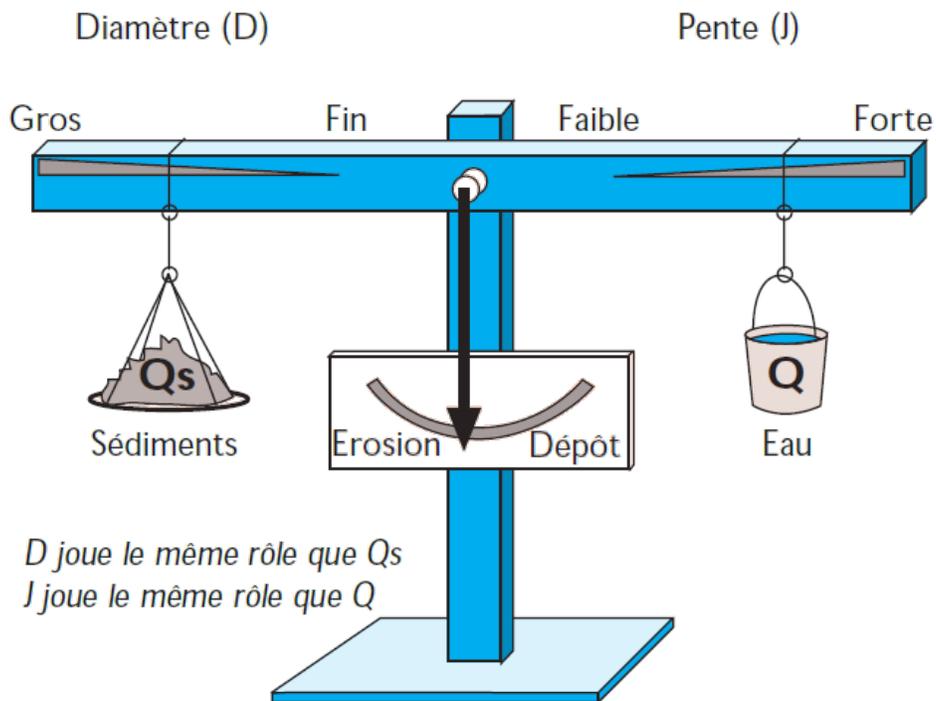


Figure 19 Équilibre sédimentaire (Lane 1955, image tirée de Malavoi 1998)

Les résultats obtenus lors de l'étude à court terme confirment que le colmatage des enrochements peut se dérouler rapidement. En effet, sur les trois sites étudiés, un site (18390) a un bris de pente positif (favorable au

colmatage), un site ne montre pas de bris de pente (17684) et le dernier site a un léger bris de pente négatif (17734), d'après l'observation des profils longitudinaux détaillés. Le fort colmatage ayant lieu durant la première année suivant la mise en place de l'enrochement montre que ces conditions sont suffisamment favorables au dépôt de sédiment. Par ailleurs, aucune augmentation du colmatage n'a été observée sur ces trois sites entre l'année 1 et l'année 2. Cette absence de dépôt supplémentaire de sédiments laisse croire qu'un équilibre s'est installé dès la première année, et que la quantité de sédiments présents sur un site correspond à ce que les conditions hydrauliques peuvent permettre.

L'intensité des crues ayant eu lieu entre les périodes d'échantillonnage est un facteur pouvant modifier le colmatage : une crue importante va mobiliser les sédiments du lit des cours d'eau pour les remettre en suspension, et ces sédiments vont être évacués en aval ou déposés dans la plaine alluviale. Les calculs effectués à partir des données de débits disponibles pour la rivière des Hurons (CEHQ 2016, station 030415) montrent que la crue entre les étés 2013 et 2014 correspond à une récurrence 2,2 ans et celle entre les étés 2014 et 2015 correspond à une récurrence de 1,3 an. Pour le site 18390, construit en 2014, le colmatage s'est donc déroulé en présence d'une crue relativement faible (récurrence de 1,3 an). Il est possible qu'en présence d'une crue plus forte, le colmatage ait été différent. Pour les sites 17684 et 17734 construits en 2013, le colmatage initial, ayant eu lieu entre la construction en 2013 et les relevés en 2014, s'est déroulé en présence d'une crue médiane (récurrence 2,2 ans). Le colmatage rapide observé pour ces deux enrochements durant la première année est donc représentatif d'une situation normale. Il est possible que si la crue entre 2014 et 2015 avait été plus forte, une variation plus importante du colmatage aurait été observée entre les deux années d'échantillonnage. Un suivi à plus long terme de ces sites afin d'évaluer la variabilité interannuelle des dépôts de sédiments serait nécessaire pour augmenter le niveau de confiance dans les conclusions énoncées et pourrait également permettre de mieux comprendre l'impact de la magnitude des crues sur le colmatage.

Les résultats des échantillonnages effectués sur la rivière Richelieu tendent à montrer que les zones enrochées en 2014, où l'enrochement a été placé plus bas que l'ancien niveau du lit avec 30 cm de sédiments fins par-dessus jusqu'au niveau de l'ancien lit (figure 11a), conservent une couche importante de sédiments fins. À l'opposé, pour les zones enrochées en 2013, où l'enrochement a été placé au niveau de l'ancien lit avec 30 cm de sédiments fins par-dessus (figure 11b), la couche de sédiments restante est moins importante. Cependant, une augmentation importante de la couche de sédiments a également été observée entre 2014 et 2015 sur les sites enrochés en 2013. Cette augmentation montre que la variabilité interannuelle de la couche de sédiments peut être importante. Il est donc difficile de conclure avec les données recueillies si la technique d'enrochement utilisée en 2014 est réellement meilleure que la technique utilisée en 2013. Des données supplémentaires sont nécessaires pour compléter les analyses sur l'impact à

court terme du colmatage dans ce type d'environnement. En particulier, un suivi du colmatage sur un plus long terme pourrait permettre d'évaluer les variations interannuelles de l'épaisseur de la couche de sédiments fins. Des mesures par rapport à des repères altimétriques fixes pourraient d'ailleurs améliorer l'estimation de ces variations. La modélisation numérique du transport des sédiments dans la rivière Richelieu pourrait également être considérée.

En ce qui a trait au tributaire 5 de la rivière Salvail, les mesures de conductivité hydraulique sont supérieures à ce qu'attendu. En effet, ces mesures sont de l'ordre de 10^7 m/an pour la couche inférieure et de 10^6 ou 10^5 m/an pour la couche supérieure. Il s'agit de conductivités hydrauliques correspondant à celles du gravier grossier (Fitts 2002). La composition de la matrice devrait théoriquement avoir une conductivité hydraulique de l'ordre de 10 à 10^4 m/an (conductivité de sables loameux, d'après Fitts 2002). Les cartes représentant les périodes et zones en eau générées à partir de la conductivité hydraulique du point A (annexe D) laissent penser que les estimations de la conductivité hydraulique sont cependant correctes. De plus, les méthodes d'estimation par *slug test* montrent également que la couche supérieure de l'enrochement possède une conductivité hydraulique plus forte que prévu. Conséquemment, bien que visuellement le colmatage de l'enrochement apparaisse important, il appert donc qu'il demeure partiel et que des interstices importants permettant de faire circuler rapidement l'eau subsistent. Cela semble être tout particulièrement le cas pour la couche inférieure de l'enrochement pour laquelle la granulométrie de matériel utilisé (0-200 mm) aurait dû permettre un plus faible écoulement de l'eau. Il est d'ailleurs remarquable que les conductivités hydrauliques calculées pour cette couche soient supérieures à celles de la carapace hydraulique. Cela signifie que malgré la part de sédiments fins constituant le matériau de remblais utilisé pour cette couche, le colmatage des interstices est très incomplet et permet à l'eau de circuler facilement. Il est possible que le colmatage se réalise en surface (dans la carapace hydraulique) et migre difficilement vers les couches plus profondes, des observations similaires ayant été effectuées par Schälchli (1992).

Dans ces conditions, il convient de s'interroger sur la capacité de ce type d'enrochement à pouvoir atteindre un colmatage et une conductivité hydraulique permettant un maintien de l'eau en surface tout au long de l'année. Les calculs montrent qu'un débit médian en août serait maintenu en surface si la conductivité hydraulique était inférieure à 10^5 m/an (soit environ un ordre de grandeur plus faible) et que le plus faible débit enregistré entre la mi-juillet et la mi-août 2015 serait maintenu en surface si la conductivité hydraulique était inférieure à 10^3 m/an (soit environ trois ordres de grandeur plus faible). Il est probable, aux vues des divergences entre les cartes en annexe D et les observations de terrain, que la conductivité hydraulique ait atteint des valeurs proches de ce seuil pour la partie amont de l'enrochement. En effet, les cartes réalisées en annexe D prédisent un assèchement du cours d'eau sur la partie amont alors que les observations de terrain laissent croire que cette partie est constamment en eau. Il semble cependant qu'obtenir un

tel colmatage soit long et puisse prendre des dizaines d'années sur la partie aval de l'enrochement. Il est également possible qu'une faible conductivité hydraulique verticale limite l'infiltration de l'eau dans l'enrochement et permettent ainsi le maintien de niveau d'eau en amont.

L'application de la conductivité hydraulique calculée sur le tributaire 5 de la rivière Salvail à des enrochements du MTMDET montre que cette estimation est transférable. En effet, les calculs montrent que, selon la conductivité hydraulique calculée, un seul des 11 enrochements est à sec en août. Cela correspond aux évaluations faites durant l'été 2015. Cet enrochement est, parmi les sites étudiés, celui possédant le dénivelé le plus important, proche de 1 m (différence d'élévation de la surface de l'eau entre les extrémités amont et aval de l'enrochement). Malgré les simplifications et approximations hydrogéologiques et hydrologiques importantes requises pour cette modélisation, ce résultat confirme donc que le dénivelé, et par conséquent la pente et la longueur de l'enrochement, sont des critères importants pour conserver un habitat viable et un libre passage des poissons pendant l'étiage. Il est aussi bon de rappeler que les études environnementales de la firme Les Services Exp inc (2013) et du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP 2013) qui ont analysé l'impact de ces projets d'enrochement des tributaires de la rivière Salvail sur l'habitat ne font aucune mention du risque pour le libre passage du poisson d'enrochements sur des longueurs aussi importantes. Seul le risque associé à une turbidité accrue durant les travaux est relevé (MDDEFP 2013), et l'impact global prévu pour le poisson était de faible ampleur. À la lumière de trois années de suivi sur l'un des tributaires de la rivière Salvail (deux autres ont été enrochés avec la même approche en 2014 et 2015), il y aurait lieu d'inclure une analyse de conductivité hydraulique pour prévoir si les cours d'eau peuvent devenir à sec durant une partie de l'été, ce qui a un impact évident sur le poisson.

Alors que la détermination du libre passage des poissons aux structures de franchissement des cours d'eau a longtemps été basée sur des critères hydrauliques, les techniques actuelles tendent plutôt à simuler l'ensemble des processus et caractéristiques naturels des cours d'eau au niveau des ouvrages de franchissement (« *Stream simulation* » - USDA 2008). Ces techniques de simulation des cours d'eau préconisent l'utilisation d'un substrat reproduisant la distribution granulométrique de celui trouvé sur un tronçon de référence (USDA 2008). Il peut être tentant, au vue de ces techniques, de vouloir utiliser des particules fines pour colmater artificiellement les enrochements dans les Basses-Terres, afin de mieux reproduire le substrat d'origine. Cependant, une étude attentive de ces techniques montre qu'elles ne s'appliquent pas à toutes les situations et une évaluation des méthodes à appliquer doit être effectuée au cas par cas (Bates 2003, FHA 2007, ADFG/ADT 2001, USDA 2008). Ce peut être le cas en particulier dans les Basses-Terres (impossibilité de reproduire un substrat d'argile compact). D'autres méthodes intermédiaires existent, reprenant certains aspects du *Stream simulation* et certains aspects de la conception hydraulique

traditionnelle, dont le *No slope design* (Bates 2003, USDA 2008 – Annexe B), le *Roughened-channel design* (Bates 2003, USDA 2008 – Annexe B) et la simulation hydraulique par rapport à un tronçon de référence (FHA 2007, USDA 2008 – Annexe B). Il est précisé à l'annexe B de USDA (2008) qu'un colmatage artificiel des enrochements peut être effectué dans le cas d'un *Roughened-channel design*, mais qu'un risque existe que ce matériel de colmatage soit remobilisé par la rivière.

7 ÉTUDE DE L'HABITAT LOTIQUE

7.1 Introduction

Plusieurs recensions des écrits répertorient les impacts de la stabilisation des berges sur les communautés de poissons et leur habitat, dont notamment Craig et Zale (2001), Schmetterling *et al.* (2001) et Reid et Church (2015). Cependant, les résultats des études menées varient largement et sont parfois contradictoires. Ainsi, bien qu'il soit généralement admis que les enrochements des berges soient nuisibles aux écosystèmes aquatiques et riverains (Florsheim 2008), certaines études ont démontré que les enrochements pouvaient avoir un effet positif et que cette technique peut être employée pour la restauration de certains cours d'eau (ex : Hunt 1988, Binns 1994).

La plupart des études réalisées pour étudier l'impact des enrochements sur les communautés de poisson ou sur leur habitat portent sur les salmonidés (Reid et Church 2015). Une analyse de l'ensemble de la littérature existante sur le sujet (annexe E) montre que les impacts négatifs ont en général été répertoriés sur des petits cours d'eau ainsi que sur des cours d'eau dans l'ensemble peu anthropisés. Reid et Church (2015) indiquent également que la stabilisation des deux berges d'un cours d'eau, voire du lit, augmente les impacts. Cependant, peu d'études répertoriées à l'annexe E portent sur des cas avec les deux berges enrochés, et aucune ne concerne un enrochement du lit. La plupart des études n'utilisent pas par ailleurs une technique standardisée pour évaluer la qualité de l'habitat. Les techniques d'évaluation utilisées portent cependant sur les mêmes critères : vitesse du courant, profondeur d'eau, nature du substrat, température et présence d'abris (Bisson *et al.* 1982, Avery 1995, Parasiewicz 2001, Cardinale *et al.* 2002, Hauer *et al.*, 2011, Gidley *et al.* 2012, Ruesch *et al.* 2012). À une échelle un peu plus large, la présence des mésohabitats telles que les mouilles, seuils, plats et radiers (traductions libres respectives de *pool*, *riffle*, *glide* et *run*) est également couramment répertoriée (Bisson *et al.* 1982, Beschta et Platts 1986, Kershner et Snider 1992, Maddock 1999, Hauer *et al.* 2011, Newbury, 2013). Certains protocoles d'évaluation intègrent aussi des éléments comme la morphologie du chenal, l'état de la bande riveraine et les activités humaines adjacentes au cours d'eau (Rankin 1989, EPA 2006).

7.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques de cette section sont de :

- Déterminer la quantité et la qualité des habitats disponibles pour le poisson dans les Basses-Terres et les Appalaches.
- Déterminer quels aspects des habitats sont modifiés par les enrochements.

- Identifier les facteurs influençant les impacts sur l'habitat.

7.3 Méthodologie

Trois méthodes sont utilisées pour mesurer la qualité de l'habitat :

- Une mesure de la variabilité des profondeurs d'eau et des vitesses de courant, réalisée le long de sections transversales, et transformée en un indice de diversité : le *Hydro-morphological Index of Diversity* (HMID). Cet indice permet de mesurer la diversité hydraulique nécessaire à l'habitat lotique (Gostner *et al.*, 2012) ;

- Une mesure des mésohabitats (seuils, mouilles, plats, radiers) et des abris dans le cours d'eau (bois mort, zones de recirculation, sapement des berges, végétation en surplomb, macrophytes et zones de faible profondeur). La métrique utilisée est adaptée pour chaque type d'habitat (mesure d'une longueur, aire ou profondeur) ;

- Une évaluation holistique et intégratrice des éléments précités au moyen du *Qualitative Habitat Evaluation Index* (QHEI), méthode développée par l'*Environmental Protection Agency* de l'Ohio (EPA 2006). Cette méthode attribue par évaluation visuelle une note aux divers éléments pouvant constituer un habitat lotique de qualité, et permet d'obtenir un score global pour la zone évaluée. Ce type d'évaluation permet une mesure rapide d'une grande variété de variables en lien avec l'habitat lotique (Rankin 1989, EPA 2006, Barbour *et al.* 1999). Les éléments considérés sont principalement le type de substrat, les abris, la morphologie du chenal et son dynamisme, la bande riveraine, les mésohabitats, ainsi que la diversité de courants et de profondeurs. Une corrélation entre le QHEI et un indice d'intégrité biologique (issue d'échantillonnage des communautés de poissons) a été démontrée par EPA (2006) pour des rivières à lit de sable et de gravier. Le QHEI a également déjà utilisé en Montérégie (COVABAR 2013).

L'ensemble des méthodes de mesures a été appliqué dans deux approches expérimentales. Une première approche synoptique propose une évaluation de la qualité de l'habitat au niveau des enrochements, sur 17 sites de Basses-Terres et 10 sites des Appalaches, en comparaison avec une évaluation similaire effectuée à un site non stabilisé situé à proximité (figure 20). Une seconde approche est proposée par l'évaluation d'un même site avant et après enrochement. Cette approche est cependant limitée par le faible nombre de sites nouvellement enrochés durant la durée de l'étude. Elle a été appliquée sur 2 sites des Basses-Terres situés sur la rivière Salvail, dans la municipalité de Saint-Jude (figure 21).



Figure 20 Exemple de site enroché (p16602), à droite, et son site non enroché de référence, à gauche, sur la rivière des Hurons



Rivière Salvail, Site #3, Juin 2013



Rivière Salvail, Site #3, Novembre 2013

Figure 21 Site #3 sur la rivière Salvail, avant et après enrochement

Un échantillonnage supplémentaire a été effectué dans le but d'obtenir des mesures de QHEI et de HMID aux mêmes sites sur deux années consécutives, afin d'évaluer la variabilité temporelle de ces indices. L'impact de la longueur d'étude a également été évalué en répétant les mesures de ces deux indices sur deux longueurs différentes aux sites non enrochés (équivalent à une fois et 3 fois la longueur de l'enrochement). Ces mesures pour la variabilité spatiale et temporelle des indices ont été effectuées sur 11 sites non enrochés. Les correspondances entre les mesures sont vérifiées grâce à des tests de corrélation par permutation.

Pour l'étude synoptique, les sites non enrochés ont été sélectionnés à moins de 500m en amont ou en aval des enrochements. Ces sites ont été choisis de manière à présenter une morphologie similaire au site enroché, ainsi que la même géométrie en vue en plan, une profondeur d'eau et une vitesse de courant similaire à l'enrochement.

Sur chaque paire de sites enroché/non enroché, des coupes transversales ont été relevés avec un intervalle d'environ un tiers de la largeur plein bord (largeur mesurée dans la section non enrochée), ce qui fournit entre 4 et 17 sections transversales par site échantillonné. Le positionnement précis de chaque section transversale a parfois été modifié afin de mieux capter les variations longitudinales de la section transversale des cours d'eau, tout en s'assurant que deux sections transversales soient toujours assez proches (Simonson *et al.* 1994). La mesure des profondeurs d'eau a été effectuée suivant ces sections transversales tous les 25 cm environ (plus en cas de variation soudaine du profil). Les vitesses de courant ont également été mesurées avec un courantomètre à hélice (Swoffer 2100) le long des mêmes sections transversales, avec 4 à 6 points par section, mesurés à 40% de la profondeur d'eau lorsque la profondeur était de moins de 30 cm, et à 20% et 80% de la profondeur en cas de profondeur d'eau supérieure à 30 cm, selon l'hypothèse d'une distribution logarithmique du champ de vitesse (Knighton 1998). Ces données de vitesse représentent donc la moyenne sur la colonne d'eau à chaque point de mesure. Les données de vitesse et de profondeur ont ensuite été interpolées (par *spline*) au moyen du logiciel d'ArcGIS 10.1. Les premiers et derniers quartiles des données de profondeur (correspondant aux profondeurs de moins de 17 cm et de plus de 43 cm) ont été utilisés pour calculer des pourcentages surfaciques de zones de faible et de forte profondeur. Pour les vitesses, les zones de faible vitesse ont été déterminées comme celles pour lesquelles le courantomètre ne détectait pas de courant (vitesses inférieures à 2 cm/s). Les zones de forte vitesse n'ont pas été comptabilisées, car les vitesses les plus élevées (environ 25 cm/s) ont été considérées trop faibles pour avoir un impact important sur les poissons (les données ayant été collectées à bas niveau d'eau).

Les mésohabitats (seuils, mouilles, plats, radiers) ainsi que les abris (débris ligneux, zone de recirculation, berge sapée, végétation surplombante, haut-fond en eaux lentes et macrophytes) ont été répertoriés selon les protocoles de Kaufmann *et al.* (1999) et EPA (2006). La végétation surplombante considérée est celle s'avancant au-dessus du cours d'eau, à moins d'un mètre de hauteur par rapport à la surface de l'eau. Les hauts-fonds sont des zones de faible profondeur et de faible vitesse du courant. Les superficies recouvertes par les différents mésohabitats, ainsi que par les abris (à l'exception du bois mort), ont été mesurées et exprimées en pourcentage par rapport à la superficie totale du tronçon d'étude. Seuls les mésohabitats pouvant être catégorisés sans ambiguïté ont été répertoriés (la proportion surfacique de ces habitats n'atteint donc pas 100% pour tous les sites). Les débris ligneux considérés sont ceux de plus de 1 m de long et 15 cm de diamètre, et une densité de débris ligneux par mètre linéaire de cours d'eau a

été calculée. Un échantillonnage des sédiments selon la méthode de Wolman a également permis de déterminer la granulométrie médiane (D_{50}) pour chaque site non enroché par la création de graphiques des distributions cumulatives.

Afin de prendre en considération le degré d'anthropisation des sites non enrochés, une évaluation visuelle de la linéarisation des sites a été effectuée pour les Basses-Terres à partir de photographies aériennes. Un indice de 1 à 4 a été attribué à chaque site selon le barème présenté à la figure 22.

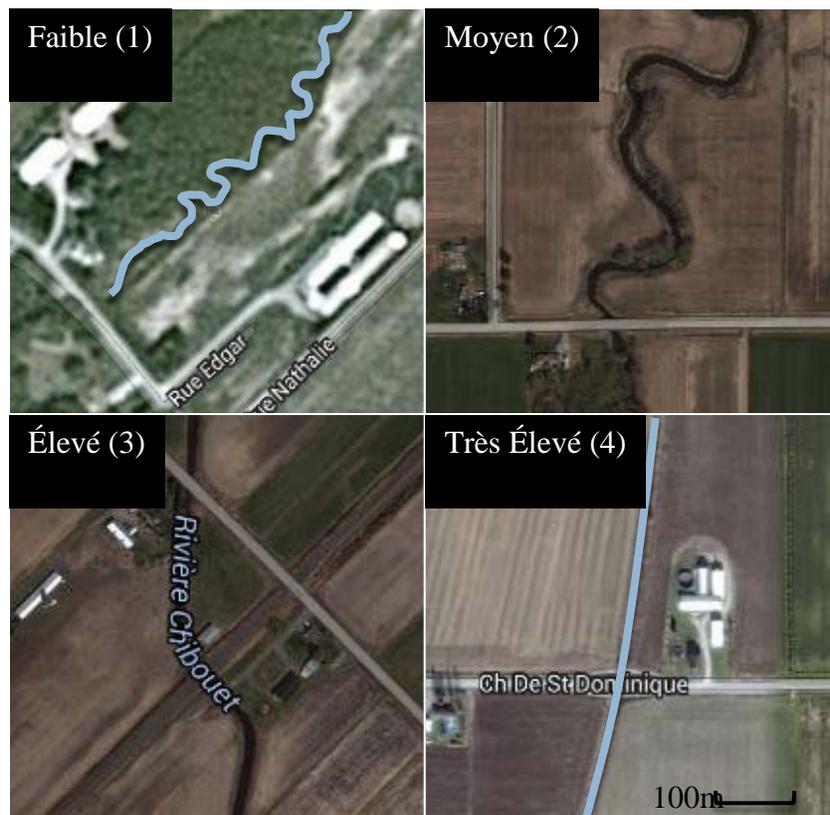


Figure 22 Exemples de 4 cours d'eau illustrant l'indice de linéarisation

Le calcul du QHEI s'effectue avec le formulaire en annexe F. Ce document a été modifié par rapport à sa version originale (EPA 2006) afin d'en éliminer le biais à l'encontre des enrochements. Le calcul du HMID s'effectue de la façon suivante

$$HMID_{\text{site}} = V_{(v)} * V_{(d)}$$

Où $V(v)$ est la diversité du courant et $V(d)$ la diversité des profondeurs, calculées comme suit :

$$V_{(i)} = (1 + CV_i)^2 = (1 + \sigma_i/\mu_i)^2$$

Où CV est le coefficient de variation, σ l'écart-type et μ la moyenne pour la mesure (profondeurs ou vitesses).

Les comparaisons entre les sites enrochés et les sites non enrochés ont été effectuées pour les différentes variables mesurées à l'aide de tests de Student par permutation pour données appariées. Une transformation logarithmique a été appliquée aux données de proportion (proportions surfaciques des seuils, mouilles, plats, radiers, zones de recirculation, berges sapées, végétation surplombante, haut-fond et macrophytes), ainsi qu'à la densité de débris ligneux, afin de réduire l'hétéroscédasticité de ces données.

Pour les Basses-Terres, des régressions linéaires multiples ont été effectuées pour expliquer la différence de HMID et de QHEI entre les sites enrochés et les sites non enrochés. Une sélection des variables pas-à-pas a été effectuée selon la méthode de Blanchet *et al.* (2008) à partir de 7 variables : 1) le degré de linéarisation, 2) le degré de colmatage, 3) la longueur de l'enrochement, et la différence entre le site enroché et le site non enroché pour les variables suivantes : 4) pente du cours d'eau, 5) sinuosité, 6) largeur, 7) D_{50} . La taille de l'échantillon pour les Appalaches ne permettant pas de faire des régressions linéaires multiples, des corrélations ont été testées (corrélation de Pearson avec test par permutation) avec les mêmes variables explicatives (à l'exception du degré de linéarisation, les cours d'eau des Appalaches n'étant pas linéarisés). Pour l'ensemble des tests, des seuils de significativité de 5% et de 10% ont été utilisés afin d'en augmenter la puissance statistique.

7.4 Résultats

7.4.1 Étude synoptique

Les analyses concernant les sites enrochés des Basses-Terres montrent que ceux-ci possèdent plus de zones de faible profondeur d'eau (12% de plus en moyenne, $p < 0.05$, figure 23a), moins de zones de faible courant (27% de moins en moyenne, $p < 0.01$, figure 23a), une pente plus forte (5.4 fois plus importante, $p < 0.05$, figure 23a), une largeur moindre (21% plus faible, $p < 0.01$, figure 23a), moins de mouilles (6% de moins, $p < 0.05$, figure 24), moins de plats (8% de moins, $p < 0.01$, figure 24a) et plus de seuils (9% de plus, $p < 0.01$, figure 24a) en comparaison avec les sites non enrochés. Les radiers n'ont été observés qu'au niveau des enrochements (figure 24a).

Dans les Appalaches, les seules différences significatives entre les sites enrochés et les sites non enrochés résident dans la proportion de forte profondeur qui est supérieure aux sites enrochés (12% de plus, $p < 0.05$, figure 23b), dans la proportion de seuils inférieure (17% de moins, $p < 0.05$, figure 24b), ainsi que dans la pente du cours d'eau qui est inférieure au site enroché (25% de moins).

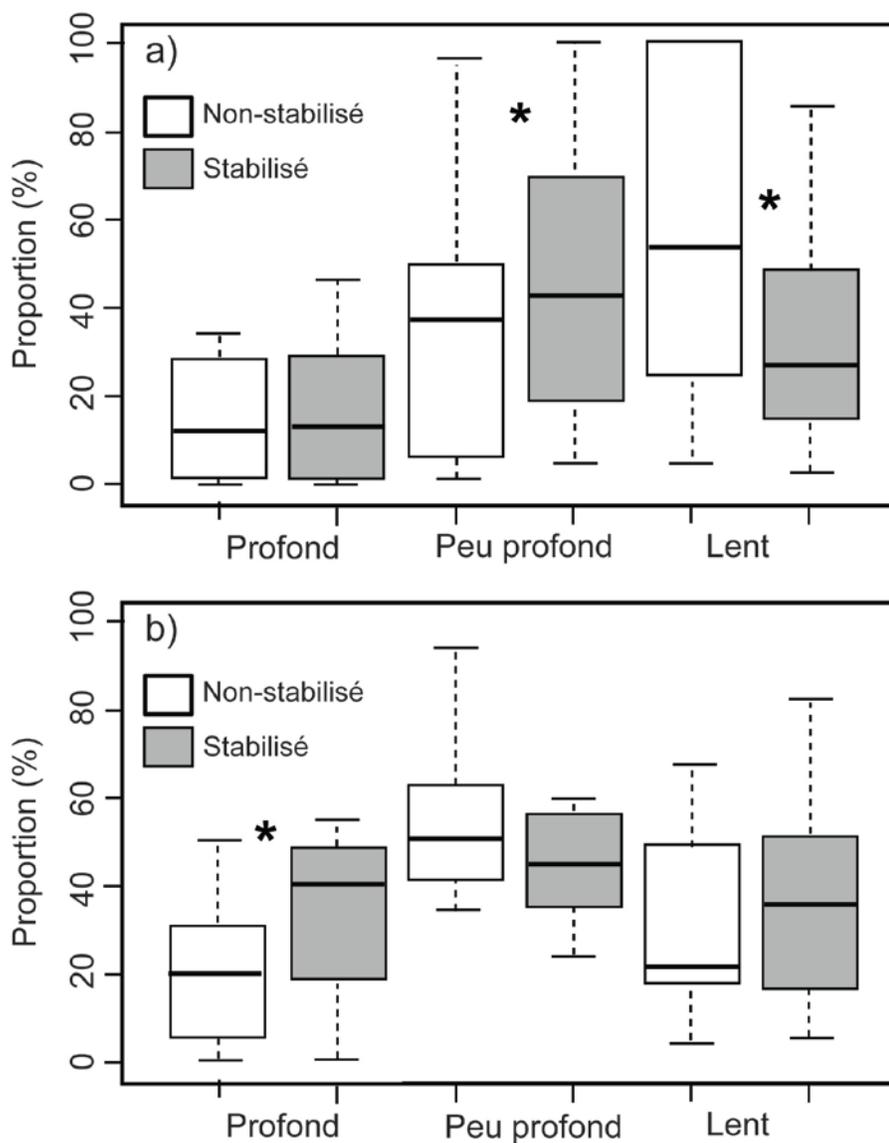


Figure 23 Proportions de zones de forte profondeur, de faible profondeur, et de faible courant dans les Basse-Terres (a) et dans les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés

Les proportions correspondent à la surface occupée par les différentes zones par rapport à la superficie totale du tronçon à l'étude. Les extrémités des diagrammes représentent les valeurs extrêmes des données, les boîtes s'étendent du premier au troisième quartile, et le trait épais représente la valeur médiane. L'astérisque indique une différence de moyenne significative ($p < 0.05$).

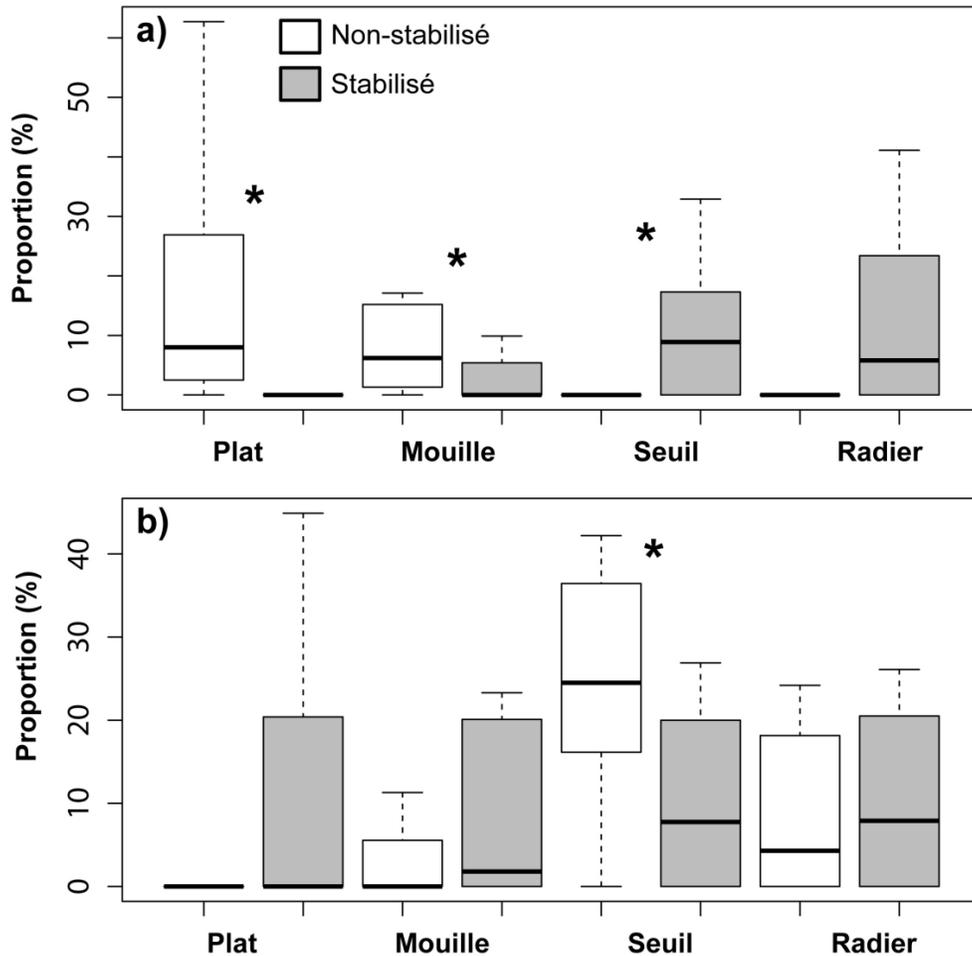


Figure 24 Proportions des mésohabitats dans les Basses-Terres (a) et les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés
L'astérisque indique une différence de moyenne significative ($p < 0.05$). La proportion de radier dans les Basses-Terres étant de 0%, ce cas n'a pas été testé statistiquement.

La comparaison des abris montre que seuls les sites non enrochés possèdent des berges sapées (figure 25), pour les Basses-Terres comme pour les Appalaches. Les sites stabilisés ont également moins de végétation surplombante ($p < 0.05$ pour les Appalaches, $p < 0.01$ pour les Basses-Terres, figure 25), et moins de hauts-fonds ont été observés dans les Appalaches ($p < 0.1$). La densité de bois mort est aussi plus faible aux sites enrochés dans les deux contextes géomorphologiques, bien que ces tendances ne soient pas significatives (la faible proportion de débris ligneux limite la puissance statistique des tests effectués).

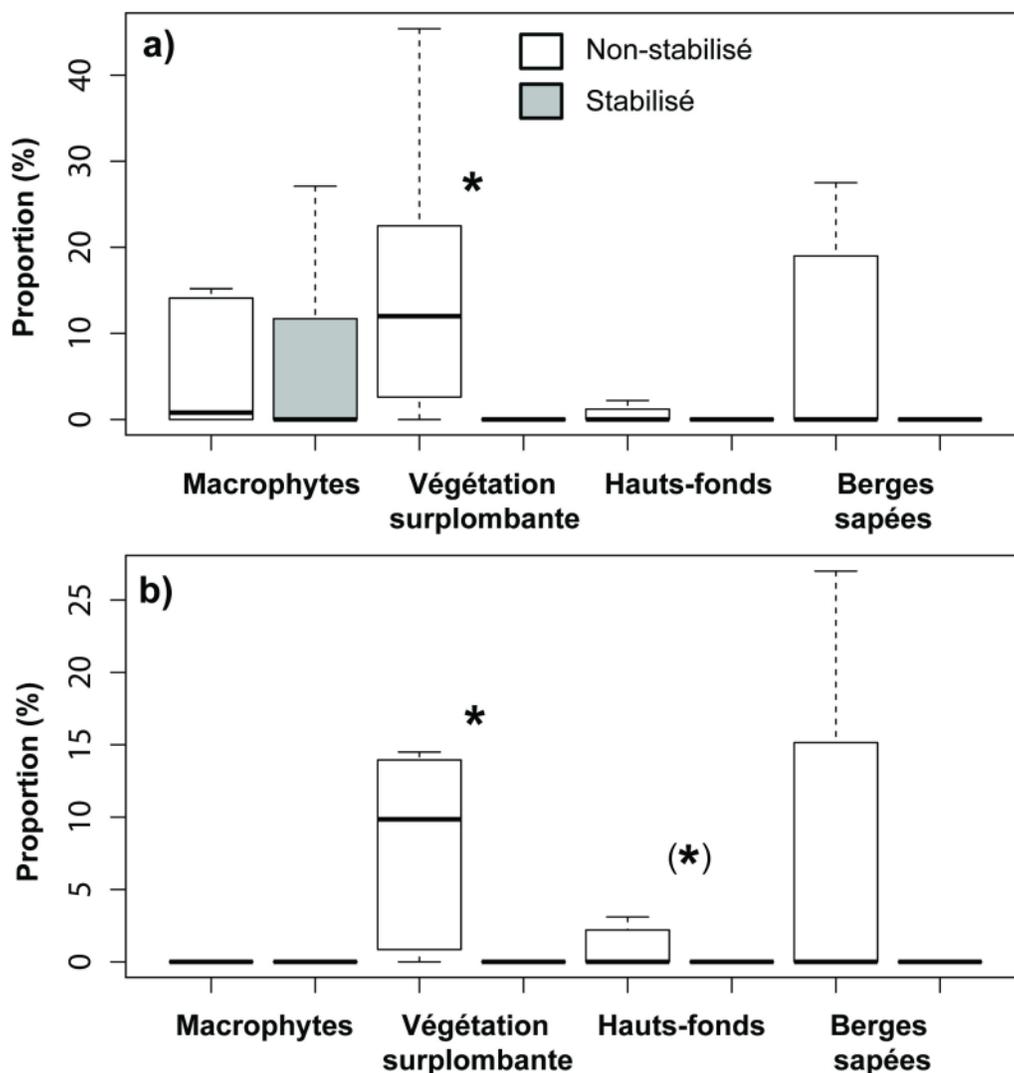


Figure 25 Proportions des différents types d'abris dans les Basses-Terres (a) et dans les Appalaches (b) pour les sites enrochés et non enrochés
 L'astérisque indique une différence de moyenne significative avec $p < 0.05$. L'astérisque placé entre parenthèses indique une différence de moyenne significative avec $0.05 < p < 0.1$. La proportion de berges sapées aux sites enrochés, ainsi que la proportion de macrophytes dans les Appalaches, étant de 0%, ces cas n'ont pas été testés statistiquement.

Dans l'ensemble, les indices HMID sont plus élevés pour les sites enrochés que pour les sites non enrochés. C'est particulièrement le cas pour les sites situés dans les Basses-Terres (HMID 53% plus fort aux sites stabilisés, $p < 0.05$, figure 26). Dans les Appalaches, le HMID moyen est 21% plus élevé dans les sites enrochés ($p < 0.1$). La régression linéaire multiple ($R^2 = 0.67$) effectuée montre que, pour les Basses-Terres, la différence de HMID est

négativement corrélée avec le degré de colmatage ($p < 0.01$) et positivement corrélée le degré de linéarisation du site non enroché ($p < 0.01$). L'analyse effectuée pour les Appalaches ne montre aucune corrélation entre la différence de HMID et les différentes variables explicatives.

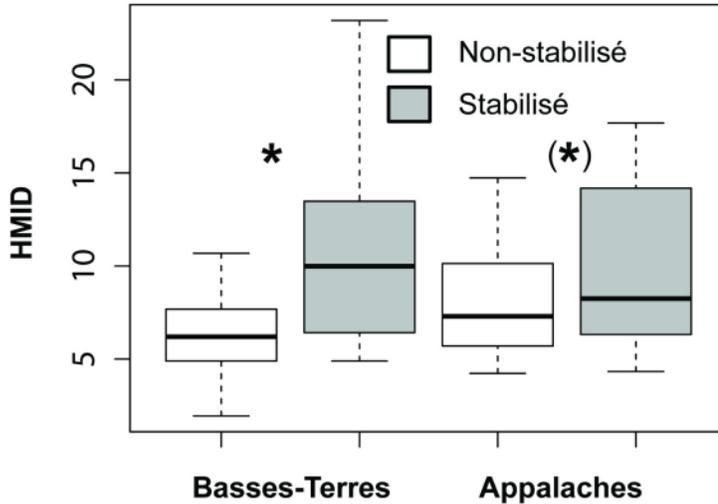


Figure 26 Scores HMID dans les Basses-Terres et les Appalaches aux sites enrochés et non enrochés
L'astérisque indique une différence de moyenne significative avec $p < 0.05$.
L'astérisque placé entre parenthèses indique une différence de moyenne significative avec $0.05 < p < 0.1$.

L'indice QHEI révèle de plus faibles valeurs pour les sites non enrochés des Basses-Terres comparativement aux sites non enrochés des Appalaches (45% de moins, $p < 0.01$, figure 27). Cet indice est par ailleurs moins bon pour les sites enrochés que pour les sites non enrochés dans les Appalaches (14% de moins, $p < 0.01$, figure 27), alors que l'on observe le patron inverse dans les Basses-Terres (non significatif).

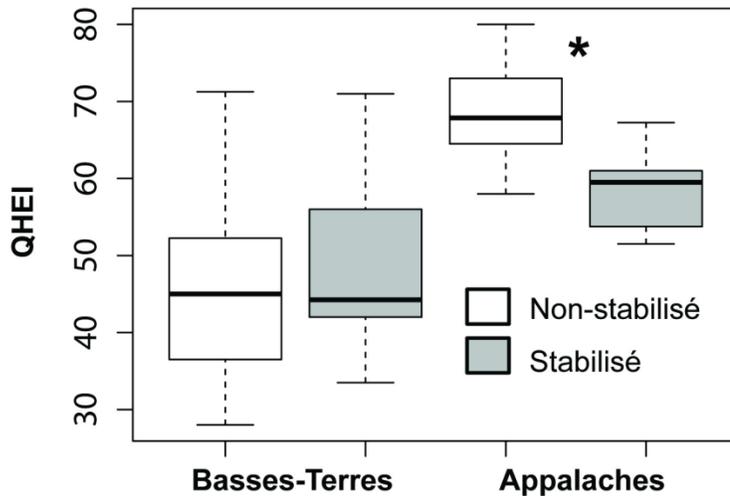


Figure 27 Scores QHEI dans les Basses-Terres et les Appalaches aux sites enrochés et non enrochés
L'astérisque indique une différence de moyenne significative ($p < 0.05$).

Dans les Basses-Terres, la régression linéaire multiple ($R^2=0.69$) montre que la différence de QHEI entre le site enroché et le site non enroché est positivement corrélée avec la différence de pentes du cours d'eau ($p < 0.01$) et le degré de linéarisation du cours d'eau ($p < 0.01$).

L'analyse des différents scores composant l'indice QHEI (voir annexe F) montre que pour les Basses-Terres, la différence de QHEI entre les sites enrochés et non-enrochés est affectée principalement par le substrat (meilleur aux sites enrochés), les abris (meilleurs aux sites non-enrochés) et la bande riveraine (meilleure aux sites non enrochés). Dans les Appalaches, les trois mêmes paramètres expliquent la différence de QHEI, mais le substrat est considéré meilleur aux sites non enrochés.

Les mesures effectuées sur deux années consécutives à 11 sites non enrochés montrent une bonne corrélation pour le QHEI ($r=0.88$, $p < 0.01$) comme pour le HMID ($r=0.90$, $p < 0.01$), et des différences moyennes non-significativement différentes. Les mesures effectuées sur différentes longueurs montrent également une bonne corrélation pour le QHEI ($r=0.84$, $p < 0.01$) mais pas pour le HMID ($r=-0.18$, $p=0.58$), et dans les deux cas des différences moyennes non-significativement différentes. Enfin, concernant l'étude synoptique, les QHEI et HMID ne montrent pas de corrélation entre eux.

7.4.2 Rivière Salvail (avant-après)

L'étude avant-après enrochement effectuée sur la rivière Salvail montre une augmentation du QHEI et surtout du HMID (figure 28) avec l'enrochement. Les différents éléments influençant le QHEI sont détaillés à la figure 29 qui indique que l'enrochement crée un meilleur substrat, plus d'abris, et une meilleure qualité des mésohabitats, alors qu'il diminue la qualité de la zone riveraine et de la morphologie du chenal.

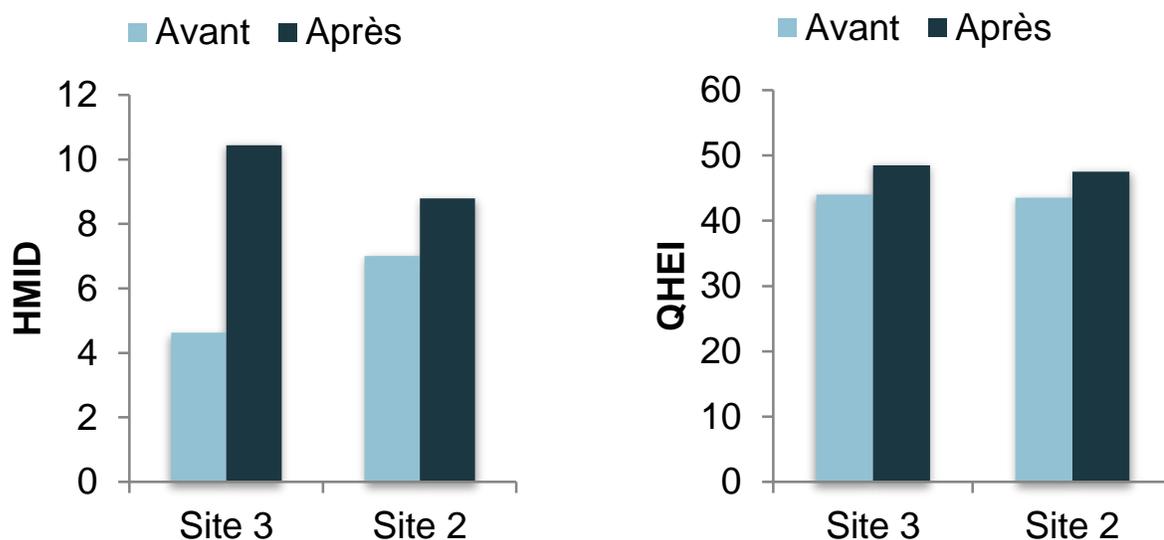


Figure 28 Indices HMID et QHEI avant et après enrochement

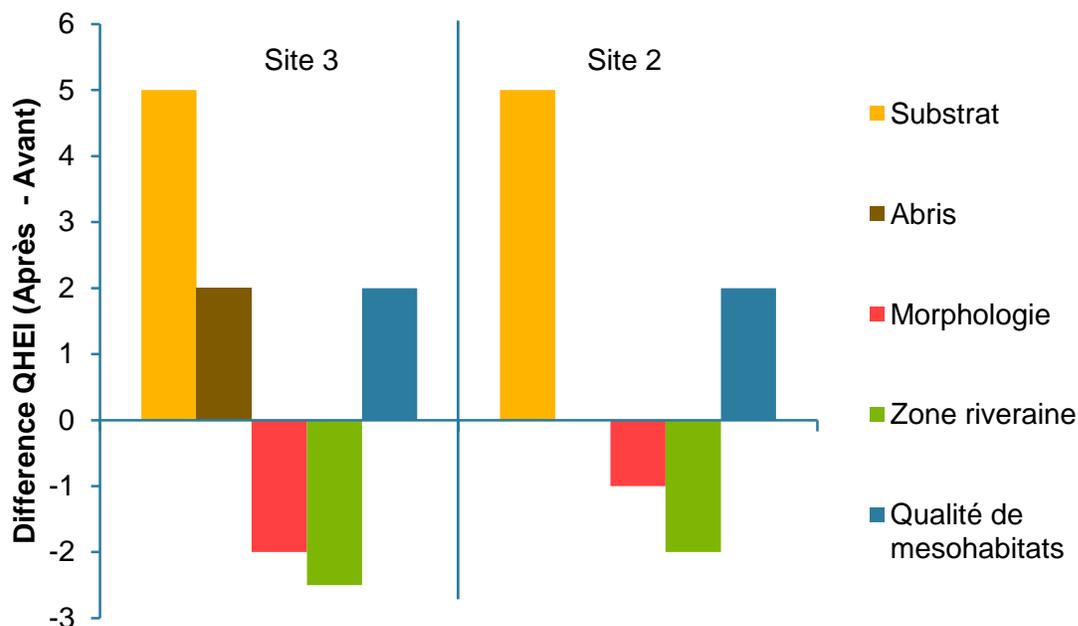


Figure 29 Détail des différences entre le QHEI établi avant et après enrochement

7.5 Discussion

Les résultats obtenus montrent que les enrochements viennent modifier l'habitat lotique de façon différente dans les Basses-Terres et dans les Appalaches.

7.5.1 Modifications de l'habitat dans les Basses-Terres

Les régions de basses terres sont, d'après la littérature, principalement caractérisées par des zones de pente et de courant faible, avec des sédiments fins et un chenal à méandre dominé par des mésohabitats de mouilles et de plats (Knighton 1998, EPA 2006). Cette description correspond à ce qui a été observé dans les zones non enrochées échantillonnées, mais pas aux observations faites dans les zones enrochées, tel qu'observé également par Gorney *et al.* (2012). Les principales modifications observées sont reliées aux bris de pente décrits à la section 4.3 ainsi qu'à la modification du substrat. En effet, l'augmentation de la pente ainsi que la présence d'un substrat plus grossier augmente la diversité des courants, expliquant les scores HMID plus élevés aux enrochements. Les observations effectuées sur le terrain montrent en effet que les enrochements des Basses-Terres ont souvent une pente importante avec la présence d'un seuil (zone peu profonde et de courant fort). La plus faible proportion de zones profondes et de faible courant, ainsi que la proportion plus élevée de mouilles et de plats, sont des indicateurs convergents de ces changements apportés par l'enrochement d'un cours

d'eau. Ces changements pourraient cependant être néfastes pour certaines espèces de poissons qui dépendent d'habitats avec des eaux lentes et profondes, tel que le méné d'ombre (Breder et Rosen, 1966), la fraie du gaspareau (Jones *et al.*, 1978), la marigane noire (Etnier et Starnes, 1993), le dard noir juvénile et l'omisco (Page et Burr, 1991).

La diminution des abris dans les zones enrochées confirme les résultats d'études similaires. Ainsi, moins de débris ligneux et de végétation surplombante ont été observés sur les enrochements par Peters *et al.* (1998) et Thompson (2002). Cette diminution des abris, ainsi que l'absence de végétation riveraine, contribue grandement à un QHEI plus faible aux enrochements. Cependant, l'étude réalisée sur la Salvail montre au contraire une possible augmentation des abris par l'enrochement. Les interstices entre les roches des enrochements peuvent en effet servir d'abris pour certains poissons (Fischernich 2003). Le substrat aux enrochements est d'ailleurs considéré dans le calcul du QHEI comme un meilleur habitat que les sédiments fins présents uniformément dans les sites non enrochés des Basses-Terres.

Les régressions linéaires multiples montrent que la qualité de l'environnement de référence (les sites non enrochés) est essentielle pour déterminer l'effet de l'enrochement. En effet, le degré de linéarisation du site non enroché est une variable qui explique la différence de QHEI et de HMID observée entre les sites enrochés et non enrochés. Pour des valeurs moyennes des autres variables explicatives (différence de pente et degré de colmatage), le HMID et le QHEI sont meilleurs au site non enroché si la linéarisation est faible (inférieure à 1.78 et 2.53 respectivement), et inversement pour une forte linéarisation. Cela met donc en évidence la faible qualité d'habitat des cours d'eau linéarisés. Les régressions multiples montrent également l'effet de différences de pente du cours d'eau (pour le QHEI) ou du degré de colmatage (pour le HMID). Ces deux variables étant fortement corrélées (voir chapitre 6), leur effet est identique et l'interprétation de leur rôle sur la qualité de l'habitat est semblable : les sites enrochés ayant un fort bris de pente ont un faible colmatage et sont considérés comme un meilleur habitat par les deux indices mesurés (QHEI et HMID). Il n'est cependant pas possible ici de pouvoir déterminer l'influence individuelle de la présence de roche (l'absence de colmatage) et de l'augmentation de la pente.

7.5.2 Modifications de l'habitat dans les Appalaches

Dans les Appalaches, qui constituent un milieu moins perturbé en général que les Basses-Terres, l'indice QHEI montre que les enrochements semblent constituer un habitat lotique de moins bonne qualité. Tout comme dans les Basses-Terres, les diminutions des abris et de la végétation riveraine constituent une détérioration de l'habitat. Par ailleurs, et de manière contrastée avec les Basses-Terres pour lesquelles l'enrochement est considéré par l'indice QHEI fournir un meilleur substrat, le substrat des sites non enrochés des Appalaches est considéré meilleur. L'augmentation du HMID aux sites

enrochés peut être reliée à la diminution de la pente permettant des zones d'eau plus profondes ou plus lentes. Cependant, cette différence de HMID est relativement faible par rapport à celle observée dans les Basses-Terres (1.7 par rapport à 3.7, respectivement), et est possiblement reliée à la position des routes par rapport à la topographie (routes placées dans les zones de plus faibles pentes) et non à un impact des enrochements à proprement parlé.

7.5.3 Limites d'utilisation des indices QHEI et HMID

Les corrélations entre les indices QHEI et HMID d'une année à l'autre montre la robustesse de ces méthodes. Le QHEI semble également robuste aux changements de longueur du tronçon à l'étude. L'analyse plus détaillée des HMID révèle que pour les ruisseaux ayant de très faibles vitesses de courant sur des longueurs importantes entrecoupées de seuils très courts, le coefficient de variation pour la vitesse, ainsi que le HMID résultant, est anormalement élevé. Le HMID semble donc difficilement s'appliquer dans ces contextes. Comme le QHEI englobe un plus grand nombre de critères que le HMID et peut être réalisé plus rapidement et avec moins d'équipement, cette méthode semble a priori être préférable pour caractériser la qualité de l'habitat lotique. Par contre, dans un contexte de cours d'eau fortement dégradés comme ceux des Basses-Terres échantillonnés pour l'étude des communautés de poissons (chapitre 0), il est possible que le HMID donne des meilleurs résultats car il permet de bien quantifier l'impact positif de la présence de roche, qui est sous-estimé par le QHEI.

Par ailleurs, la présence de sites non enrochés dans les zones de refoulements des bris de pente (identifiées après les échantillonnages réalisés pour caractériser l'habitat lotique) constitue un biais qui vient altérer les mesures effectuées dans les sites non enrochés. Cependant, les observations de terrain montrent que l'ensemble des caractéristiques observées aux sites non enrochés se retrouve globalement sur d'autres sections de la rivière. L'influence de la zone de refoulement sur les caractéristiques des sites non enrochés est donc certainement faible en comparaison à l'influence de l'enrochement.

Il faut cependant ajouter que bien que les indices QHEI et HMID aient été conçus pour évaluer la qualité de l'habitat lotique, il n'existe pas d'étude permettant d'affirmer que ces indices soient reliées avec des variables biologiques décrivant les communautés de poissons dans le contexte géographique de la présente étude (Basses-Terres et Appalaches). Seules des mesures directes des communautés de poissons, telles que présentées dans le chapitre 8, permettent d'établir si de telles relations existent.

8 ÉTUDE DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS

8.1 Introduction

La mise en place d'un enrochement déséquilibre les processus physiques et biologiques, ce qui modifie les conditions environnementales et, par conséquent, change la répartition des poissons (Craig et Zale 2001, Bouchard et Boisclair 2008). La littérature scientifique révèle plusieurs contradictions quant aux effets des enrochements sur les communautés de poissons. Plusieurs études démontrent des effets négatifs puisque l'habitat initial est altéré par l'ajout de roches (Chapman et Knudsen 1980, Knudsen et Dilley 1987, Peters *et al.* 1998, Garland *et al.* 2002, Kimball et Kondolf 2002, Quigley et Harper 2004) alors que d'autres études suggèrent que l'ajout de roches peut fournir un habitat à certaines espèces de poissons (Craig et Zale 2001, White *et al.* 2010). Les effets négatifs des enrochements sont souvent observés sur les espèces de poissons d'eau froide ainsi que dans des cours d'eau étant peu ou pas affectés par des perturbations anthropiques (Chapman et Knudsen 1980, Knudsen et Dilley 1987, Peters *et al.* 1998, Garland *et al.* 2002, Kimball et Kondolf 2002, Quigley et Harper 2004). Or, dans des cours d'eau dégradés, un enrochement peut avoir des effets positifs sur certaines espèces de poissons (Craig et Zale 2001, Fischenich 2003, White *et al.* 2010, Gidley *et al.* 2012).

Une grande partie des cours d'eau de la région de l'Est-de-la-Montérégie possèdent des conditions environnementales peu étudiées à ce jour. Tout d'abord, le régime hydrique de cette région est fortement influencé par les activités agricoles qui drainent les champs en plus d'être affecté par de nombreuses constructions résidentielles alors que la majorité des études sur l'enrochement se sont déroulées dans des cours d'eau qui ne présentaient peu ou pas de perturbations anthropiques. De plus, les cours d'eau de cette région abritent principalement des espèces de poissons d'eau chaude telle que les catostomidés, centrachidées, cyprinidés, percidés, etc. Puisque les résultats et conclusions émis dans les études antérieures sont difficilement applicables aux conditions qui prévalent dans la vallée du Saint-Laurent, il appert donc essentiel de procéder à une évaluation locale des impacts pour évaluer convenablement l'effet de l'enrochement dans cette région.

8.2 Objectifs spécifiques

L'objectif principal de cette partie de l'étude correspond à l'objectif 2B qui consiste à déterminer les effets des enrochements sur la fréquentation des surfaces enrochées par les communautés de poissons. Pour réaliser cet objectif principal, les objectifs spécifiques suivants ont été définis :

1. Définir les effets de l'enrochement sur trois métriques de poissons (richesse, densité et biomasse).
2. Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons.
3. Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales.
4. Identifier les espèces qui utilisent les enrochements.

La littérature scientifique fournissant plus d'éléments sur l'impact potentiel des enrochements dans un contexte tel que les Appalaches que pour les Basses-Terres, cette partie de l'étude se concentre sur les Basses-Terres.

8.3 Méthodologie

Afin d'évaluer les effets des enrochements sur les métriques de poissons, la richesse, la densité, la biomasse et les conditions environnementales ont été comparées entre les sites enrochés (SE) et les sites non enrochés (SNE).

8.3.1 Zone d'étude et segments de cours d'eau

L'étude a été menée dans neuf segments de cours d'eau (tableau 6). Ces segments ont été sélectionnés en deux étapes à partir de l'ensemble des enrochements considérés pour le projet. Tous les segments de cours d'eau situés à moins de 600 m d'un tributaire important, c'est-à-dire possédant une largeur de plus de 50% du cours d'eau à l'étude, ont été écartés. Ensuite, seulement les cours d'eau possédant des profondeurs d'eau adéquates pour bien échantillonner les communautés de poissons avec la pêche électrique ont été conservées.

Tableau 6 : Sites d'études

Cours d'eau	Pont	Année	Coordonnées (Latitude ; Longitude)	Nombre de visites effectuées	Aire du bassin versant (km ²)	Débit plein-bord* (m ³ /s)
Hurons	16602	2010	45.496 ; -73.156	1	138.7	43.4
Pot au Beurre	10917	2004	46.023 ; -73.050	2	76.1	25.8
Beloeil	17537	2011	45.627 ; -73.214	2	58.4	20.5
Saint-Louis	11943	2006	46.017 ; -72.929	2	47.1	17.0
Fagnant	12458	2006	46.011 ; -72.880	2	22.4	8.9
Grande Décharge	17399	2012	45.512 ; -73.112	2	15.4	6.4
Richer	17737	2012	45.681 ; -73.207	2	14.2	6.0
Aulnages	17791	2012	45.552 ; -72.790	2	12.5	5.4
Ruisseau	17536	2012	45.578 ; -73.096	2	10.2	4.5

*: Estimé pour une récurrence de 2 ans à partir d'une relation obtenue au Vermont (Olson 2014)

Dans chaque segment de cours d'eau, onze sites d'échantillonnage au total sont distribués sur une distance d'environ 1 km, avec un site enroché par le MTMDET (SE) pour dix sites non enrochés (SNE) (Figure 2). Le site 6 correspond au SE et les dix SNE sont positionnés de part et d'autre équitablement à l'aval du SE (sites 1 à 5) et à l'amont du SE (sites 7 à 11). La zone directement sous le pont est exclue de la surface échantillonnée du SE afin d'éviter les effets confondants de l'ombrage créé par le pont. Les portions en aval et en amont du SE (sans la portion sous le pont) sont combinées et définissent les dimensions des autres sites (SNE) qui ont donc la même superficie d'échantillonnage que le SE. Compte tenu des différentes tailles de cours d'eau, la surface échantillonnée par site varie donc de 50 m², sur les plus petits cours d'eau, à 120 m², sur les cours d'eau plus larges. L'espacement entre les sites adjacents varie de 50 à 125 m, afin d'éviter la pseudo-réplication des données provoquée par le mouvement des poissons (Legendre et Legendre 2012).

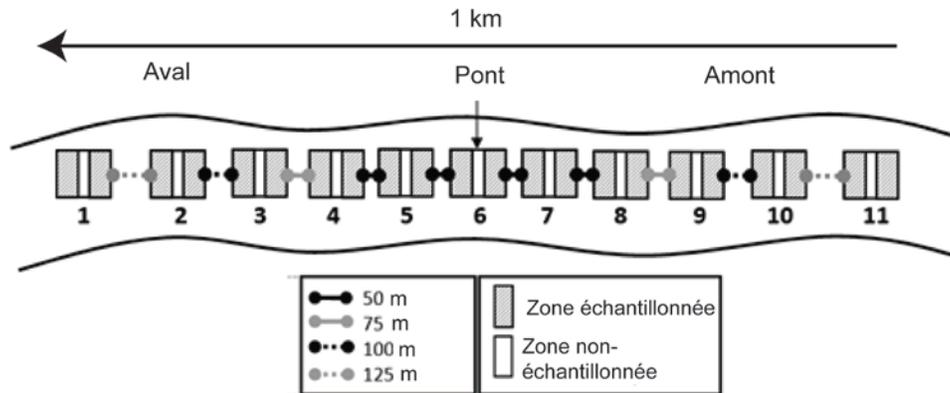


Figure 30 Représentation schématique de la distribution des sites pour chaque segment de cours d'eau.

Le site numéro 6 représente le site enroché (SE) alors que les autres sites numérotés de 1 à 5 (aval du pont et du SE) et de 7 à 11 (amont du pont et du SE) représentent les sites non enrochés (SNE).

8.3.2 Métriques de poissons

Les communautés de poissons ont été échantillonnées pour chaque segment de cours d'eau au total quatre fois par deux techniques d'échantillonnage durant l'été 2014 (du 22 juin au 18 août). À deux reprises dans l'été (visite 1 et visite 2, avec au moins 16 jours entre les deux visites), chaque segment de cours d'eau a été échantillonné deux jours consécutifs par deux techniques d'échantillonnage : pêche électrique et nasses. Tous les sites d'un même segment étaient échantillonnés entre 8h30 et 18h30 d'une même journée non pluvieuse. L'échantillonnage électrique a été effectué à l'aide d'une pêcheuse LR-24 electrofishing backpack unit (Smith-Root, Vancouver, WA) programmée pour délivrer une puissance constante de 200 W, afin de minimiser la variation entre les échantillonnages vu les différentes conductivités de l'eau. Les sites

ont été parcourus par trois pêcheurs de façon à couvrir la totalité de la zone à échantillonner. Les poissons pêchés étaient recueillis dans un filet loin derrière le champ électrique par la quatrième personne et étaient identifiés et mesurés avant d'être relâchés à l'endroit de capture. La même force d'échantillonnage (5 secondes de décharge par m^2) a été conservée entre les segments de cours d'eau afin de pouvoir comparer les résultats entre eux. L'échantillonnage par les nasses s'est réalisé en combinant deux tailles de nasses afin de réduire leur sélectivité. Pour chaque site un lot de quatre nasses (deux petites et deux grandes) a été déposé selon une configuration précise pour une durée de 2 heures. Les poissons étaient identifiés et mesurés avant d'être relâchés à l'endroit de capture. Les poissons n'ont pas été pesés sur place afin de maximiser le nombre de cours d'eau échantillonnés et éviter des comparaisons aval et amont de deux journées consécutives. Pour obtenir la biomasse, des relations masses longueurs ont été développées à l'aide de données de pêches électriques obtenues dans une étude antérieure provenant de la même région (Senay *et al.* 2015). Ces relations ont été utilisées pour obtenir la masse de chaque poisson en fonction de son espèce et de sa longueur (Le Cren 1951). Pour les quatre espèces ne figurant pas dans les données de Senay *et al.* (2015), la relation masse longueur de l'espèce la plus proche taxonomiquement a été utilisée. Les métriques de poissons étudiées consistent en la richesse spécifique (nombre d'espèces; nb. espèces), la densité de poisson (nombre de poissons divisé par la superficie du site; $d m^{-2}$) et la biomasse de poisson (masse totale divisée par la superficie du site; $b m^{-2}$). Ces métriques ont été estimées deux fois (deux visites) pour 8 dans 9 segments de cours d'eau et une fois pour le segment sur la rivière des Hurons (où une seule visite a été effectuée).

8.3.3 Conditions environnementales

Afin de pouvoir expliquer les liens entre les variables environnementales et les communautés de poissons, il est nécessaire d'effectuer un échantillonnage de ces variables pour chaque site où une pêche est effectuée, et au moment où la pêche est effectuée.

Les conditions environnementales ont été estimées après chaque échantillonnage de poissons. La largeur mouillée du cours d'eau (± 10 cm) a été mesurée deux fois par site, approximativement au milieu de la partie en aval et en amont du site. La profondeur d'eau (± 1 cm) et la vitesse du courant (à 40% de la colonne d'eau, ± 0.01 $cm s^{-1}$) ont été recueillies par un courantomètre Marsh-McBirney Flo-Mate 2000 (ACG Technology Ltd & Envirocan Wastewater Treatment Equip. Co. Ltd.; 131 Whitmore Road, Unit 13 Woodbridge, Canada) à 4 endroits distribués aléatoirement dans chaque site. Les pourcentages du lit couvert par les macrophytes (%macrophytes), les débris ligneux de diamètre supérieur à 5 cm (%débris ligneux) et les roches de diamètre supérieur à 6 cm (%roches) ont été visuellement estimés sur la surface complète du site, et ce, pour chacun des sites. Il est à noter que, bien que dans la plupart des cas le site enroché était celui avec le plus fort pourcentage de roches, certains autres sites pouvaient en contenir aussi,

comme par exemple le site 1 du cours d'eau Ruisseau avec 90% de roches (figure 31). L'origine de ces roches pouvait être anthropique (par exemple une stabilisation de berge effectuée par un propriétaire riverain) ou naturelle lorsque le cours d'eau traverse des dépôts de till. Le pourcentage de la surface du lit du cours d'eau ombragée par la canopée (%canopée) a été également visuellement estimé. Les variables environnementales échantillonnées correspondent à la largeur du cours d'eau, la profondeur d'eau, la vitesse de courant, le pourcentage de macrophytes, le pourcentage de débris ligneux, le pourcentage de roches et le pourcentage de canopée. Il est à noter que les variables %macrophytes, %débris ligneux, %roches et %canopée ont été échantillonnées uniquement lors de la première visite.



Figure 31 Site 1 de la rivière Ruisseau, avec un pourcentage de roches de 90 %

8.3.4 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le langage R (The R foundation 2016). Les analyses ont été réalisées uniquement sur les poissons échantillonnés à la pêche électrique puisque les résultats des nasses fournissent sensiblement les mêmes relations, mais apportent moins d'informations, soit moins de richesse, densité et biomasse.

Pour répondre à l'objectif 1, deux tests statistiques ont été réalisés. Un test T de Student adapté (comparaison d'une observation à la distribution moyenne d'un échantillon) a été réalisé sur chacune des métriques de poissons pour chacune des cours d'eau et visites (Sokal et Rohlf 1969), totalisant 51 tests

indépendants. Ceux-ci testent si la métrique retrouvée au SE s'insère dans la distribution normale des dix SNE. Une méthode bilatérale a été employée afin de tester soit une diminution soit une augmentation de la métrique au SE. Le seuil alpha a été fixé à 0.05 et réparti de part et d'autre de la courbe de normalité à 0.025 (Scherrer 2007). Une valeur de probabilité inférieure à 0.025 indique une diminution de la valeur au SE alors qu'une valeur supérieure à 0.975 indique une augmentation. Un test de Fisher a ensuite été réalisé sur chaque métrique de poisson afin de produire un test incluant les 9 cours d'eau pour la première visite et les 8 cours d'eau pour la deuxième visite, totalisant 6 tests. Le test de Fisher évalue si toutes les probabilités rassemblées dans un vecteur permettent de détecter une différence globalement significative au SE (Fisher 1934). Un résultat significatif indique que tous les enrochements ont le même effet globalement sur une métrique. Un résultat non significatif indique que les enrochements n'ont pas d'effet ou que les effets varient d'un cours d'eau à l'autre, ce qui ne permet pas d'arriver à une conclusion globale pour tous les enrochements.

Pour répondre à l'objectif 2, trois modèles linéaires mixtes hiérarchisés (LMM) ont été développés, soit un modèle pour chaque métrique de poissons. Les LMM permettent d'illustrer les principales relations entre les métriques de poissons et les conditions environnementales (effets fixes) en plus de tenir compte des effets spatiaux et temporels (effets aléatoires) présents dans la matrice de données. Les effets fixes correspondent aux conditions environnementales tandis que les effets aléatoires correspondent aux cours d'eau (effet spatial) et aux visites (effet temporel). Les modèles explicatifs ont été développés en hiérarchisant les deux visites dans les neuf cours d'eau afin de tenir compte de la structure des données. Pour chaque métrique, indépendamment, l'analyse débute en incluant toutes les conditions environnementales normalisées dans les effets fixes. Afin de sélectionner le bon modèle, les conditions environnementales ont été retirées une à la fois afin d'obtenir la plus petite valeur d'AIC (mesure de comparaison de modèle) (Fergus *et al.* 2011). Suite à l'obtention du meilleur modèle, des coefficients de détermination (R^2) marginal et conditionnel ont été calculés pour évaluer le pourcentage de variance expliquée respectivement par les effets fixes et par la combinaison des effets fixes et aléatoires (Nakagawa et Schielzeth 2013, Johnson 2014). Les conditions requises de normalité et d'homoscédasticité pour ces analyses ont été confirmées en inspectant visuellement les graphiques des relations entre les valeurs ajustées et les résidus des modèles explicatifs (Zuur *et al.* 2009). La capacité prédictive des modèles explicatifs a été évaluée par une validation croisée (jackknife). Par cette méthode, chaque site est retiré séquentiellement, un nouveau modèle est produit avec les données restantes et un résultat est prédit pour les données retirées. Par la suite, les données prédites ont été comparées aux données observées afin de valider les modèles. Pour chacun des modèles, un R^2_{CV} a été calculé (Guénard *et al.* 2013). Le R^2_{CV} peut varier entre $-\infty$ et 1, où $R^2_{CV} = 1$ signifie que toutes les prévisions cadrent parfaitement avec les observations, $R^2_{CV} > 0$ indiquent des prédictions précises et $R^2_{CV} < 0$ indique que les prédictions ne sont pas mieux que ce qui résulterait du hasard.

Pour répondre à l'objectif 3, les modifications des conditions environnementales engendrées par la mise en place de l'enrochement ont été analysées. Ainsi, la même analyse qu'à l'objectif 1 a été effectuée, soit deux tests statistiques combinant en premier un test T de Student adapté et un test de Fisher. Une série de tests T a été réalisée sur les conditions environnementales pour chacune des cours d'eau et visites (Sokal et Rohlf 1969), totalisant 87 tests indépendants (7 variables prises sur les 9 cours d'eau, plus 3 variables prises à nouveau sur les 8 cours d'eau lors de la deuxième visite). Les tests de Fisher (totalisant 10 tests) ont ensuite été réalisés sur chaque condition environnementale, pour chaque visite.

Pour répondre à l'objectif 4, une analyse statistique ainsi qu'une description quantitative ont été effectuées. Pour chaque espèce, une régression logistique pour expliquer la présence d'une espèce en fonction du pourcentage de roches a été effectuée. Cette analyse a été réalisée sur les espèces possédant un pourcentage d'occurrence supérieur à 5%. L'analyse des espèces observées à un pourcentage d'occurrence inférieur à 5% pourrait amener une fausse interprétation de l'utilisation de l'espace de ces espèces. Trois dénombrements du nombre de segments de cours d'eau ont été effectués : où une espèce donnée a été observée uniquement dans le SE, où une espèce donnée a été observée uniquement dans au moins un des sites SNE, et finalement où une espèce donnée a été observée dans les deux types de sites. Ces dénombrements ont été transformés en pourcentage afin de connaître dans quelles proportions chaque espèce était observée uniquement dans le SE, uniquement dans au moins un des SNE ou dans les deux types de sites.

8.4 Résultats

8.4.1 Objectif 1 : Définir les effets des enrochements sur trois métriques de poissons (richesse, densité et biomasse)

Le tableau 7 montre une synthèse des résultats obtenus, par cours d'eau, pour les trois métriques de poissons. Les tests démontrent que la richesse, la densité et la biomasse au SE sont soit augmentés (probabilité > 0.975) ou non significativement différents ($0.025 < \text{probabilité} < 0.975$) lorsqu'ils sont comparés aux SNE. Une augmentation significative de la richesse a été observée au SE dans 3 des 9 cours d'eau lors de la première visite (tableau 8, figure 32), alors que dans tous les autres cours d'eau, aucune différence significative n'a été observée entre les SE et les SNE. Lors de la deuxième visite, aucune différence significative en richesse n'a été observée entre les SE et les SNE. Les résultats des tests de Fisher pour la richesse ne démontrent également aucune différence significative entre les SE et les SNE, et ce, pour les deux visites (tableau 8). Respectivement pour la première et la deuxième visite, 5 (sur 9) et 2 (sur 8) des SE ont montré une augmentation significative de la densité, alors que 1 (sur 9) et 2 (sur 8) des SE ont montré une augmentation significative de la biomasse. Dans tous les autres cas,

aucune différence significative entre les SE et SNE n'a été observée pour ces métriques. Le test de Fisher réalisé pour la première visite démontre que l'ensemble des enrochements augmente significativement la densité (probabilité = 0.999) et la biomasse (probabilité = 0.984) alors que pour la deuxième visite, aucune différence entre les SE et SNE n'a été observée. Il est à noter que les probabilités des tests de T sont variables; dans certains cas, les métriques de poisson sont plus élevées dans les SE que dans les SNE, alors que dans d'autres cas on observe que ces métriques s'approchent d'une diminution significative. Aucune différence globale significative n'a été détectée dans certains cas par le test de Fisher en raison de la variabilité des effets des enrochements d'un cours d'eau à l'autre.

Tableau 7 : Synthèse des résultats obtenus, par cours d'eau, pour les variables biologiques et physiques

Cours d'eau	Pont	Richesse (nb. espèces)	Densité moyenne (d m ⁻²)	Biomasse moyenne (g m ⁻²)	Profondeur d'eau moyenne (cm)	Vitesse moyenne du courant (m s ⁻¹)	Largeur moyenne du cours d'eau (m)
Pot au Beurre	10917	16	0.12	1.05	44	0.12	5.9
Saint-Louis	11943	13	0.10	0.26	40	0.07	5.4
Fagnant	12458	9	0.47	5.22	36	0.08	4.9
Hurons	16602	17	0.27	4.17	35	0.10	9.0
Grande Décharge	17399	11	0.81	3.63	25	0.03	3.5
Beloeil	17537	19	0.16	4.38	35	0.09	7.0
Ruisseau	17536	12	0.47	3.40	32	0.04	3.5
Richer	17737	20	0.53	3.50	32	0.16	3.4
Aulnages	17791	10	0.29	1.82	34	0.11	2.6

Tableau 8 : Probabilités des tests T de Student et des tests de Fisher pour chaque métrique de poissons (richesse, densité et biomasse) à chaque visite pour l'ensemble des cours d'eau

	Variables	Visite	Test de Student				Test de Fisher
			S+	NS	S-	Probabilités moyennes (min-max)	Significativité (probabilité)
Métriques de poissons	Richesse (nb. espèces)	1	3	6	0	0.746 (0.036 – 0.998)	NS (0.940)
		2	0	8	0	0.719 (0.130 – 0.953)	NS (0.964)
	Densité (d m ⁻²)	1	5	4	0	0.839 (0.170 – 1.000)	S+ (0.999)
		2	2	6	0	0.730 (0.083 – 0.999)	NS (0.910)
	Biomasse (g m ⁻²)	1	1	8	0	0.719 (0.221 – 0.975)	S+ (0.984)
		2	2	6	0	0.545 (0.088 – 0.995)	NS (0.587)

S+ : nombre de tests significativement positifs ; S- : nombre de tests significativement négatifs ; NS : nombre de tests non significatifs

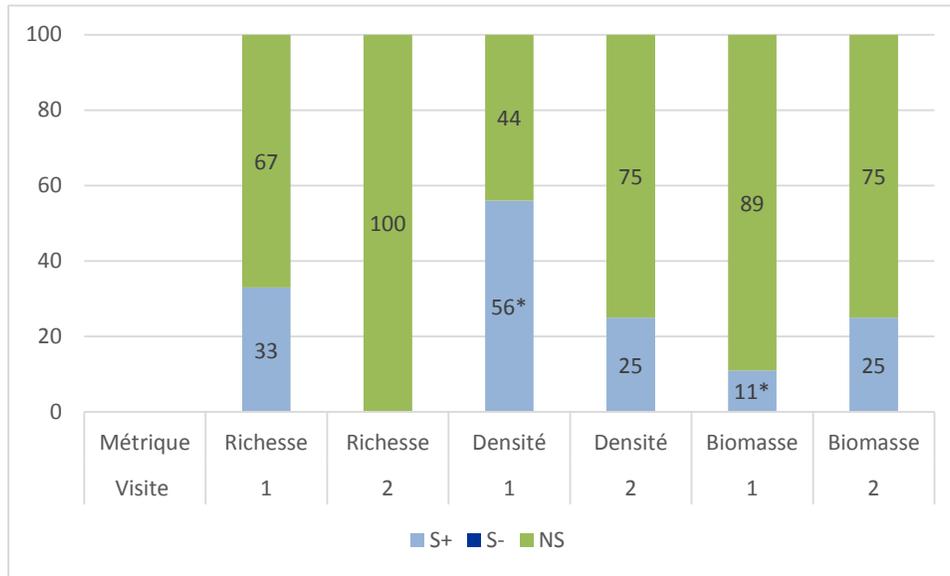


Figure 32 Résultats des différents tests T de Student (en %) effectués pour chacune des métriques de poissons et pour chacune des visites
S+ représente les tests significativement positifs, S- les tests significativement négatifs et NS les résultats non significatifs. * Indique la significativité du test de Fisher.

8.4.2 Objectif 2 : Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons

Les LMM permettent d'identifier les conditions environnementales qui expliquent chaque métrique de poissons à l'échelle du site. Le pourcentage de canopée, la largeur du cours d'eau et le pourcentage de roches sont les trois conditions environnementales qui expliquent la richesse dans les cours d'eau à l'étude (tableau 9). Le modèle identifie une interaction significative entre la largeur et le pourcentage de roches (probabilité = 0.005) qui se retrouve également dans les deux autres modèles (densité et biomasse). Cette interaction indique qu'il est nécessaire de toujours considérer les deux conditions environnementales comme liées entre elles, puisqu'elles interagissent ensemble, ce qui les rend non interprétables indépendamment. Ainsi, la probabilité de l'interaction doit être regardée, et non les probabilités individuelles pour chacune des conditions environnementales. Les estimés obtenus permettent de déduire l'effet des conditions environnementales sur chaque métrique de poisson. Cette interaction démontre que plus la largeur du cours d'eau est grande, plus l'effet positif du pourcentage de roches sur la

richesse est élevé (estimé = 0.734, probabilité = 0.005). À pourcentage de roches équivalent, la richesse est plus grande dans un site ayant une largeur plus élevée. Le modèle nous indique que la richesse est inversement corrélée au pourcentage de canopée (estimé = -0.389, probabilité = 0.024). Les trois conditions environnementales (effets fixes) expliquent 22% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite - cours d'eau) explique 39% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

La vitesse du courant, la profondeur d'eau, la largeur du cours d'eau et le pourcentage de roches sont les quatre conditions environnementales qui expliquent la densité dans les cours d'eau à l'étude. L'augmentation de la vitesse du courant est inversement corrélée à la densité de poissons (estimé = -0.041, probabilité = 0.018) (tableau 9). Le modèle montre également un effet négatif de la profondeur d'eau sur la densité (estimé = -0.029 probabilité = 0.01). De plus, ce modèle comprend la même interaction entre la largeur du cours d'eau et le pourcentage de roches (estimé = 0.046, probabilité = 0.020) que le LMM développé pour la richesse. Ces quatre conditions environnementales (effets fixes) expliquent 36% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite - cours d'eau) explique 59% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

La profondeur d'eau, la largeur du cours d'eau, et le pourcentage de roches sont les trois conditions environnementales qui expliquent la biomasse dans les cours d'eau à l'étude. L'augmentation de la profondeur d'eau est corrélée positivement (estimée = 0.076, probabilité = 0.019) à la biomasse (tableau 9). De plus, ce modèle comprend la même interaction entre la largeur du cours d'eau et le pourcentage de roches (estimée = 0.126, probabilité = 0.010). Ces trois conditions environnementales expliquent 18% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite - cours d'eau) explique 45% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

Tableau 9 : Effets fixes sélectionnés pour chacun des modèles LMM pour chacune des métriques de poissons (richesse, densité et biomasse)

Métriques de poissons	Effets Fixes	Estimé	Erreur Type	T statistique	Probabilité	R^2 marginal (%)	R^2 conditionnel (%)	R^2_{cv} (%)
Richesse (nb. espèces)	Ordonnée à l'origine	5.527	0.327	16.911	<0.001	22	39	33
	Roches	0.842	0.202	4.172	0.086			
	Largeur	-0.395	0.235	-1.680	<0.001			
	Canopée	-0.389	0.170	-2.281	0.024			
	Roches : Largeur	0.734	0.259	2.839	0.005			
Densité ($d\ m^{-2}$)	Ordonnée à l'origine	0.707	0.037	19.133	<0.001	36	59	57
	Roches	0.077	0.015	5.069	<0.001			
	Largeur	-0.069	0.019	-3.660	<0.001			

	Profondeur d'eau	-0.041	0.012	-3.321	0.001			
	Vitesse du	-0.029	0.012	-2.400	0.018			
	Roches : Largeur	0.046	0.020	2.358	0.020			
Biomasse (g m⁻²)	Ordonnée à l'origine	1.126	0.088	12.751	<0.001	18	45	38
	Roches	0.132	0.037	3.506	0.001			
	Largeur	-0.116	0.047	-2.472	0.014			
	Profondeur d'eau	0.076	0.032	2.426	0.019			
	Roches : Largeur	0.126	0.048	2.575	0.010			

La validation de ces modèles a confirmé que les LMM décrivent bien les relations observées dans nos cours d'eau et peuvent être utilisés à des fins prédictives (tableau 9, figure 33). Les R^2_{CV} des relations entre les valeurs observées et prédites sont de 33%, 57% et 38% pour la richesse, la densité et la biomasse respectivement. Puisque ces valeurs sont proches des R^2 conditionnels, cela indique que les valeurs ne sont pas surestimées, ce qui aurait pu induire de fausses relations (Legendre et Legendre 2012).

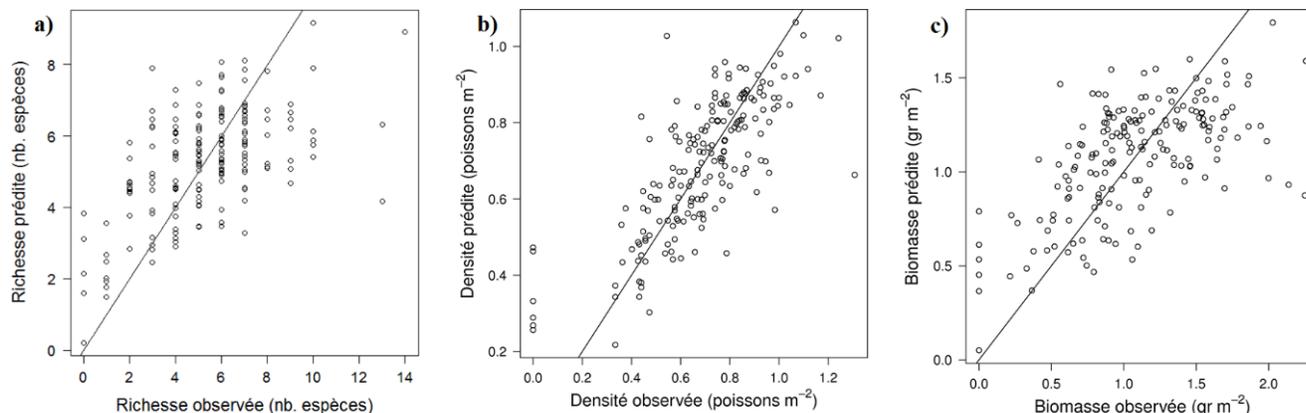


Figure 33 Modèles prédictifs pour les trois métriques de poissons, soit les valeurs prédites en fonction des valeurs observées pour a) la richesse, b) la densité et c) la biomasse

Une ligne représentant une relation 1 : 1 est superposée au graphique.

8.4.3 Objectif 3 : Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales

Les analyses de Fisher démontrent que les enrochements réduisent significativement la largeur des cours d'eau, et ce, lors des deux visites (probabilités = 1.16e-4, 6.23e-5) (tableau 10, figure 34). De plus, les analyses ont démontré que les enrochements ont augmenté significativement la vitesse

lors de la première et de la deuxième visite (probabilités = 0.991, 0.991). Aucune différence significative de profondeur d'eau n'a été observée entre les SE et les SNE. Une réduction significative du pourcentage de canopée a été observée au SE (probabilité = 0.008). Cette réduction peut provenir directement de la construction des enrochements puisque la technique employée par le MTMDET implique l'ajout de roches sur les berges, ce qui retire toute la végétation initiale (Fischenich 2003). De plus, une augmentation significative du pourcentage de roches a été démontrée aux enrochements (probabilité = 1.000).

Tableau 10 : Probabilités des tests T de Student et des tests de Fisher pour chaque condition environnementale à chaque visite pour l'ensemble des cours d'eau

À noter que le % macrophyte, % débris ligneux, % canopée et % roche ont été échantillonnés uniquement lors de la première visite.

	Variables	Visite	Test de Student				Test de Fisher
			S+	NS	S-	Probabilités Moyenne (min-max)	Significativité (probabilité)
Conditions Environnementales	Vitesse du courant	1	4	5	0	0.780 (0.163 – 1.000)	S+ (0.991)
		2	4	4	0	0.808 (0.458 – 1.000)	S+ (0.991)
	Profondeur d'eau	1	1	8	0	0.420 (0.036 – 0.986)	NS (0.101)
		2	0	8	0	0.354 (0.070 – 0.970)	NS (0.122)
	Largeur	1	0	5	4	0.240 (0.004 – 0.815)	S- (1.16e-4)
		2	0	5	3	0.209 (0.000 – 0.855)	S- (6.23e-5)
	Macrophyte	1	2	7	0	0.601 (0.239 – 1.000)	NS (0.860)
	Débris ligneux	1	1	8	0	0.510 (0.205 – 0.999)	NS (0.714)
	Canopée	1	0	9	0	0.188 (0.037 – 0.597)	S- (0.008)
Roches	1	7	2	0	0.937 (0.530 – 1.000)	S+ (1.000)	

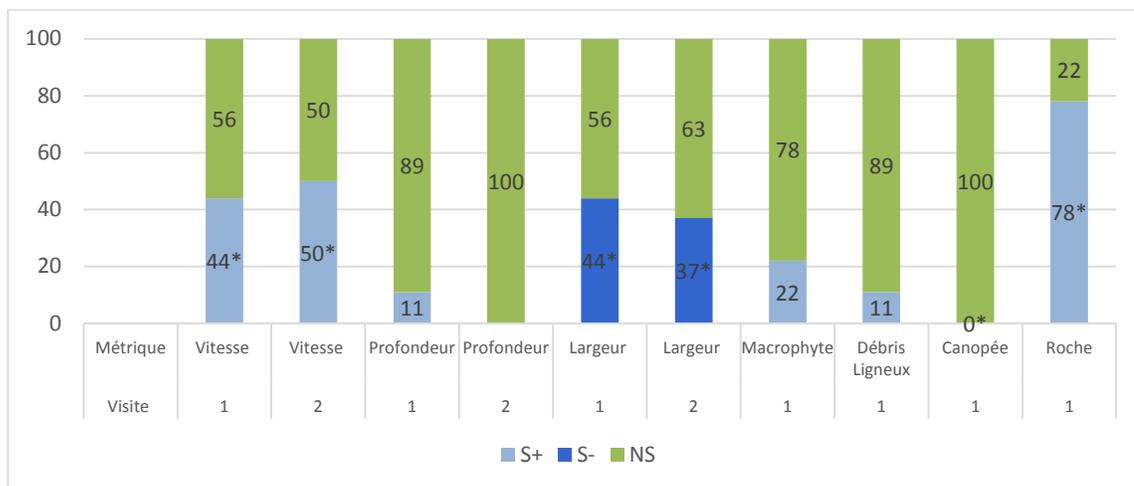


Figure 34 Résultats des différents tests T de Student (en %) effectués pour chacune des conditions environnementales et pour chacune des visites
À noter que le %macrophyte, %débris ligneux, %canopée et %roche a été échantillonné qu'à la première visite
S+ représente les tests positifs, S- les tests négatifs et NS les résultats non significatifs. * Indique que le test de Fisher est significatif.

8.4.4 Objectif 4 : Identifier les espèces qui utilisent les enrochements

Deux membres de la famille des cyprinidés, soit le méné bleu (*Cyprinella spiloptera*, R^2 ajusté = 12%, probabilité = 0.003) et le méné à grosse tête (*Pimephales promelas*, R^2 ajusté = 11%, probabilité = 0.003), puis un membre de la famille des percidés, soit le fouille roche zébré (*Percina caprodes*, R^2 ajusté = 19%, probabilité = 0.002), ont montré une relation significative entre leur présence et le pourcentage de roches. La barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) n'a pas été trouvée dans les enrochements, mais cette espèce a été observée uniquement dans un cours d'eau. Aucune relation négative n'a été trouvée entre le pourcentage de roches et la présence des espèces (occurrence > 5%) dans les cours d'eau des Basses-Terres du Saint-Laurent.

Beaucoup de membres de la famille des cyprinidés, soit le méné bleu, le méné paille, le méné à museau arrondi, le méné à grosse tête, le naseaux noir, le mulot à cornes et trois membres de la famille des percidés, soit le raseaux de terre gris ou noir, le fouille-roche zébré et la perchaude, ont été trouvés dans les SE dans plus de 50 % des cours d'eau où ils ont été échantillonnés (tableau 11). D'autres espèces ont été trouvées dans plus de 67% des SE tels que l'épinoche à cinq épines (gastéroidés, 67%) le fondule barré (fundilidés, 70%), la lotte (lottidés, 75%) et l'ombre de vase (umbridés, 86%). Le chevalier blanc (catostomidés) n'a été observé dans aucun des SE. Par contre, il n'est pas possible de conclure que cette espèce n'utilise pas les SE puisqu'il a été observé dans des cours d'eau où les SE ne possédaient pas de grandes profondeurs. Cette observation pourrait être due à la préférence des grandes profondeurs d'eau vu sa grande taille (moyenne = 37.14 cm, erreur type = 19.91; Pavlov 1989, Lamouroux *et al.* 1999, Wolter et Bischoff 2001).

Tableau 11 : Utilisation des enrochements pour chaque espèce de poissons

Colonne « Nb poissons - Nb cours d'eau » : nombre de poissons capturés et le nombre de cours d'eau dans lesquelles elles ont été trouvées

Colonne « Utilisation » : Pourcentage de poissons utilisant uniquement le site enroché (SE), uniquement les sites non enrochés (SNE) ou utilisant les deux types de sites (SE + SNE)

Famille	Espèces (codes)	Nb poissons - Nb cours d'eau	Utilisation		
			SE	SNE	SE + SNE
Anguillidé	ANRO	1 - 1	100	0	0
Catostomidé	CACO	822 - 9	0	41	59
	MOAN	6 - 4	0	100	0
Centrarchidé	AMRU	57 - 4	0	67	33
	LEGI	79 - 5	0	67	33
	LEMA	2 - 2	0	100	0
	MIDO	4 - 1	0	50	50
Cyprinidé	COPL	2 - 1	0	100	0
	CYCA	7 - 1	0	100	0
	CYSP	66 - 6	0	50	50
	LUCO	247 - 7	0	64	34
	NOCR	69 - 4	0	67	33
	NOHE	1 - 1	0	100	0
	NOHU	2 - 1	0	100	0
	NOST	148 - 6	0	44	56
	PINO	956 - 9	0	19	81
	PIPR	133 - 6	0	30	70
	RHAT	49 - 1	0	0	100
	RHCA	2 - 1	100	0	0
	SEAT	931 - 8	0	25	75
	SECO	3 - 2	50	50	0
TITI	8 - 1	0	100	0	
Esocidé	ESLU	5 - 1	0	0	100
	UMLI	61 - 4	0	14	86
Fundilidé	FUDI	673 - 6	0	30	70
Gastéroidé	CUIN	373 - 8	0	33	67
Gobidé	NEME	5-1	50	50	0
Ictaluridé	AMNE	9-5	14	71	14
	ICPU	14-1	0	100	0
Lottidé	LOLO	6-3	50	25	25

Famille	Espèces (codes)	Nb poissons - Nb cours d'eau	Utilisation		
			SE	SNE	SE + SNE
Osméridé	PEOM	23-3	0	75	25
Percidé	ETNO	414-7	0	25	75
	PECA	37-4	0	43	57
	PEFL	32-3	0	50	50
	SAVI	1-1	0	100	0

8.5 Discussion

Les analyses menées pour cette partie de l'étude ont montré que les enrochements du MTMDET présentent une quantité plus importante de roches de diamètre supérieur à 6 cm que les autres sites du cours d'eau. Ce résultat peut sembler intuitif, mais il indique que les sites non enrochés contiennent, dans le contexte des Basses-Terres, très peu de roches et que l'enrochement apporte donc un nouvel habitat potentiellement utilisable par les communautés de poissons. Dans aucun des cours d'eau, une diminution de la richesse, de la densité ou de la biomasse n'a été observée dans les sites enrochés. Soit des effets positifs ou des effets neutres sur la richesse, la densité ou la biomasse ont été démontrés aux enrochements. Le développement des trois modèles explicatifs a permis de démontrer que l'augmentation du pourcentage de roches pouvait avoir un effet positif sur la richesse, la densité et la biomasse et que celui-ci variait en fonction de la largeur du cours d'eau. Cette conclusion est en accord avec les résultats d'études portant sur des milieux dégradés (White *et al.* 2010, Gidley *et al.* 2012, Gorney *et al.* 2012).

L'étude des résultats obtenus pour l'impact des enrochements sur les variables environnementales, associée avec les effets de ces variables environnementales sur la richesse, la densité et la biomasse, permet de tirer certaines conclusions supplémentaires.

Tout d'abord, il a été constaté que les enrochements diminuaient le recouvrement par la canopée des cours d'eau. Cette diminution du recouvrement par la canopée est associée avec une augmentation de la richesse d'après le modèle linéaire mixte. Ce résultat est contraire aux autres études qui révèlent l'importance des refuges thermiques créés par l'ombrage de la canopée pour les espèces de poissons sensibles aux hautes températures (Price et Birge 2005, Ruesch *et al.* 2012), ainsi qu'à l'effet positif généralement reconnu d'une bande riveraine végétalisée (Florsheim 2008). Il est probable que cet effet de la canopée apparaisse dans le modèle linéaire mixte car la canopée co-varie avec le pourcentage de roche : les sites enrochés n'ont en général peu ou pas de canopée. Trop peu de sites présentant une forte canopée et un fort enrochement étaient présents parmi

les sites échantillonnés pour pouvoir déterminer l'effet de la canopée indépendamment de l'effet de l'enrochement.

Il est possible que l'augmentation des vitesses observée aux enrochements soit reliée à l'augmentation de la pente, déjà constatée à la section 4.3.2, tout particulièrement pour les cours d'eau où un bris de pente important a été observé. La diminution de la largeur (constatée dans cette partie de l'étude ainsi qu'à la section 4.3.2) est un autre élément pouvant possiblement renforcer l'augmentation des vitesses du courant. Cette augmentation est reliée par les modèles mixtes à une diminution de la densité de poissons. Puisque les cours d'eau des Basses-Terres du Saint-Laurent sont caractérisées par de faibles vitesses de courants, une explication plausible pour cet effet est que les poissons ne sont pas habitués aux grandes vitesses de courant et ne possèdent pas de bonnes capacités de nage (Jackson *et al.* 2001).

Le rôle de la profondeur d'eau est un autre élément mis en évidence par les modèles mixtes. La profondeur n'a pas été identifiée comme significativement différente à l'enrochement, ce qui correspond également aux conclusions de la section 4.3.2. Cependant, lors de la deuxième visite, il a été remarqué que plusieurs sites enrochés possédaient des profondeurs d'eau se rapprochant des plus faibles profondeurs des sites non enrochés. Certes, ailleurs sur le cours d'eau, quelques autres sites possèdent la même profondeur d'eau, mais au site enroché, une dissipation de l'eau à travers les roches amenant des milieux plus difficilement exploitable par les communautés de poissons a été observée. Ce constat correspond aux observations effectuées lors des mesures de profondeurs à l'étiage aux sites présentant un fort bris de pente (section 5.4). La corrélation négative entre la profondeur d'eau et la densité mise en évidence par le modèle mixte peut être expliquée par le fait que des petites profondeurs peuvent représenter des refuges pour les petits poissons qui utilisent ces profondeurs pour éviter les grands prédateurs que l'on retrouve souvent dans les plus parties les plus profondes (Pavlov 1989). D'autres études comparant les métriques de poissons entre le rivage et les parties les plus profondes du cours d'eau ont également observé que les densités de poissons étaient plus élevées près de la rive (Lamouroux *et al.* 1999, Wolter et Bischoff 2001). Par ailleurs, la relation positive entre la profondeur et la biomasse peut être expliquée par le fait que les plus grands poissons préfèrent les parties plus profondes du cours d'eau (Pavlov 1989, Lamouroux *et al.* 1999, Wolter et Bischoff 2001). Ainsi, une augmentation de la profondeur d'eau augmente la densité de gros poissons ce qui augmente la biomasse globale, grâce à l'exclusion des plus petits poissons.

Enfin, une réduction de la largeur du cours d'eau a été démontrée aux enrochements. Il a été constaté à l'aide des modèles, par l'interaction entre le pourcentage de roche et la largeur, que l'effet positif du pourcentage de roches varie en fonction de la largeur du cours d'eau et qu'une faible largeur réduisait cet effet positif des enrochements sur les communautés de poissons, au niveau de la richesse, de la densité et de la biomasse. De plus, les modèles

ont révélé que lorsque la largeur du cours d'eau approchait les valeurs de 2.5 à 3 mètres, l'effet positif d'augmenter le pourcentage de roches étaient presque nul, voire même négatif. Les modèles linéaires mixtes développés pour la richesse, la densité et la biomasse étant basés sur un ensemble de cours d'eau de tailles différentes, l'effet de la taille des cours d'eau pourrait cependant avoir influencé les interactions entre le pourcentage de roche et la largeur du site apparaissant dans ces modèles. Une variation locale de la largeur du chenal pourrait en conséquence avoir un effet différent de celui identifié dans les modèles.

9 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans les Appalaches, les études réalisées montrent que les enrochements peuvent augmenter la profondeur d'eau à l'enrochement, possiblement en lien avec la présence d'une pente plus faible ralentissant les écoulements. Il apparaît de plus que les enrochements dans les Appalaches ne posent pas plus de problème pour le passage du poisson que les sections adjacentes de cours d'eau. Les indices décrivant la qualité de l'habitat montrent une dégradation marquée de l'habitat (QHEI), bien que la diversité hydraulique soit peu altérée par l'enrochement (HMID).

Pour les Basses-Terres, les différentes études menées ont montré, tout d'abord, qu'une diminution de la largeur mouillée (à faible niveau d'eau) et une augmentation de la pente des cours d'eau sont observées aux enrochements. L'augmentation de la pente peut se traduire par l'apparition de seuils, ou d'une manière plus générale par une augmentation du courant. Cette augmentation de la pente semble être par ailleurs héritée de modifications antérieures des profils des cours d'eau par des anciennes structures, aujourd'hui remplacées par les enrochements étudiés, plutôt que d'être créée par les enrochements eux-mêmes. Il en résulte un bris de pente, c'est-à-dire une pente plus élevée à l'enrochement qu'à l'amont de l'enrochement. Si dans les Basses-Terres les niveaux d'eau sont en général peu modifiés et les enrochements n'apparaissent globalement pas comme un obstacle plus important au passage du poisson à l'étiage que les sections adjacentes, des inquiétudes pour le libre passage des poissons et la conservation d'un niveau d'eau acceptable en période d'étiage apparaissent dans le cas de dénivelé important à l'enrochement. En ce qui a trait à la qualité de l'habitat, il apparaît que la diversité hydraulique a augmenté dans les enrochements des Basses-Terres (HMID), ce qui est également à mettre en lien avec l'augmentation des pentes et des vitesses de courant, ainsi que la présence d'un substrat plus grossier. La vision plus holistique de la qualité de l'habitat fournie par le QHEI montre que ce gain en qualité d'habitat amené par une plus grande diversité hydraulique est annulé par d'autres éléments, en particulier la perte d'abris (berges sapées et végétation surplombante, notamment). Les pêches réalisées ont cependant permis de montrer que les enrochements dans les Basses-Terres sont en général un milieu de vie plus favorable aux poissons que les milieux adjacents. Il est à noter d'ailleurs que les indices QHEI, HMID et les variables biologiques (richesse, densité et biomasse) relevés ne montrent pas de corrélations significatives. Les sites de pêche non enrochés et les sites non enrochés échantillonnés pour le HMID et le QHEI n'étant en général pas situés aux mêmes endroits sur le cours d'eau, ni échantillonnés aux mêmes moments, il est possible que des variabilités spatiale et temporelle non considérées soient à l'origine de ce manque de correspondance entre les mesures de la qualité de l'habitat et des communautés de poissons. Les HMID dans les Basses-Terres sont cependant significativement supérieurs aux sites enrochés qu'aux sites non enrochés, ce qui correspond bien à l'effet positif des

sites enrochés sur les communautés de poissons. Il est possible également que le QHEI sous-estime l'effet bénéfique du substrat aux enrochements. Par ailleurs, la qualité des sites de références est un critère essentiel pour évaluer les effets de l'enrochement, comme le montre l'effet du degré de linéarisation dans les régressions linéaires effectuées avec le QHEI et le HMID. Il est d'ailleurs important de noter que les rivières échantillonnées pour l'étude des communautés de poissons (chapitre 0) sont des rivières particulièrement anthropisées. Le degré de linéarisation des sites non enrochés de ces rivières est supérieur aux autres sites non enrochés étudiés à la chapitre 0 ($p < 0.05$) et leur score QHEI est inférieur ($p < 0.05$).

Contrairement aux hypothèses de départ, il a été par ailleurs montré que le colmatage ne dépend pas de l'âge de l'enrochement. Ce colmatage est en réalité tributaire des conditions hydrauliques permettant plus ou moins le dépôt des sédiments dans l'enrochement. L'augmentation de la pente à l'enrochement (bris de pente) est un facteur limitant le colmatage. Par ailleurs, le pourcentage de roches a été mis en évidence comme une des principales variables ayant une influence sur les communautés de poissons. Le colmatage et le pourcentage de roches sont en réalité deux façons de mesurer le même phénomène et ces deux variables sont corrélées ($r = 0.64$, $p < 0.05$). Les bris de pente, en ne permettant pas le colmatage des enrochements, sembleraient donc jouer un rôle favorable pour les communautés de poissons (et ce malgré l'augmentation de la vitesse, néfaste pour la densité des poissons d'après les analyses effectuées).

Il peut être remarqué que les études réalisées durant ce projet portent soit sur des enrochements relativement courts (enrochements au niveau des ponts et ponceaux de quelques dizaines de mètres), pour lesquels il n'y a que très peu d'effet sur les niveaux d'eau, soit sur de très longs enrochements (enrochement au niveau du tributaire de la rivière Salvail de 600 m), où les problèmes de niveau d'eau sont majeurs. Des informations manquent quant aux impacts des enrochements sur les niveaux d'eau sur des enrochements de longueurs intermédiaires. De plus, les modélisations hydrogéologiques effectuées dans le cadre de cette étude sont simplistes et contiennent de nombreuses approximations. Il conviendrait donc d'étudier plus en profondeur les écoulements hyporhéiques pour documenter les effets de ces écoulements sur les niveaux d'eau. Des études modélisant de manière plus poussée les écoulements hyporhéiques dans les enrochements sont nécessaires pour mieux connaître les impacts sur les niveaux d'eau à l'étiage pour des enrochements de plus d'une cinquantaine de mètres de longueur. Il est d'ailleurs impératif de mener ce type d'étude pour tout projet d'enrochement des cours d'eau où le dénivelé à l'enrochement est important (à partir d'un mètre de dénivelé), ce qui peut être le cas en particulier pour les enrochements relativement longs.

Il est nécessaire finalement de bien conserver à l'esprit que les résultats et conclusions formulées pour ce projet ne sont valables que dans les limites des caractéristiques des sites étudiés (taille et type d'enrochement, tailles de cours d'eau, etc.) et dans le contexte géographique propre à ce projet. Les détails des caractéristiques des sites étudiés sont disponibles à l'annexe A.

10 RECOMMANDATIONS POUR LA RÉALISATION DES ENROCHEMENTS

Les résultats des analyses montrent que le colmatage d'un enrochement dépend du bris de pente, qui peut créer des conditions favorables au dépôt de sédiments. Il appert donc que le colmatage artificiel des enrochements, par l'injection mécanique de sédiments fins entre les roches pendant les travaux, ne permet pas en général un meilleur colmatage que celui réalisé naturellement. En effet, l'état de colmatage d'un site est le résultat d'un équilibre dynamique entre les forces permettant le dépôt des sédiments et les forces permettant leur remise en circulation. L'ajout artificiel de sédiments ne changerait pas cet équilibre, atteint somme toute rapidement. De plus, dans les Appalaches, l'ajout de sédiments fins serait très certainement nuisible aux écosystèmes aquatiques (Robertson *et al.* 2006 peut être consulté sur le sujet). Nous ne recommandons donc pas l'ajout de sédiments fins pour réduire la conductivité hydraulique des enrochements, sauf en cas de dénivelés importants (voir ci-dessous). En effet, les analyses effectuées sur les communautés de poissons aux enrochements ont montré que le pourcentage de roches avait un effet positif sur les poissons fréquentant l'enrochement. Le colmatage des enrochements pourrait réduire l'effet bénéfique de l'ajout de roches dans ces milieux par ailleurs très homogènes, et n'apparaît donc pas comme une situation souhaitable dans les Basses-Terres.

En ce qui a trait aux bris de pente importants observés à certains enrochements, il n'est pas recommandé de modifier le profil longitudinal des cours d'eau par dragage ou creusage du lit en amont des enrochements. En effet, diminuer l'élévation du lit en amont pourrait augmenter le ravinement dans les zones riveraines proches. Une érosion régressive du lit (érosion du lit se propageant vers l'amont) pourrait potentiellement également être déclenchée par ce type d'opération.

Les résultats sur les tributaires de la rivière Salvail enrochés sur des longueurs de plus de 500 m indiquent un problème majeur d'assèchement du cours d'eau durant l'été malgré un colmatage naturel. Bien que ces enrochements n'aient pas été conçus de manière standard (puisque notamment réalisés avec un ajout de roches par-dessus l'ancien lit du cours d'eau), il demeure important de s'assurer dans le futur de quantifier la conductivité hydraulique et d'ainsi estimer l'impact de l'infiltration d'eau dans les interstices rocheux sur le libre passage du poisson pour de longs enrochements. Il serait souhaitable de mener des études sur des enrochements de longueurs intermédiaires, i.e. entre 50 m et 500 m, pour pallier au manque de connaissances sur ce sujet. L'application des résultats de conductivité hydraulique, ainsi que les observations de terrain, montrent par ailleurs qu'un assèchement du cours d'eau à l'étiage est également possible sur les enrochements effectuées par le MTMDET pour protéger les ouvrages de franchissement de cours d'eau, si un dénivelé important est présent (proche de 1 mètre). Dans ces cas, les

techniques de conception hydraulique ou de simulation hydraulique pour le passage des poissons pourraient être appliquées (Bates 2003, FHA 2007, USDA 2008 – Annexe B). Le colmatage artificiel des interstices pourrait être envisageable dans ces situations afin de réduire la conductivité hydraulique du lit, mais comme mentionné à l'annexe B de USDA (2008), il existe un risque que ces sédiments soient mobilisés par la rivière. Puisque la présence de roche en surface est bénéfique pour les communautés de poisson et améliore l'habitat lotique, il est recommandé en cas de colmatage artificiel de laisser la couche supérieure de l'enrochement non colmatée.

Enfin, il est important de mentionner que des techniques existent pour ralentir et augmenter la diversité des courants sur un cours d'eau, dans le but de procurer des conditions d'écoulement favorables aux poissons. La mise en place de rocher isolé de gros calibre, la formation d'épis de roche ou autres structures limitant l'homogénéité des berges, ainsi que l'inclusion de souches d'arbre avec racines, font partie de ces techniques (Fischenich 2003). Les critères hydrauliques pour la conception des ouvrages de franchissement des cours d'eau devraient évidemment être adaptés pour tenir compte de la présence de ces obstacles à l'écoulement et s'assurer de leur stabilité. Une recension des écrits et une étude de faisabilité pour tester ces pratiques et en mesurer l'efficacité en Montérégie pourraient être envisagées.

11 RÉFÉRENCES

- ADFG/ADT (Alaska Department of Fish and Game / Alaska Department of Transportation and Public Facilities). *Memorandum of Agreement between Alaska Department of Fish and Game and Alaska Department of Transportation and Public Facilities for the Design, Permitting, and Construction of Culverts for Fish Passage*, 2001, 33 p.
- AVERY, E.L. *Effects of streambank riprapping on physical features and brown trout standing stocks in Millville Creek*. Wisconsin, Department of Natural Resources Research Report 167, 1995.
- BAIN, M.B. et N.J. STEVENSON. *Aquatic habitat assessment: Common method*, Bethesda, MD, American Fisheries Society, 1999, 224 p.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, J.B. STRIBLING. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition, Washington D.C., EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.
- BATES, K., B. BARNARD, B. HEINER, J.P. KLAVAS, P.D. POWERS. *Design of Road Culverts for Fish Passage*, Washington Department of Fish and Wildlife, 2003, 112 p.
- BESCHTA, R.L., W.S. PLATTS. « Morphological features of small streams: significance and function », *Water Resources Bulletin: American Water Resources Association*, vol. 22, 1986, p. 369-379.
- BINNS, N.A. « Long-term responses of trout and macrohabitats to habitat management in a Wyoming headwater stream », *North American Journal of Fisheries Management*, vol 14, no 1, 1994, p. 87-98.
- BISSON, P.A., J.L. NIELSEN, R.A. PALMASON, L.E. GROVE. « A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilisation by salmonids during low stream flow », In *Acquisition and Utilisation of Aquatic Habitat Information, Proceedings of a symposium held 28-30 October 1981, Portland, Oregon*. Western Division, American Fisheries Society, 1982, p 62-73.
- BLANCHET, F.G., P. LEGENDRE, D. BORCARD. « Forward selection of explanatory variables », *Ecology*, vol. 89, 2008, p. 2623-2632.
- BREDER, C.M., D.E. ROSEN. *Modes of reproduction in fishes*, T.F.H. Publications, Neptune City, New Jersey, 1966.

- BOUCHARD, J. et D. BOISCLAIR. « The relative importance of local, lateral, and longitudinal variables on the development of habitat quality models for a river », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 65, 2008, p. 61-73.
- BUFFIN-BÉLANGER, T., S. DEMERS, T. OLSEN. Développement d'une méthode hydrogéomorphologique pour mieux considérer les dynamiques hydrosédimentaires aux droits des traverses de cours d'eau du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie dans le contexte de changements climatiques et environnementaux. Laboratoire de géomorphologie et de dynamique fluviale, Université du Québec à Rimouski. Remis au ministère des Transports du Québec, décembre 2014, 202 pages.
- CARDINALE, B.J., M.A. PALMER, C.M. SWAN, S. BROOKS et L.N. POFF. « The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem ». *Ecology*, vol. 83, 2002, p. 412-422.
- CEHQ (Centre d'Expertise Hydrique du Québec). Fiche signalétique de la station 030415 – Des Hurons. [En ligne]
http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=030415 (28 mars 2016).
- CHAPMAN, D. et E. Knudsen. « Channelization and livestock impacts on salmonid habitat and biomass in western Washington », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 109, 1980, p. 357-363.
- COVABAR (Comité de concertation et de valorisation du bassin de la Rivière Richelieu). *Rapport Annuel 2012-2013*. [En ligne]
[<http://www.covabar.qc.ca/documents/accueil/Rapport%20annuel%202012-2013%20final.pdf>] (1 janvier 2014).
- CRAIG, A.J. et A.V. ZALE. *Effects of bank stabilization structures on fish and their habitat - A literature review*, Bozeman, Montana, US Geological Survey, Washington Department of Ecology and Montana State University, 2001.
- DATRY, T, M.J. DOLE-OLIVIER, P. MARMONIER, C. CLARET, J.F. PERRIN, M. LAFONT et P. BREIL. « La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau », *Ingénierie – EAT*, no 54, 2008, p 3-18.
- EPA (Environmental Protection Agency). *Methods for Assessing Habitat in Flowing Waters: Using the Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI)*, State of Ohio, Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, 2006.
- ETNIER, D.A. et W.C. STARNES. *The fishes of Tennessee*, the University of Tennessee Press, Knoxville, Tennessee, USA, 1993.

- FERGUS, E., P. SORANNO, K. CHERUVELIL, et M. BREMIGAN. « Multiscale landscape and wetland drivers of lake total phosphorus and water color », *Limnology and Oceanography*, vol. 56, 2011, p. 2127-2146.
- FEMA (Federal Emergency Management Agency). *Engineering With Nature : Alternative Techniques to Riprap Bank Stabilization*. Federal Emergency Management Agency, non daté, 36 p.
- FHA (United States Department of Transportation – Federal Highway Administration). Design for Fish Passage at Roadway-Stream Crossings: Synthesis Report. 2007. 280 p.
<http://www.fhwa.dot.gov/engineering/hydraulics/pubs/07033/07033.pdf>
- FISCHENICH, J.C. *Effects of riprap on riverine and riparian ecosystems*, ERDC/EL TR-03-4, Vicksburg, MS, US Army Engineer Research and Development Center, 2003.
- FISHER, R. *Statistical methods for research workers*, Édimboug, Oliver and Boyd, 1934, 336 p.
- FITTS, C.R. *Groundwater science*. Elsevier Academic Press, 2002, 672 p.
- FLORSHEIM, J. L., J. F. MOUNT et A. CHIN. « Bank erosion as a desirable attribute of rivers », *Bioscience*, vol. 58, no 6, 2008, p. 519-29.
- GARLAND, R., K. TIFFAN, D. RONDORF et L. CLARK. « Comparison of subyearling fall Chinook salmon's use of riprap revetments and unaltered habitats in Lake Wallula of the Columbia River », *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 22, 2002, p. 1283-1289.
- GAYRAUD, S., E. HÉROUIN et M. PHILIPPE. « Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés », *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, vol. 365/366, 2002, p. 339-355
- GIDLEY, C., D. SCARNECCHIA et J. HANSEN. « Fish community structure associated with stabilized and unstabilized shoreline habitats, Coeur d'Alene River, Idaho, USA », *River Research and Applications*, vol. 28, 2012, p. 554-566.
- GOERTZEN, M.M., M.K. DRIESSNACK, D.M. JANZ et L.P. WEBER. « Swimming performance and energy homeostasis in juvenile laboratory raised fathead minnow (*Pimephales promelas*) exposed to uranium mill effluent » *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, col. 154, 2011, p. 420–426

- GOERTZEN, M.M., D.W. HAUCK, L.P. WEBER et D.M. JANZ « Swim performance and energy homeostasis in spottail shiner (*Notropishudsonius*) collected downstream of aurantium mill », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 75, 2012, p 142-150.
- GORNEY, R.M., M.G. WILLIAMS, D.R. FERRIS et L.R. WILLIAMS. *The influence of channelization on fish communities in an agricultural Coldwater stream system*, *American Midland Naturalist* vol. 168, 2012, p. 132-143.
- GOSTNER, W., M. ALP, A.J. SCHLEISS, C.T. ROBINSON. « The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects », *Hydrobiologia*, vol. 712, 2012, p. 43-60.
- GUÉNARD, G., P. LEGENDRE et P. PERES-NETO. « Phylogenetic eigenvector maps: a framework to model and predict species traits », *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 4, 2013, p. 1120-1131.
- HAUER, C., G. UNFER, M. TRITTHART, E. FORMANN, H. HABERSACK. « Variability of mesohabitat characteristics in riffle-pool reaches: testing an integrative evaluation concept (fgc) for MEM-application », *River Research and Applications*, vol. 27, 2011, p. 403-430.
- HENDERSON, J.E. « Environmental design for streambank protection projects », *Water Resources Bulletin*, vol. 22, no 4, 1986, p. 549-558.
- HUNT, R.L. *A compendium of 45 trout stream habitat development evaluations in Wisconsin during 1953-1985*. Madison, Wisconsin, Technical Bulletin 162. Wisconsin Department of Natural Resources, 1988.
- JACKSON, D., P. PERES-NETO, et J. OLDEN. « What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 58, 2001, p. 157-170.
- JOHNSON, P. « Extension of Nakagawa & Schielzeth's R2GLMM to random slopes models. », *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 5, 2014, p. 944-946.
- JONES, P.W., F.D. MARTIN, J.D. Jr. HARDY. *Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight. An atlas of eggs, larval and juvenile stages. Vol. 1. Acipenseridae through Ictaluridae*. U.S. Fish Wildl. Ser. Biol. Serv. Program FWS/OBS-78/12, 1978.
- KAUFMANN, P.R., P. LEVINE, E.G. ROBISON, C. SEELIGER et D.V. PECK. *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*, Washington D.C, EPA/620/R-99/003, U.S. Environmental Protection Agency, 1999.

- KERSHNER, J.L. et W.M. SNIDER. « Importance of a habitat-level classification system to design instream flow studies ». In Boon P.J, P. Calow, G.E. Petts (Eds) *River Conservation and Management*, Wiley, Chichester, 1992, 179-193.
- KIMBALL, L. et G. KONDOLF. *Analysis of Channel Geomorphology and Habitat Forming Processes for Feasibility Assessment of Rip-rap Removal, Muir Woods National Monument, Mill Valley, California*, Berkeley, CA, University of California, 2002, 90 p.
- KNIGHTON, D. *Fluvial forms and processes: a new perspective*. London, Arnold, 1998, 383 p.
- KNUDSEN, E. E. et S. J. DILLEY. « Effects of riprap bank reinforcement on juvenile salmonids in four western Washington streams », *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 7, 1987, p. 351-356.
- KONDOLF, G. M. « Setting goals in river restoration: When and where can the river "Heal itself"? » *Stream restoration in dynamic fluvial systems: Scientific approaches, analyses, and tools*, vol. 194, 2011, p 29-43.
- LAMOUREUX, N., J. OLIVIER, H. PERSAT, M. Pouilly, Y. SOUCHON et B. STATZNER. « Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics », *Freshwater biology*, vol. 42, 1999, p. 275-299.
- LATTERELL, J. J., J. S. BECHTOLD, T. C. O'KEEFE, R. VAN PELT et R. J. NAIMAN. « Dynamic patch mosaics and channel movement in an unconfined river valley of the Olympic Mountains », *Freshwater Biology*. Vol. 51, no 3, 2006, p. 523-544.
- LE CREN, E. « The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*) », *The Journal of Animal Ecology*, 1951, p. 201-219.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE. *Numerical ecology*, Elsevier, 2012.
- LES SERVICES EXP INC. *Stabilisation du talus de la rivière Salvail, sites 2, 3 et 21: Demande concernant les travaux urgents à soustraire de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement*, 2013, 131 p.
- MADDOCK, I. « The importance of physical habitat assessment for evaluating river health », *Freshwater Biology*, vol. 41, 1999, p. 373-391.
- MALAVOI, J.R., J.P. BRAVARD, H. PIÉGAY, E. HÉROUIN et P. RAMEZ. *Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau. Guide technique no. 2*, SDAGE RMC, 1998, 39 p.

- MCPHEE, D.L. et D.M. JANZ. « Dietary selenomethionine exposure alters swimming performance, metabolic capacity and energy homeostasis in juvenile fathead minnow », *Aquatic Toxicology*, vol. 155, 2014, p. 91-100.
- MDDEFP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). *Rapport d'analyse environnementale de la demande de soustraction à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement du projet de stabilisation du talus de la rivière Salvail, sur le territoire de la municipalité de Saint-Jude par la Municipalité de Saint-Jude*, 2013, 29 p.
- MPO (Ministère des Pêches et des Océans du Canada). *Lignes directrices pour la conception de traversées de cours d'eau au Québec*, 2012, 65 p.
- MRN (Ministère des Ressources Naturelles). *L'aménagement des ponts et ponceaux dans le milieu forestier*, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, 1997, 143 p.
- MTMDET (Ministère des Transports, de la mobilité durable et de l'Électrification des transports. *Collection Normes – Ouvrages routiers, Ouvrages d'art, Tome III*, Ministère des Transports, de la mobilité durable et de l'Électrification des transports.
- MTQ (Ministère des Transports du Québec). *Ponts et ponceaux - Lignes Directrices pour la protection environnementale du milieu aquatique*, Ministère des Transports du Québec, 1992, 147 p.
- MTQ (Ministère des Transports du Québec). *Revue de littérature : Enrochement des cours d'eau*. Services des projets, Direction de l'Est-de-la-Montérégie, Ministère des Transports du Québec, 2011, 72 p.
- MTQ (Ministère des Transports du Québec). *Mesures de stabilisation des berges des rivières du Québec. Revue de littérature sur les mesures alternatives à l'enrochement et leurs impacts sur l'habitat du poisson*, Ministère des Transports du Québec, 2014, 74 p.
- NAIMAN, R., J. BECHTOLD, T. BEECHIE, J. LATTERELL et R. VAN PELT. « A process-based view of floodplain forest patterns in coastal river valleys of the Pacific Northwest », *Ecosystems*, vol. 13, no 1, 2010, p.1-31.
- NAKAGAWA, S. et H. SCHIELZETH. « A general and simple method for obtaining R2 from generalized linear mixed-effects models », *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 4, 2013, p. 133-142.
- NEWBURY, R.W. « Designing fish-passable riffles as gradient controls in Canadian streams », *Canadian Water Resources Journal*, vol. 38, 2013, p. 232-250.

- OLSON, S.A. *Estimation of flood discharges at selected annual exceedance probabilities for unregulated, rural streams in Vermont, with a section on Vermont regional skew regression*, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2014–5078, 2014, 37 p.
- PAGE, L.M. et B.M. BURR. *A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*, Houghton Mifflin Company, Boston, 1991.
- PARASIEWICZ, P. « MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning », *Fisheries*, vol. 26, no 9, 2001, p. 6-13.
- PARKER, M.A. *Fish Passage – Culvert Inspection Procedures*. Williams Lake, British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks, 2000, 52 p.
- PAVLOV, D. *Structures assisting the migrations of non-salmonid fish*, USSR Food & Agriculture Organisation, 1989
- PEAKE, S.J. *Swimming performance and behaviour of fish species endemic to Newfoundland and Labrador: A literature review for the purpose of establishing design and water velocity criteria for fishways and culverts*, Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2843, Fisheries and Oceans Canada, 2008, 58 p.
- PETERS, R., B. MISSILDINE et D. LOW. *Seasonal fish densities near river banks stabilized with various stabilization methods. First Year Report Of The Flood Technical Assistance Project*. Lacey, Washington , US Fish and Wildlife Service, North Pacific Coast Ecoregion. Western Washington Office, Aquatic Resources Division, 1998, 39 p.
- PLATTS, W.S., W.F. MEGAHAN et W.G. MINSHALL. *Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions*, Ogden, UT, General Technical Report INT-138, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1983.
- PRICE, D. et W. BIRGE. « Effectiveness of stream restoration following highway reconstruction projects on two freshwater streams in Kentucky », *Ecological Engineering*, vol. 25, 2005, p. 73-84.
- QUIGLEY, J.T. et J. HARPER. *Streambank protection with rip-rap: an evaluation of the effects on fish and fish habitat*, Vancouver, Colombie-britannique, Fisheries and Oceans Canada, Habitat and Enhancement Branch, 2004, 92 p.
- RANKIN, E.T. *The quantitative habitat evaluation index (QHEI): rational, methods, and application*, State of Ohio, Environmental Protection Agency, 1989.

RANTZ, S.E. *Measurement and Computation of Streamflow: Volume 2 - Computation of Discharge*, Geological Survey Water-Supply Paper 2175, Washington, USGS, 1982.

REID, D. et M. CHURCH. Geomorphic and Ecological Consequences of Riprap Placement in River Systems. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 51, no 4, 2015, p. 1043-1059.

ROBERTSON, M.J., D.A. SCRUTON, R.S. GREGORY et K.D. CLARK. *Effet of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat*, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2644, Fisheries and Oceans Canada, 2006.

RUESCH, A., C. TORGERSEN, J. LAWLER, J. OLDEN, E. PETERSON, C. VOLK et D. LAWRENCE. « Projected Climate -Induced Habitat Losses of Salmonids in the John Day River Network, Oregon, USA », *Conservation Biology*, vol. 26, 2012, p. 873-882.

SANDERS, L. *A Manual of Field Hydrogeology*. Prentice Hall, 1998.

SCHÄLCHLI, U. « The clogging of coarse gravel river beds by fine sediments », *Hydrobiologia* vol. 235/236, 1992, p. 189-197.

SCHERRER, B. *Biostatistique, Vol. 1*. Gaëtan Morin, 2007, 816 p.

SCHMETTERLING, D.A., C.G. CLANCY, T.M. BRANDT. Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the western United States. *Fisheries*, vol. 26, 2001, p. 1460-1467.

SENAV, C., C. MACNAUGHTON, G. LANTHIER, S. HARVEY-LAVOIE, M. LAPOINTE, and D. BOISCLAIR. « Identifying key environmental variables shaping within-river fish distribution patterns », *Aquatic Sciences*, vol. 77, 2015, p. 709-721.

SIMONSON, D.S., J. LYONS, P.D. KANEHL. « Quantifying fish habitat in streams: transect spacing, sample size, and a proposed framework », *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 14, 1994, p. 607-615.

SOKAL, R. et F. ROHLF. *Biometry : The principles and practice of statistics in biological research*. San Francisco, CA, W.H. Freeman and company, 1969.

STELLA, J., M. HAYDEN, J. BATTLES, H. PIÉGAY, S. DUFOUR et A. FREMIER. « The role of abandoned channels as refugia for sustaining pioneer riparian forest ecosystems », *Ecosystems*, DOI: 10.1007/s10021-011-9446-6, 2011.

THE R FONDATION. The R Project for Statistical Computing, [En ligne]. [<http://www.R-project.org>] (08 février 2016)

- THOMPSON, D.M. « Long-term effect of instream habitat-improvement structures on channel morphology along the Blackledge and Salmon Rivers, Connecticut, USA », *Environmental Management*, vol. 29, no 1, 2002, p. 250–265.
- USDA (United States Department of Agriculture). *Stream Simulation : An Ecological Approach to Providing Passage for Aquatic Organisms at Road-Stream Crossings*, 2008, 646 p.
- VOCAL FERENCÉVIC, M. et P. ASHMORE. « Creating and evaluating digital elevation model-based stream-power as a stream assessment tool ». *River Research and Applications*, doi: 10.1002/rra.1523, 2011.
- WARD, J. V., K. TOCKNER et F. SCHIEMER. « Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity », *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 15, no 1-3, 1999, p. 125-39.
- WHITE, K., J. GERKEN, C. PAUKERT et A. MAKINSTER. « Fish community structure in natural and engineered habitats in the Kansas River », *River Research and Applications*, vol. 26, 2010, p. 797-805.
- WOLTER, C. et A. BISCHOFF. « Seasonal changes of fish diversity in the main channel of the large lowland River Oder », *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 17, 2001, p. 595-608.
- WOOD, P.J. et P.D. ARMITAGE. « Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment », *Environmental Management*, vol. 21, no 2, 1997, p. 203-217.
- YARNELL, S.M., J.F. MOUNT et E.W. LARSEN. « The influence of relative sediment supply on riverine habitat heterogeneity », *Geomorphology*, vol. 80, no 3-4, 2006, p. 310-324.
- ZUUR, A., E. IENO, N. WALKER, A. SAVELIEV et G. SMITH. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer Science & Business Media, 2009.

Annexe A – Cartes et liste des sites d'étude

Liste des sites (structures MTMDET) utilisés dans les différentes parties de l'étude et situation géographique :

Pont	Profils transversaux et habitat¹	Profil DGPS²	Niveau x à l'étiage³	Colmatage⁴	Communautés de poissons⁵	Colmatage court terme⁶	Coordonnées géographiques	Municipalité	Route	Cours d'eau
10766	X			X			45.382189 / -72.501077	Warden	Route 243	Rivière Yamaska Nord
10777	X		X	X			45.492671 / -72.489638	Saint-Joachim-de-Shefford	Chemin 3 ^{ème} rang Nord	Ruisseau Castagne
10917	X	X	X	X	X		46.022652 / -73.049967	Sorel-Tracy	Route 132	Rivière Pot au Beurre
10997	X			X			45.717792 / -72.748934	Sainte-Hélène-de-Bagot	Deuxième Rang	Rivière Chibouet
11624				X			45.707348 / -72.861112	Saint-Simon	Route 224	Ruisseau du Cordon Saint-Patrick
11659	X			X			45.710909 / -72.636811	Saint-Théodore-d'Acton	Neuvième Rang	Rivière Duncan
11786				X			45.211176 / -72.424409	Bolton-Ouest	Chemin Paramount	Ruisseau de la Montagne
11943	X	X	X	X	X		46.016941 / -72.929217	Yamaska	Route 132	Rivière Saint-Louis

Pont	Profils transversaux et habitat ¹	Profil DGPS ²	Niveau x à l'étiage ³	Colmatage ⁴	Communautés de poissons ⁵	Colmatage court terme ⁶	Coordonnées géographiques	Municipalité	Route	Cours d'eau
11971				X			45.901543 / -73.17366	Saint-Roch-de-Richelieu	Route 223 (Côte St-Jean)	Ruisseau Laprade
12458	X	X	X	X	X		46.011434 / -72.88036	Yamaska	Route 132	Ruisseau Fagnan
14789	X		X	X			45.494865 / -72.493337	Roxton	3ème Rang	Ruisseau Castagne
15891	X						45.653794 / -72.595262	Acton Vale	Route Tetreault	Rivière le Renne
16236				X			45.643925 / -72.472074	Acton Vale	Route 116	Ruisseau Despaties
16268				X			45.755841 / -72.671934	Saint-Nazaire-d'Acton	Rang Brodeur	Rivière David
16270				X ⁷			45.410666 / -72.531691	Saint-Joachim-de-Shefford	8ème Rang Ouest	Rivière Yamaska Nord
16549	X		X				45.022744 / -72.823768	Frelighsburg	Route 237	Rivière aux Brochets
16590				X			45.303763 / -72.791502	Saint-Alphonse-de-Granby	Rout 139	<i>Non nommé</i>
16602	X	X	X	X	X		45.521782 / -73.12717	Saint-Jean-Baptiste	Rue Chabot	Rivière des Hurons
16818	X		X	X			45.20672 / -72.7673	Cowansville	Route 104	Ruisseau Gear
16989				X			46.013942 / -73.019479	Saint-Robert	Route 132	Rivière Bellevue

Pont	Profils transversaux et habitat ¹	Profil DGPS ²	Niveau x à l'étiage ³	Colmatage ⁴	Communautés de poissons ⁵	Colmatage court terme ⁶	Coordonnées géographiques	Municipalité	Route	Cours d'eau
17132	X		X	X			45.209804 / -72.766403	Cowansville	Rue de la Rivière	Ruisseau Gear
17155	X		X	X			45.217767 / -72.514017	Lac-Brome	Rue Maple	Ruisseau Cold
17156				X			45.144066 / -72.80567	Dunham	Chemin Nord-Ouest	Ruisseau Gear
17185				X			45.236667 / -72.989014	Sainte-Sabine	Route 235	Ruisseau Morpions
17201	X			X			45.749335 / -72.744169	Sainte-Hélène-de-Bagot	4 ^{ème} rang et Chemin Richard	Rivière Chibouet
17258				X			45.112995 / -72.673097	Sutton	Chemin Robinson	Ruisseau Alder
17276	X			X			45.726747 / -72.749779	Sainte-Hélène-de-Bagot	Autoroute 20	Rivière Chibouet
17320	X			X			45.495904 / -73.155972	Saint-Jean-Baptiste	Chemin Tétreault (Sud-Est)	Rivière des Hurons
17399	X	X	X	X	X		45.512316 / -73.111954	Saint-Jean-Baptiste	Rue Bedard	La Grande Décharge
17507	X		X	X			45.535225 / -72.515229	Roxton	Chemin Laprade	Non nommé
17533	X	X	X	X			45.869944 / -73.106863	Saint-Ours	Rang Du Ruisseau Sud	Ruisseau Laplante
17534				X			45.583423 / -72.432353	Sainte-Christine	Chemin Béthanie	Rivière Jaune

Pont	Profils transversaux et habitat ¹	Profil DGPS ²	Niveau x à l'étiage ³	Colmatage ⁴	Communautés de poissons ⁵	Colmatage court terme ⁶	Coordonnées géographiques	Municipalité	Route	Cours d'eau
17535				X			45.622305 / -72.916813	Saint-Hyacinthe	Route 224 Rue Des Seigneurs	Non nommé
17536	X	X	X	X	X		45.577961 / -73.095525	Sainte-Marie-Madeleine	Route 227	Le Ruisseau
17537	X	X	X	X	X		45.626873 / -73.214177	Saint-Marc-sur-Richelieu	Chemin Du Ruisseau Nord	Ruisseau Beloeil
17539				X			45.606545 / -72.732394	Saint-Liboire	Rang St-Georges	Ruisseau Michel-Verville
17571	X			X			45.772318 / -72.763777	Sainte-Hélène-de-Bagot	4 ^{ème} rang et Chemin Richard	Ruisseau Bras de Vis
17631	X		X	X ⁷			45.12879 / -72.922916	Stanbridge East	Chemin Riceburg	Rivière aux Brochets Nord
17684		X	X	X		X	45.123675 / -73.004949	Bedford	Route 202	Ruisseau Meigs
17686			X	X			45.150825 / -72.986409	Saint-Ignace-de-Stanbridge	Route Bedford-Farnham	Ruisseau Wallbridge
17733	X		X	X			45.74008 / -72.748882	Sainte-Hélène-de-Bagot	Troisième Rang	Rivière Chibouet
17734		X	X	X		X	45.9503 / -73.093377	Sainte-Victoire-de-Sorel	Route 239	Rivière Pot au Beurre

Pont	Profils transversaux et habitat ¹	Profil DGPS ²	Niveau x à l'étiage ³	Colmatage ⁴	Communautés de poissons ⁵	Colmatage court terme ⁶	Coordonnées géographiques	Municipalité	Route	Cours d'eau
17737	X	X	X	X	X		45.681365 / -73.206559	Saint-Marc-sur-Richelieu	Montée De Verchères	Ruisseau Richer
17791	X	X	X	X	X		45.551921 / -72.789746	Saint-Valérien-de-Milton	Chemin St-Dominique	Ruisseau des Aulnages
18390		X	X	X		X	45.552648 / -72.59286	Roxton	Chemin 8 ^{ème} rang	Ruisseau des Aulnaies

¹ chapitre 0 et section 4.3.1.1

² section 4.3.1.2

³ chapitre 5

⁴ chapitre 6

⁵ chapitre 0

⁶ section 6.2.2.2

⁷ Sites utilisés pour la mesure du colmatage mais pas pour la mesure du bris de pente par données LiDAR

Caractéristiques principales des sites d'études :

Site	Année de construction	Type de structure	Lit stabilisé ¹	Zone	Calibre moyen de l'enrochement (mm)	Longueur de l'enrochement (m)	Largeur plein bord (m)	Pente à l'enrochement	Pente au site non enroché	Aire du bassin versant (km ²)
10766	2000	Sur semelles	Non	Appalaches	400	25.5	16	0.00098	0.00520	58.0
10777	2002	Sur semelles	Non	Appalaches	400	34	11	0.00255	0.00625	46.5
10917	2004	Sur semelles	Non	Basses-Terres	250	65	14	0.01077	0.00024	76.1
10997	2002	Sur semelles	Non	Basses-Terres	250	29	10.5	0.00037	0.00109	58.8
11624	2003	Sur radier	NA	Basses-Terres		48	18.5	0.00617		
11659	2003	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	51	11.5	0.00042	0.00047	78.6
11786	2004	Sur radier	NA	Appalaches		10	5.5	0.01837		
11943	2006	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	52	14	0.00247	0.00014	47.1
11971	2006	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	21	20	0.00324		
12458	2006	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	400	29.5	8	0.00949	0.00022	22.4
14789	2003	Sur semelles	Non	Appalaches	400	33	12	0.00100	0.00625	47.8
15891	2001	Sur semelles	Non	Appalaches		38		0.00034	0.00075	202.8
16236	2000	Sur radier	NA	Appalaches		12	7	0.00308		
16268	2001	Sur radier	NA	Basses-Terres		7	10	0.00169		
16270	2006	Sur radier	NA	Appalaches		7	4.5	0.00193		
16549	2007	Sur semelles	Non	Appalaches				0.01060	0.01352	98.4

Site	Année de construction	Type de structure	Lit stabilisé ¹	Zone	Calibre moyen de l'enrochement (mm)	Longueur de l'enrochement (m)	Largeur plein bord (m)	Pente à l'enrochement	Pente au site non enroché	Aire du bassin versant (km ²)
16590	2007	Sur radier	NA	Appalaches		12.5	6	0.01198		
16602	2008	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	65.5	18	0.00704	0.00008	138.7
16818	2008	Sur semelles	Non	Appalaches	400	53	15.5	0.00508	0.00507	70.2
16989	2009	Sur radier	NA	Basses-Terres	400	44	7	0.00408		
17132	2009	Sur semelles	Non	Appalaches	700	42	10	0.00580	0.00507	70.3
17155	2009	Sur semelles	Non	Appalaches	500	31	17	0.00985	0.00558	43.9
17156	2010	Sur radier	NA	Appalaches	350	33	8			
17185	2009	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	800	41	8.5	0.00467		
17201	2010	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	31.5	16	0.00002	0.00086	72
17258	2010	Sur radier	NA	Appalaches		26	7	0.00296		
17276	2010	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400		14.5	0.00284	0.00027	68.2
17320	2010	Sur semelles	Non	Basses-Terres	750	39	30.5	0.00036	0.00134	160.2
17399	2010	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	400	34	6	0.00125	0.00047	15.4
17507	2010	Sur semelles	Oui	Appalaches	400	26	7	0.00813	0.00585	10.7
17533	2010	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	59.5	4.5	0.01747	0.00024	32.3
17534	2010	Sur semelles	Oui	Appalaches		23	6	0.00288		
17535	2011	Sur radier	NA	Basses-Terres	250	48.5	8	0.00450		

Site	Année de construction	Type de structure	Lit stabilisé ¹	Zone	Calibre moyen de l'enrochement (mm)	Longueur de l'enrochement (m)	Largeur plein bord (m)	Pente à l'enrochement	Pente au site non enroché	Aire du bassin versant (km ²)
17536	2012	Sur semelles	Non	Basses-Terres	500	53	10	0.00640	0.00250	10.2
17537	2011	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	28.5	18	0.00134	0.00004	58.4
17539	2010	Sur radier	NA	Basses-Terres		33.5	5.5	0.01355		
17571	2012	Sur radier	NA	Basses-Terres	250	19	10.5	0.00066	0.00274	24.8
17631	2012	Sur semelles	Non	Appalaches	500	19.5	16	0.00031	0.00564	58.1
17684	2013	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	29.5	8.5	0.00355		
17686	2012	Sur semelles	Non	Basses-Terres	400	20	10	0.00056		
17733	2011	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	400	31	12	0.00113	0.00025	71.0
17734	2013	Sur semelles	Non	Basses-Terres	650	25	11	0.00163		
17737	2012	Sur semelles	Non	Basses-Terres	500	36.5	10.5	0.00285	0.00066	14.2
17791	2012	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	400	43	11.5	0.00030	0.00038	12.5
18390	2014	Sur semelles	Oui	Basses-Terres	400	18	8	0.00136		

¹ D'après les plans de construction.

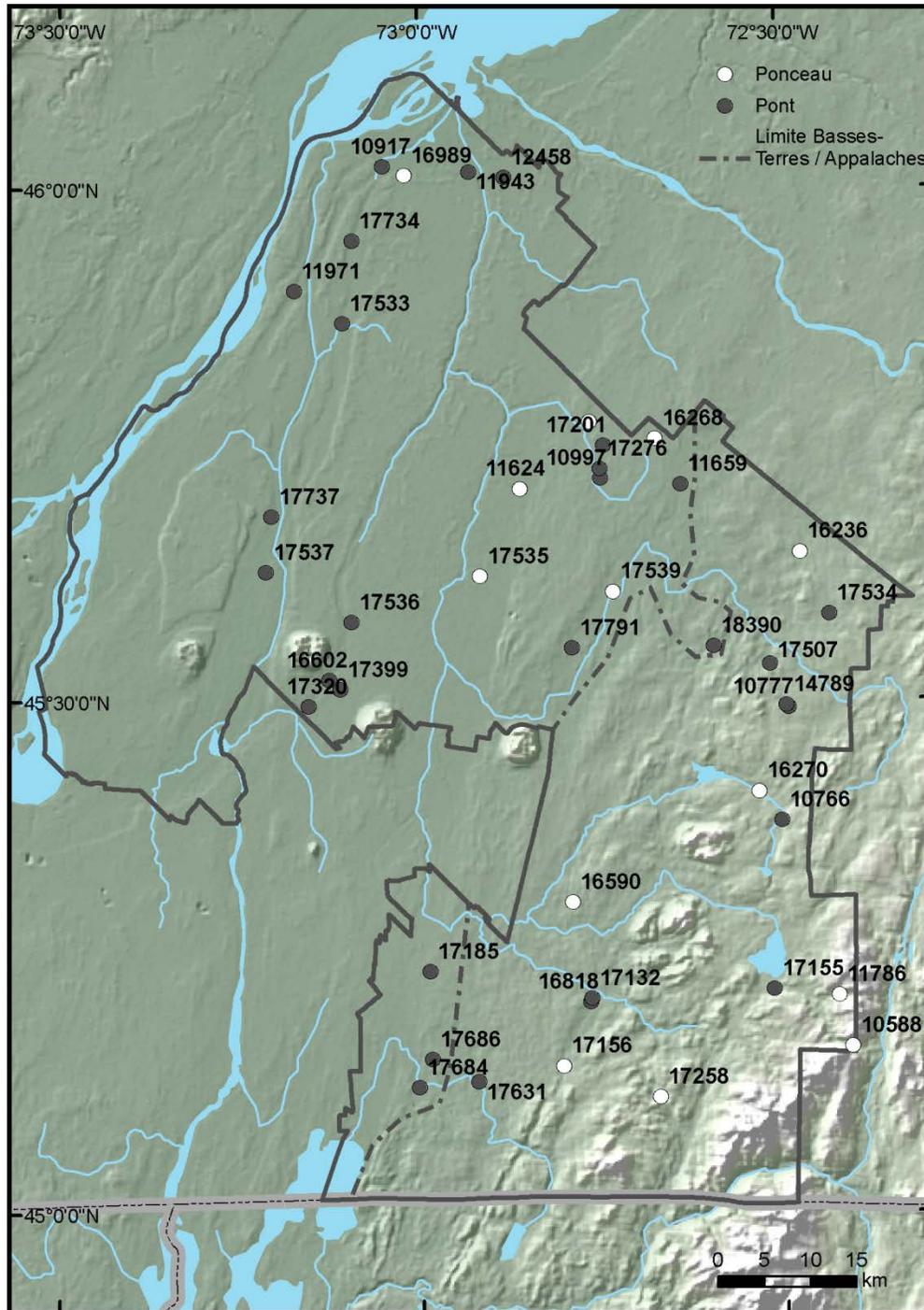


Figure 1 – Annexe A : Carte des sites utilisés pour l'étude du colmatage, chapitre 6

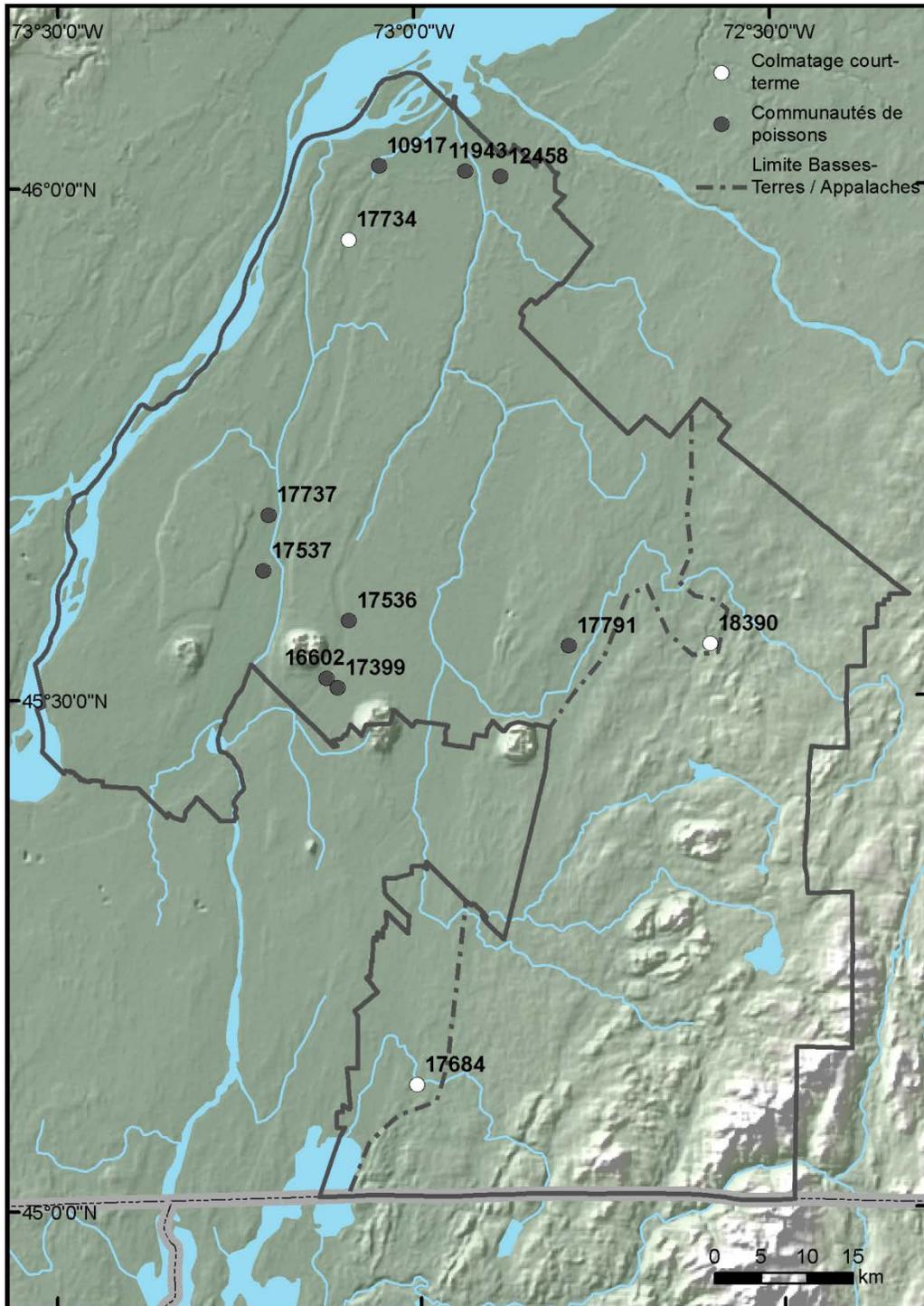


Figure 2 – Annexe A : Carte des sites utilisés pour l'étude des communautés de poissons, chapitre 0, et pour l'étude du colmatage à court terme, section 6.2.2.2

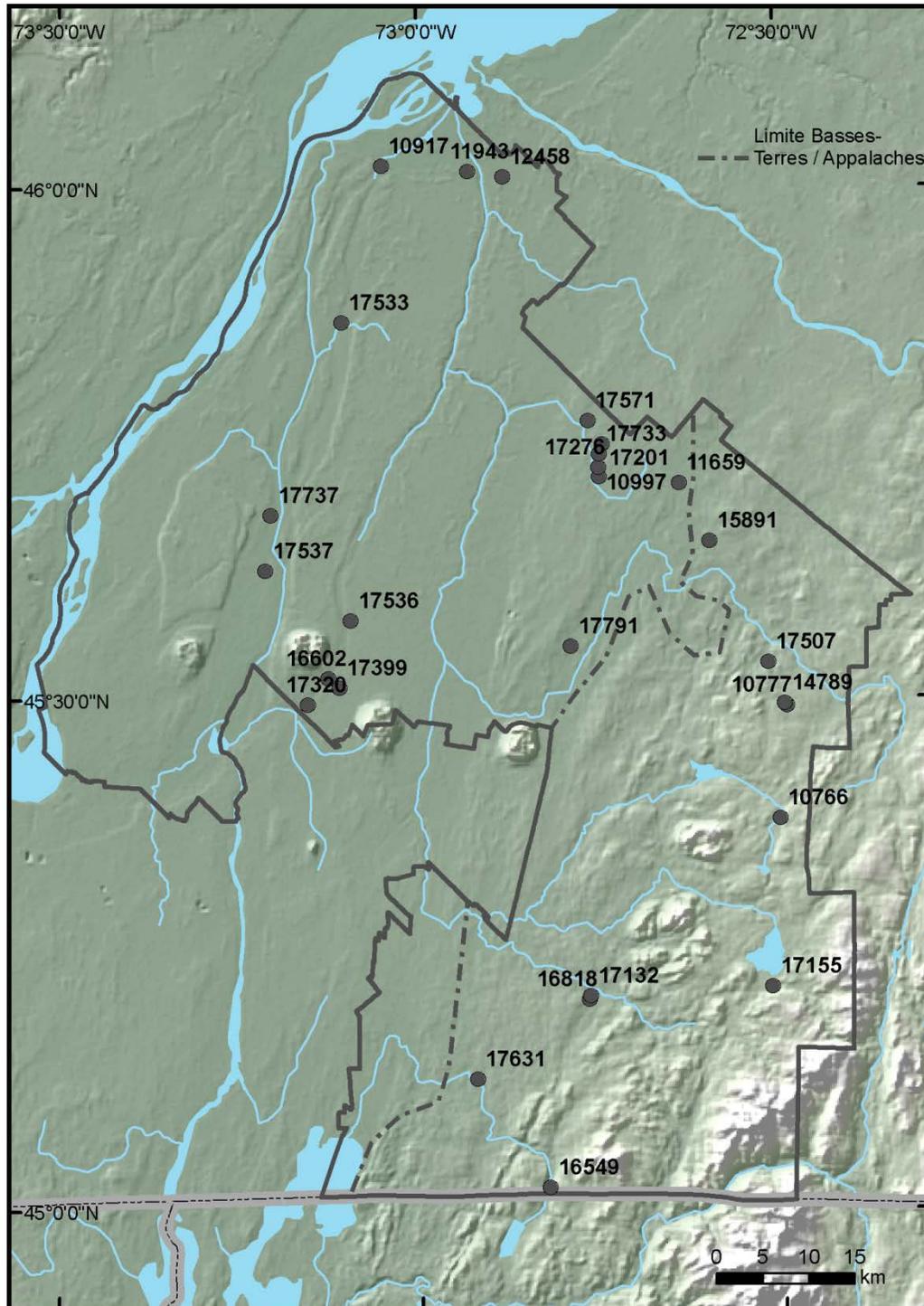


Figure 3 – Annexe A : Carte des sites utilisé pour l'étude des habitats, chapitre 0, et pour les profils transversaux utilisés pour les changements géomorphologiques, section 4.3.1.1

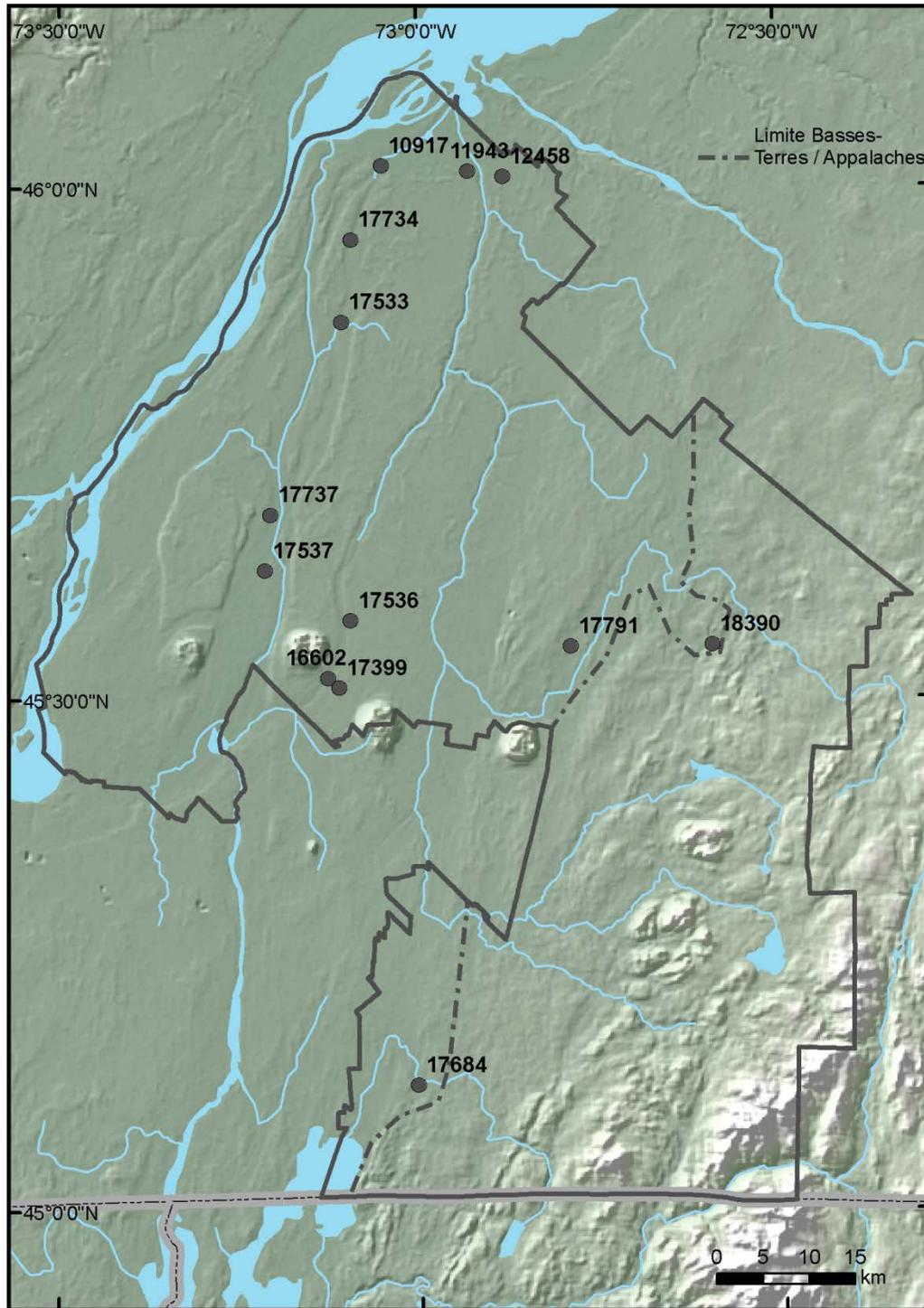


Figure 4 – Annexe A : Carte des sites utilisés pour les profils longitudinaux pris au DGPS, section 4.3.1.2

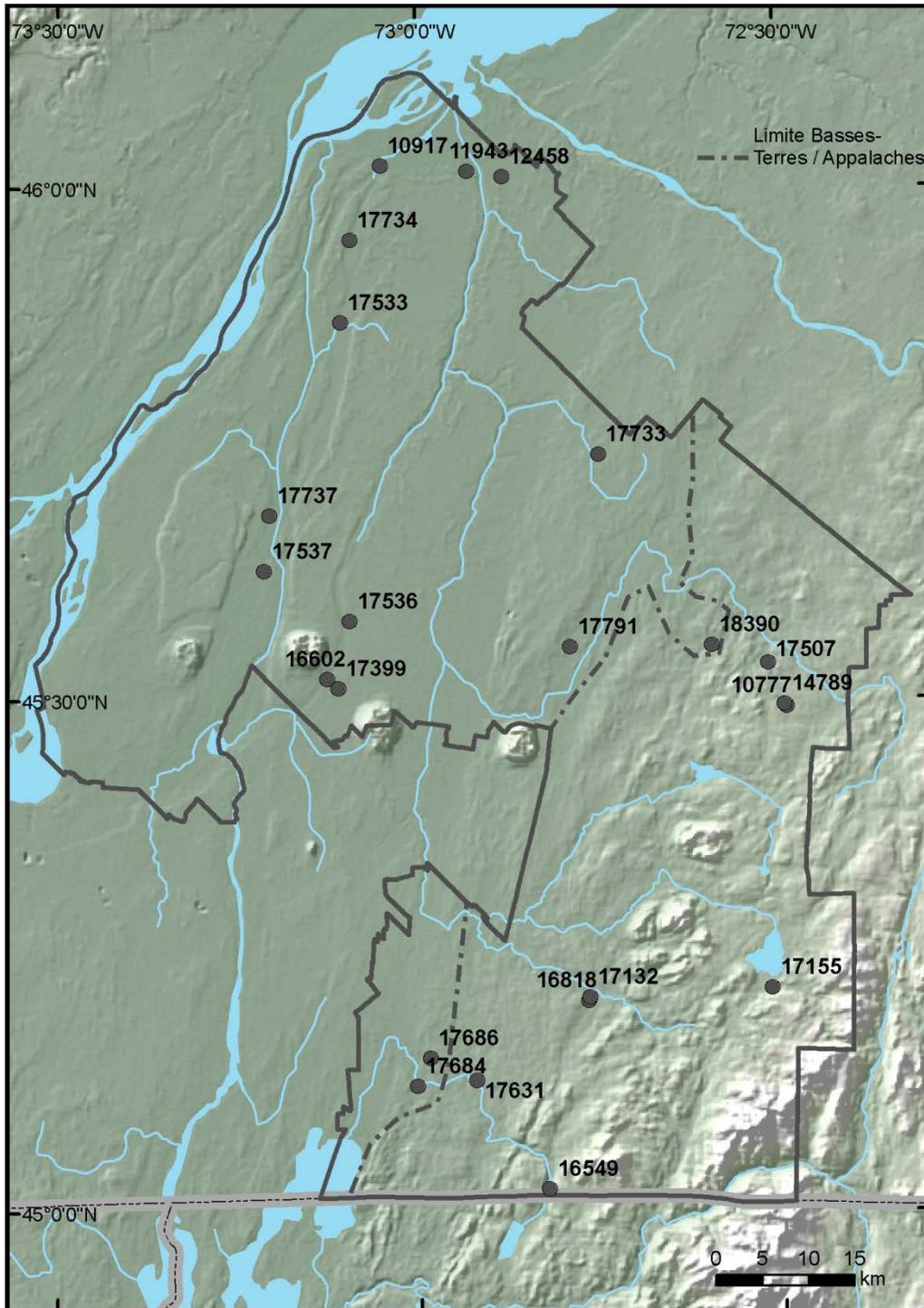
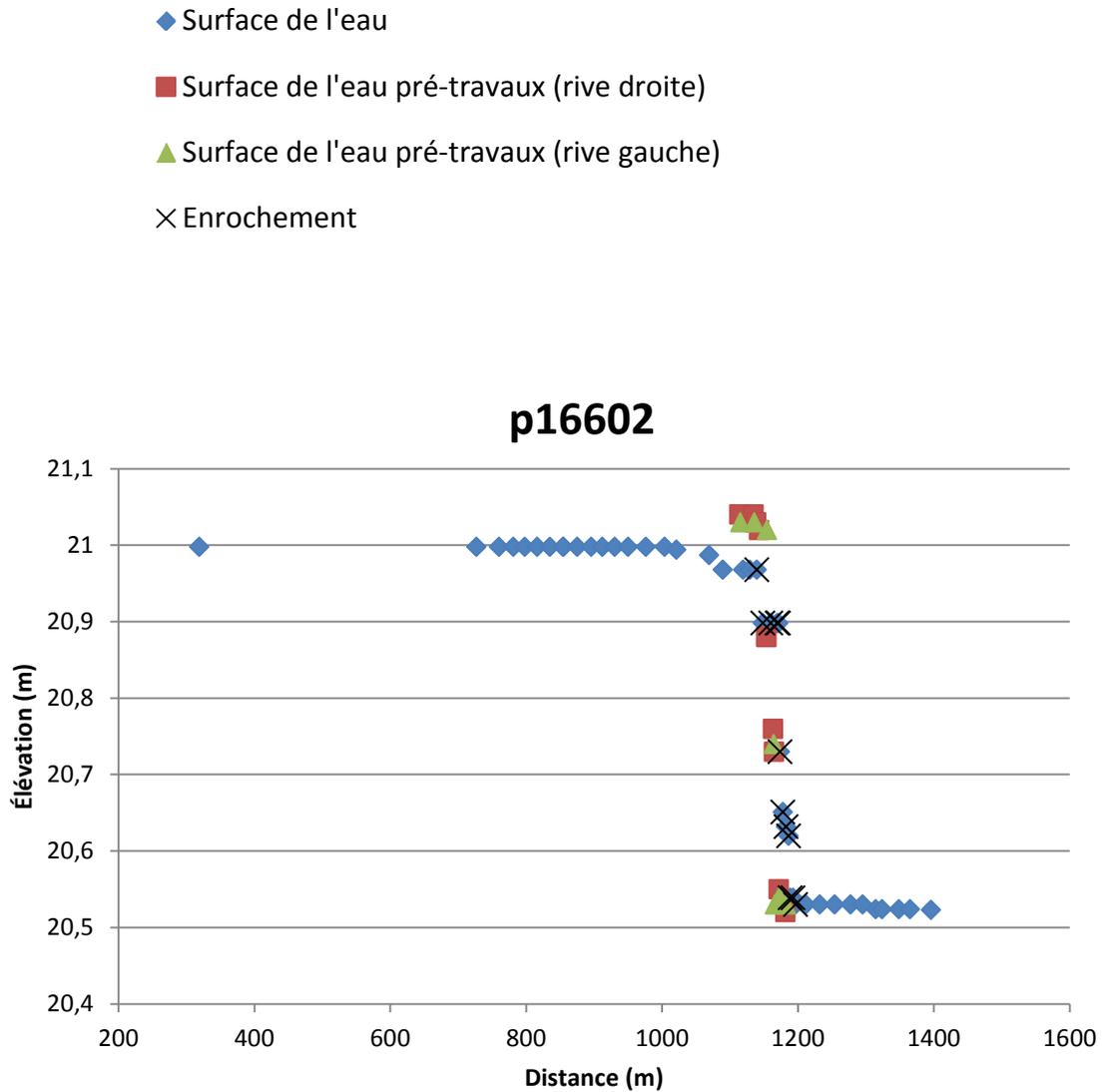


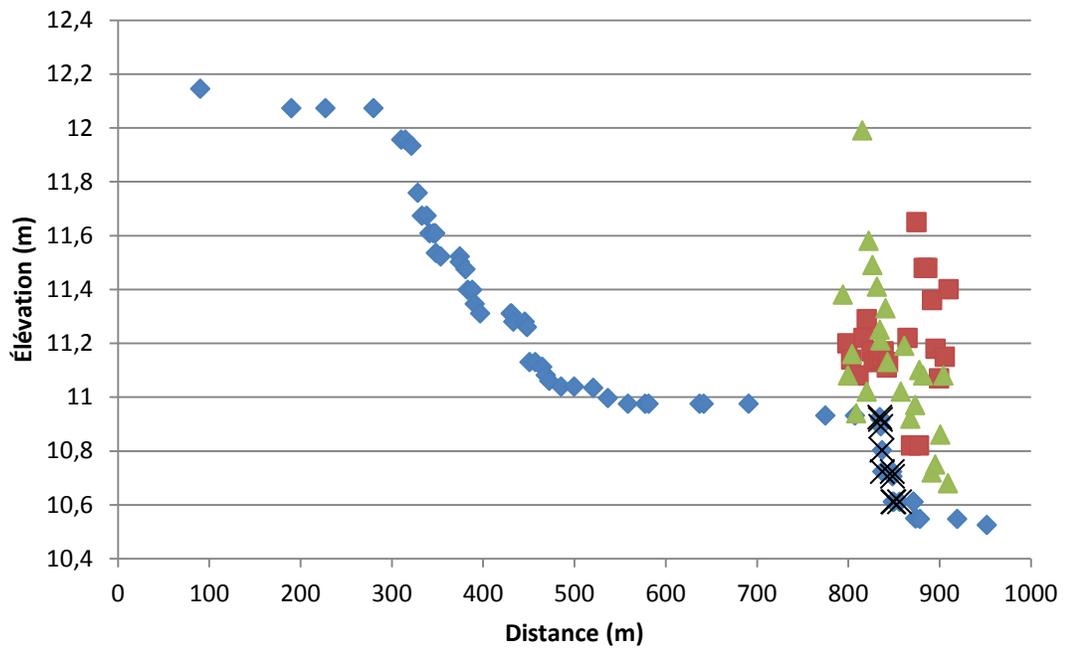
Figure 5 – Annexe A : Carte des sites utilisés pour l'étude des niveaux d'eau à l'étiage, chapitre 5

Annexe B – Profils longitudinaux

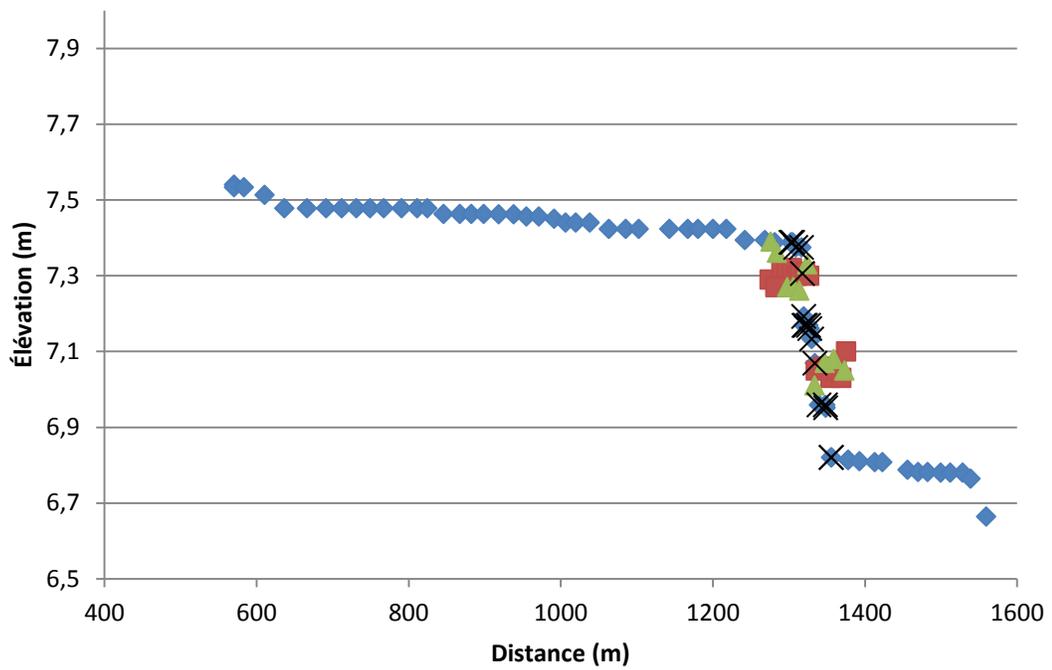
Profils longitudinaux de la surface de l'eau relevée au DGPS pour les cours d'eau ayant un bris de pente marqué, et niveaux d'eau avant reconstruction de l'enrochement tel qu'apparaissant sur les plans de conception :



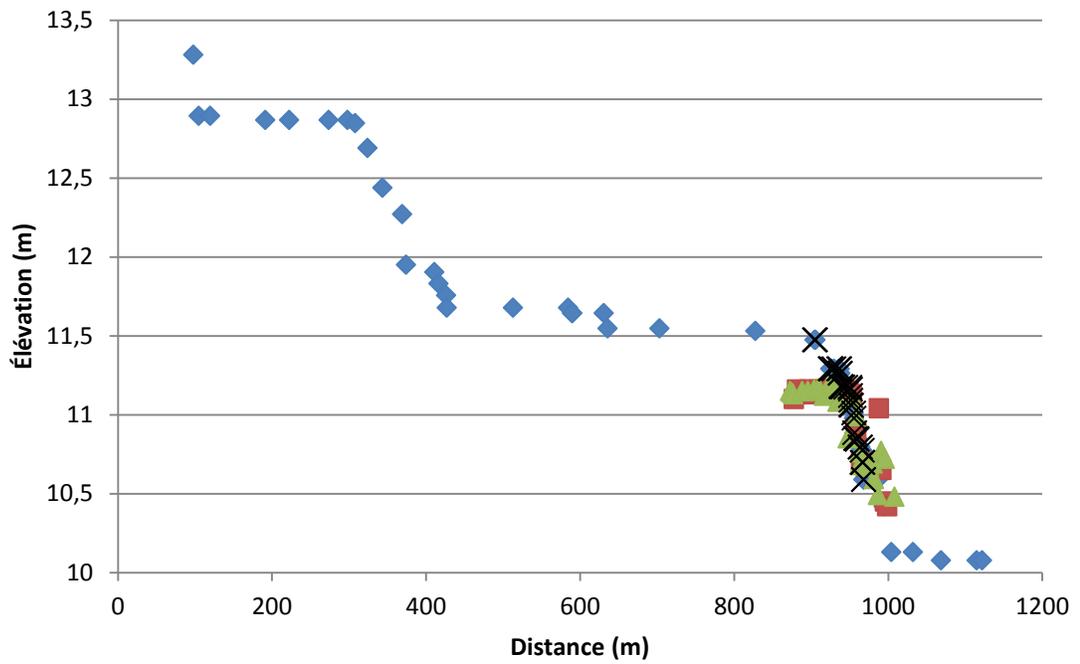
p17737



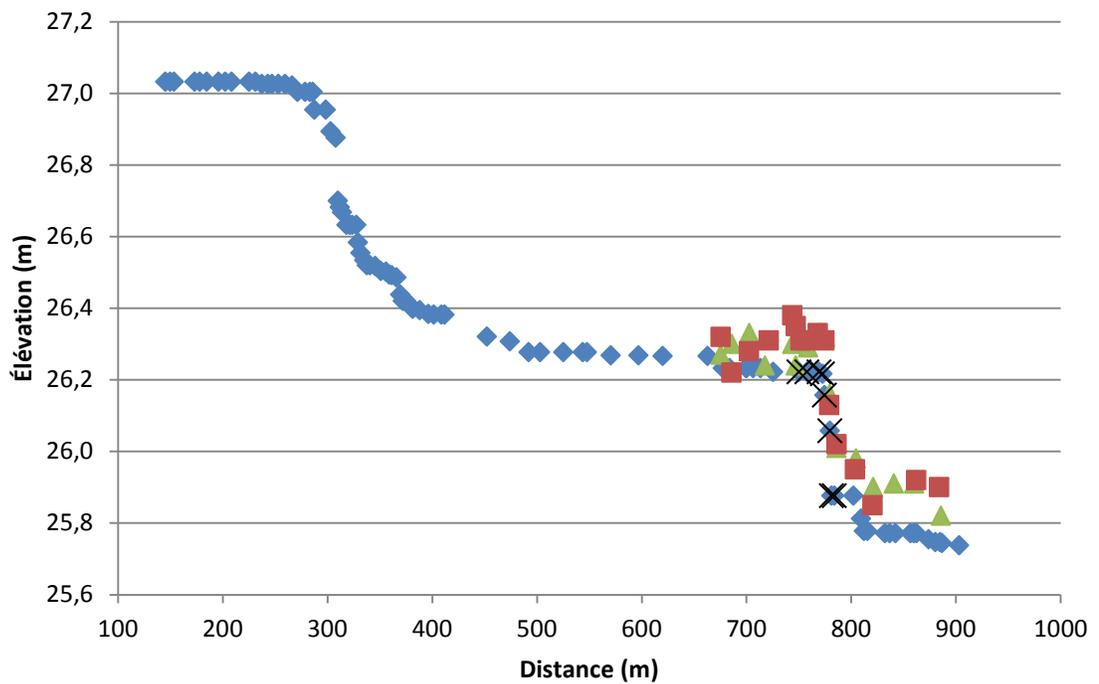
p10917



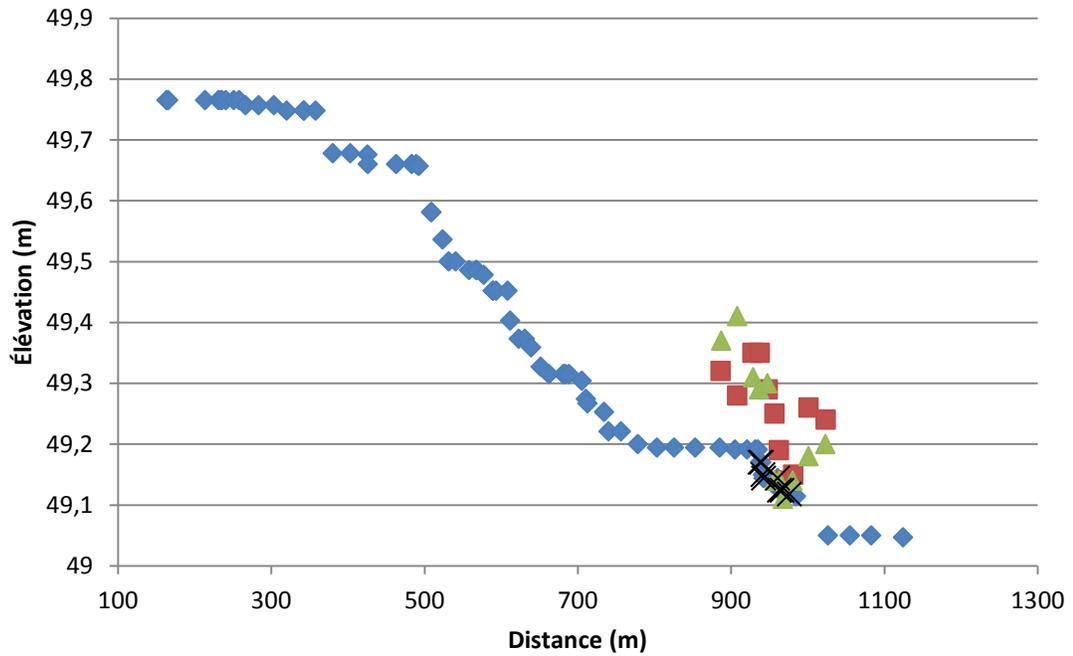
p17533



p17399

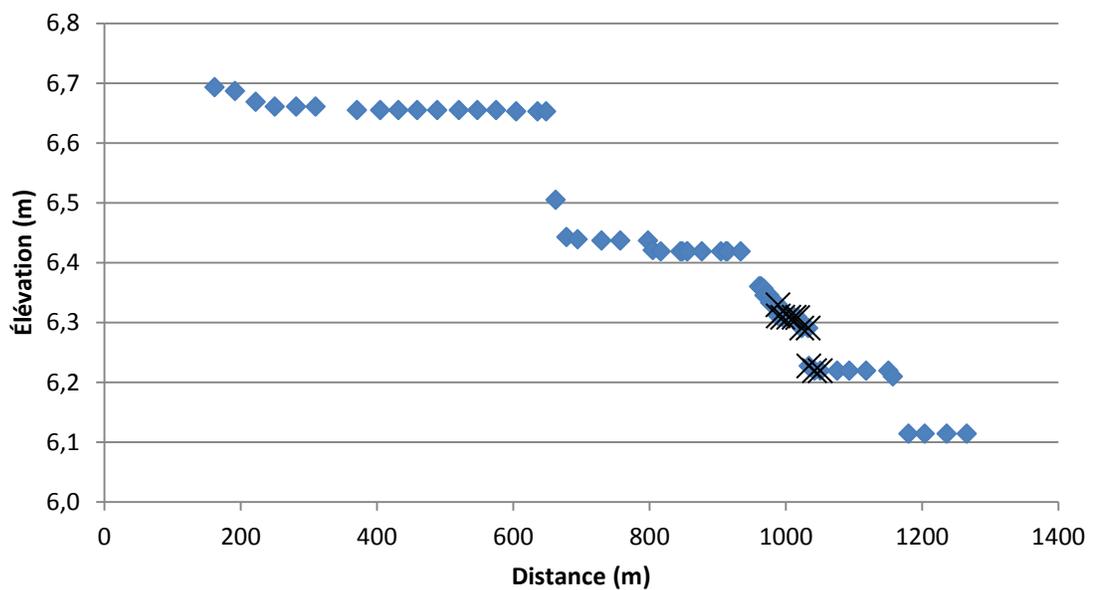


p17791

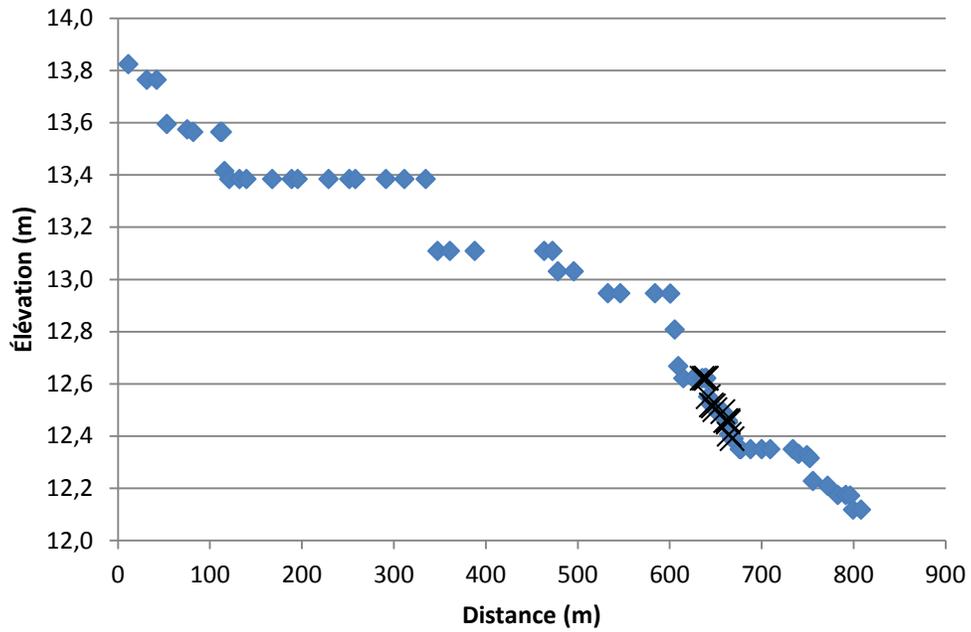


Profils longitudinaux de la surface de l'eau relevée au DGPS pour les cours d'eau ayant un faible bris de pente ou pas de bris de pente à l'enrochement :

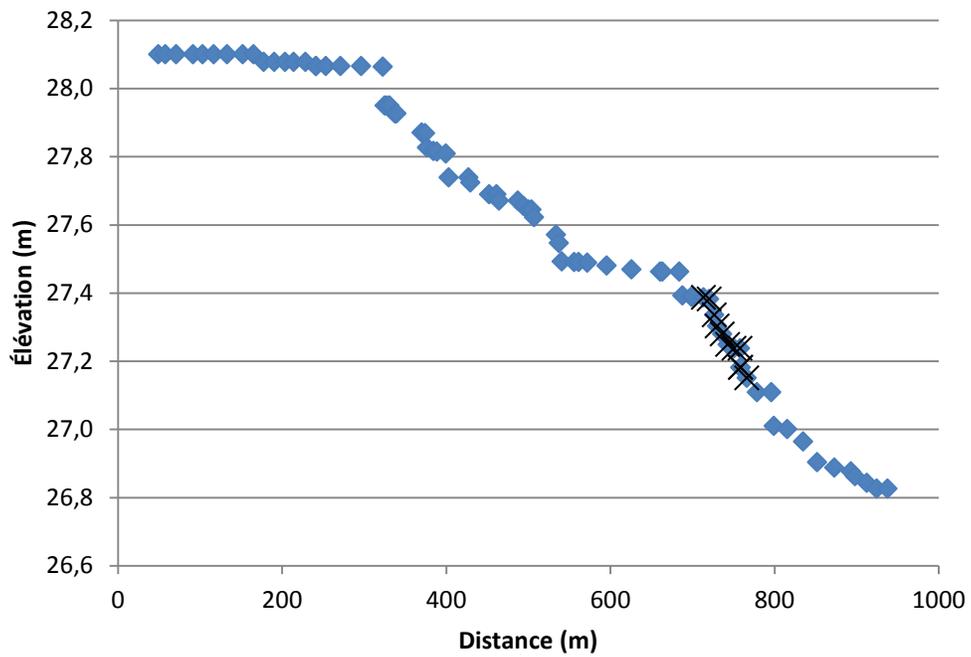
p11943



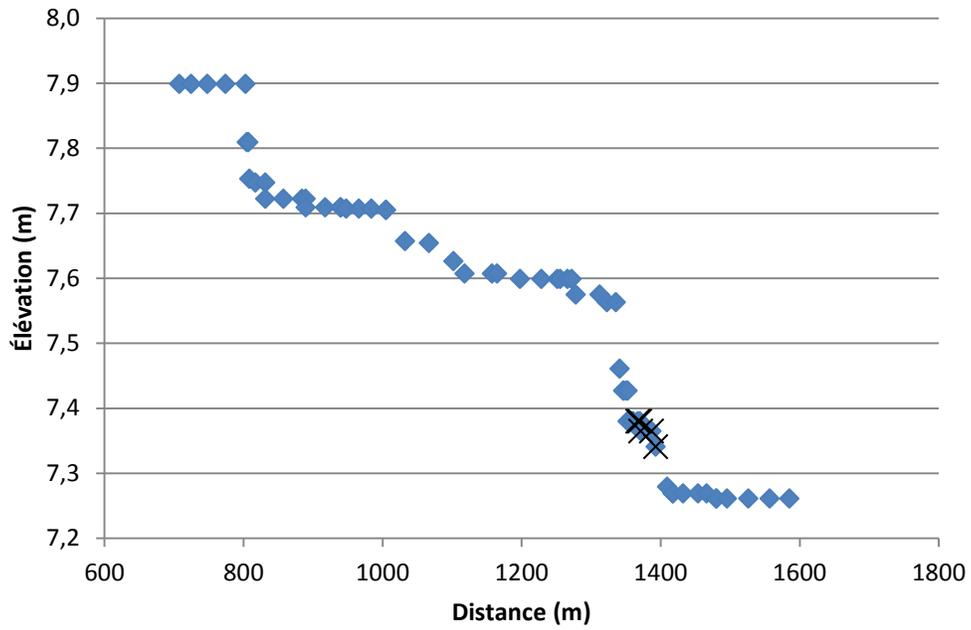
p12458



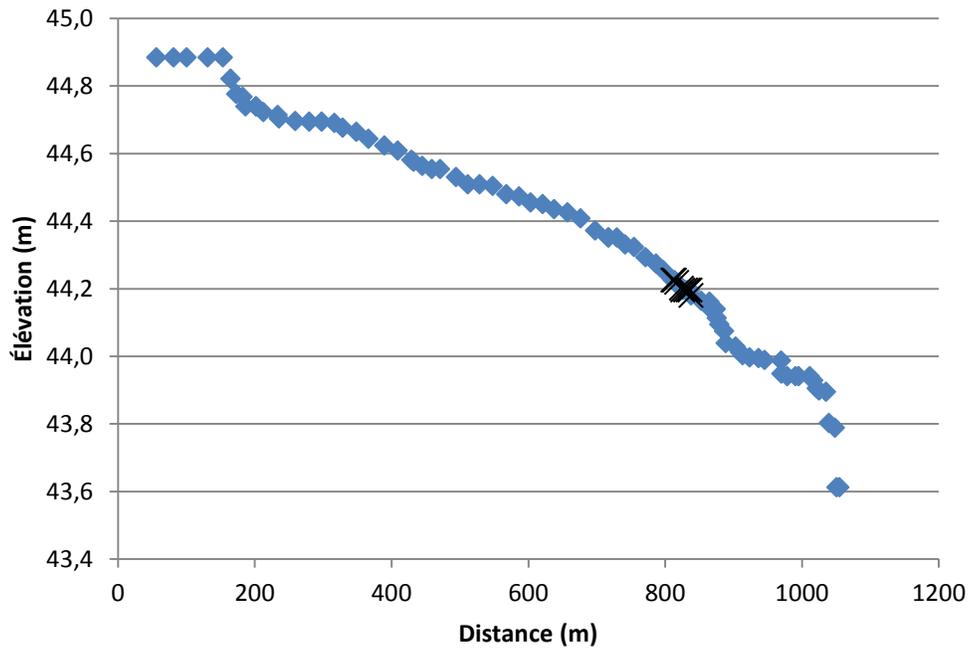
p17536



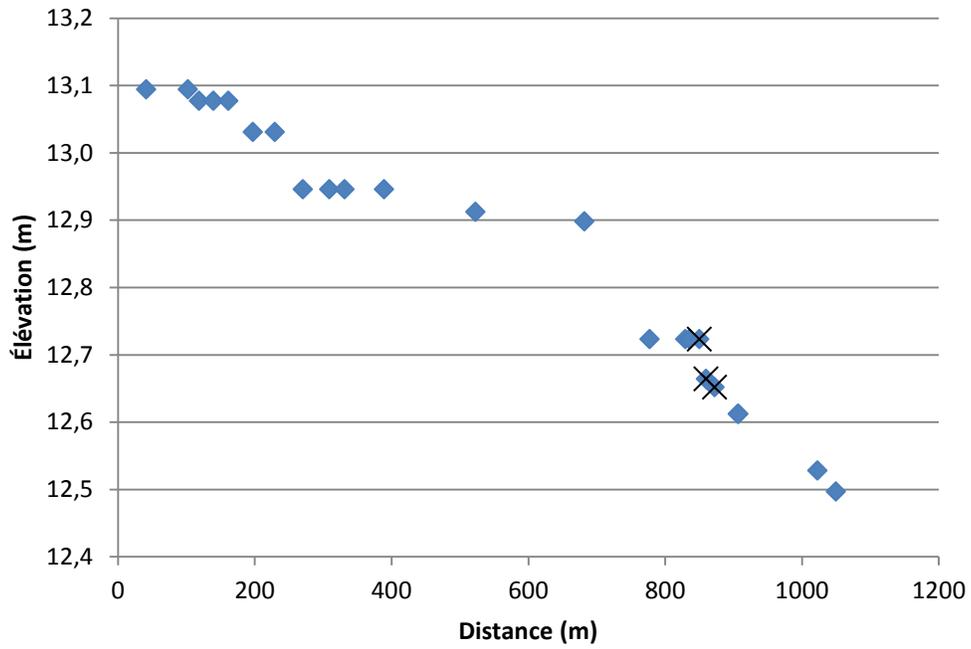
p17537



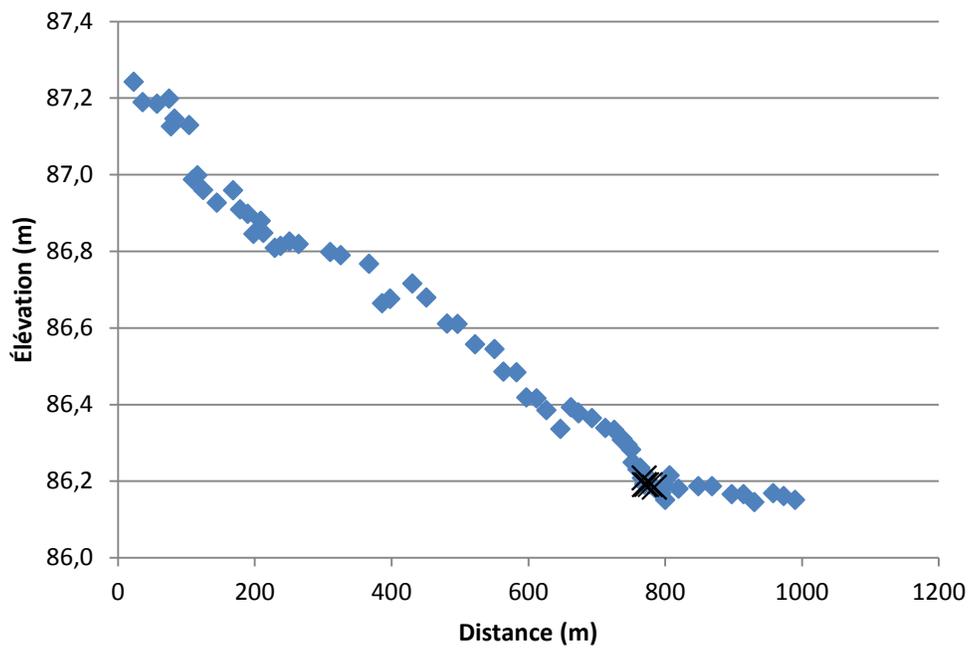
p17684



p17734

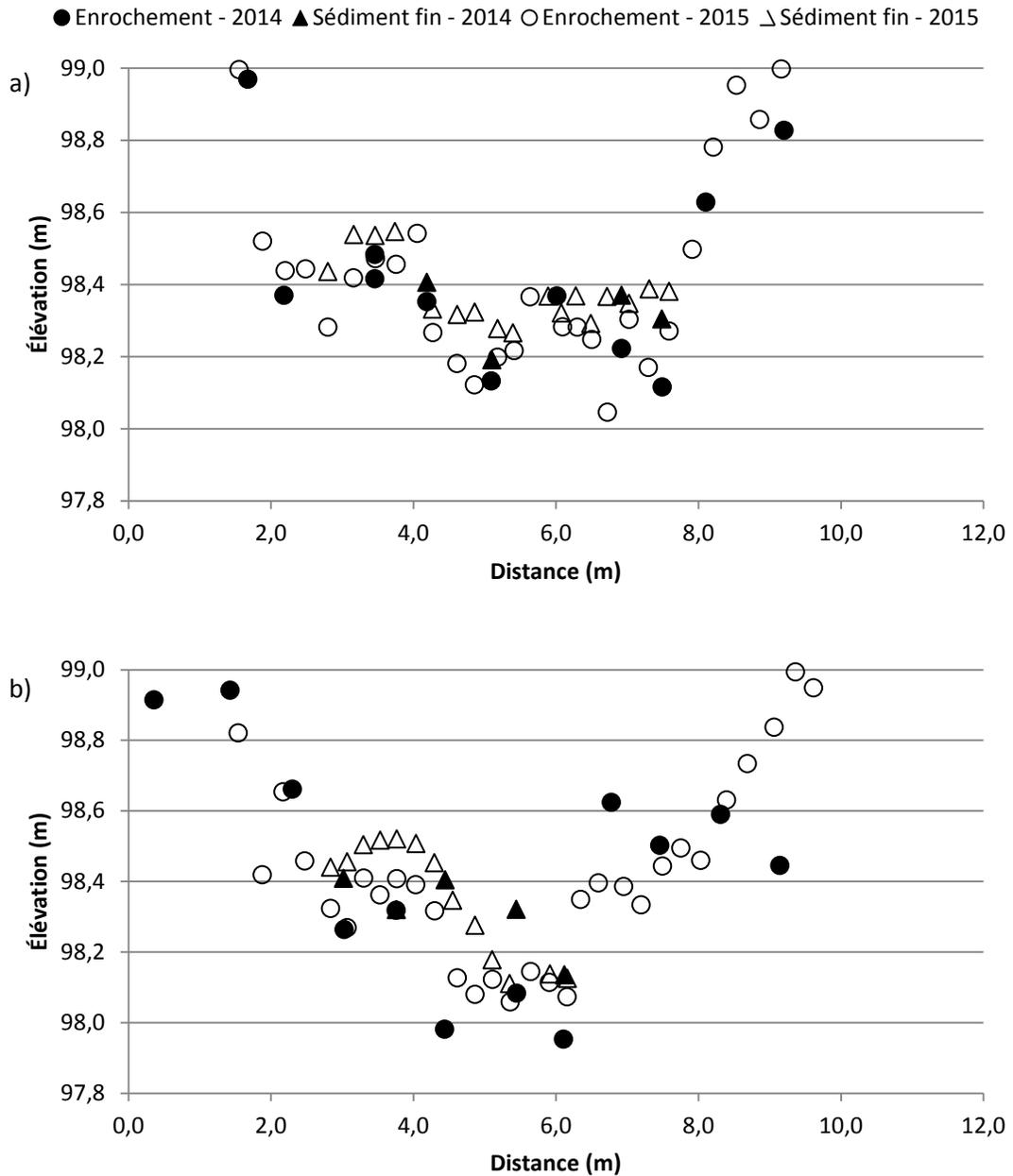


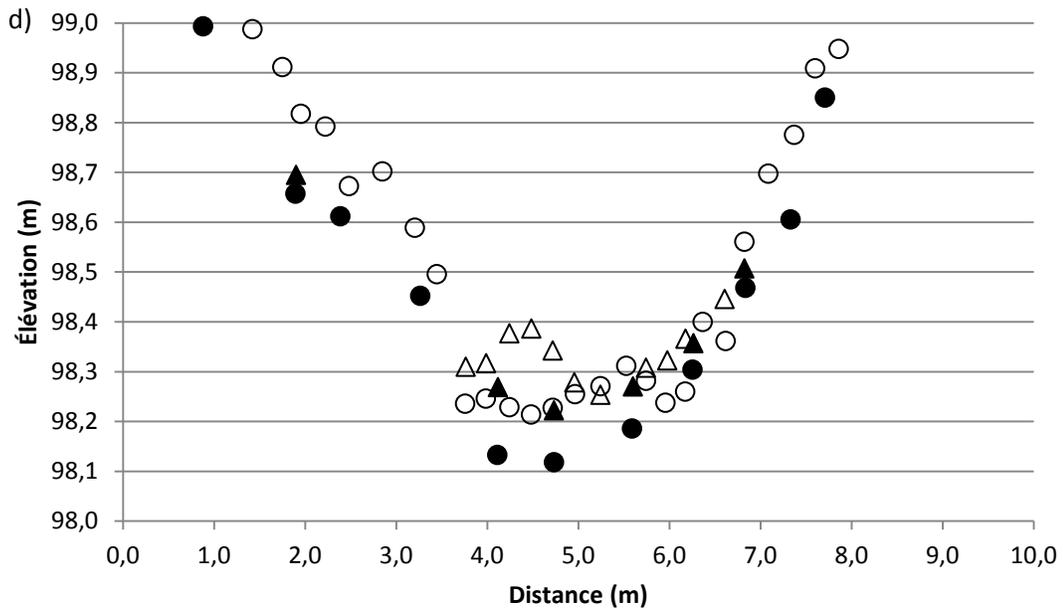
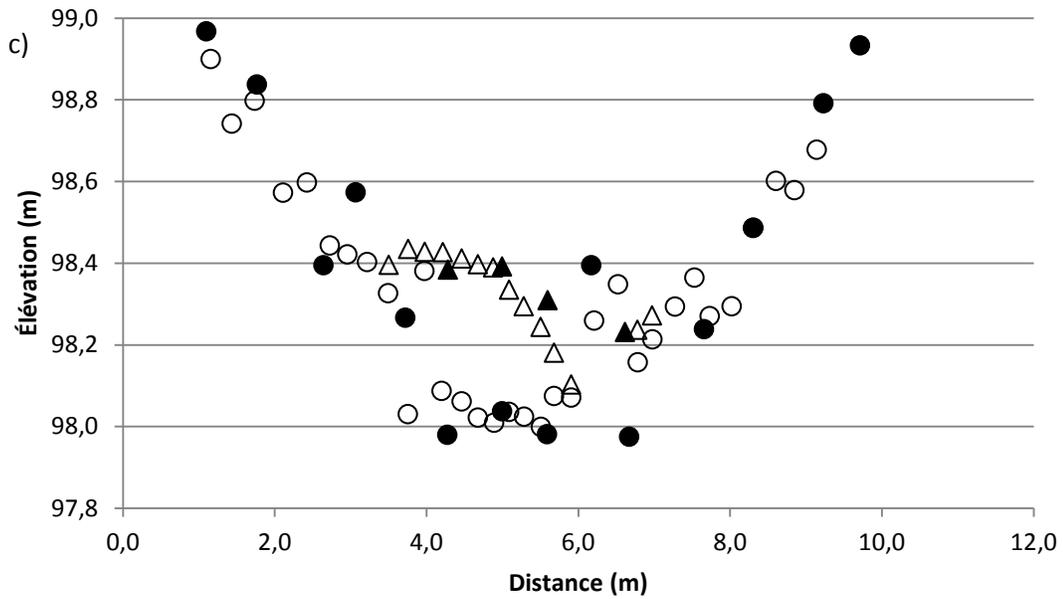
p18390



***Annexe C – Résultats des échantillonnages pour l'étude du
colmatage à court terme***

Profils transversaux en 4 points (a, b, c et d) 1 an après construction de l'enrochement (2014) et deux ans après (2015), pont 17684 (élévation relative) :



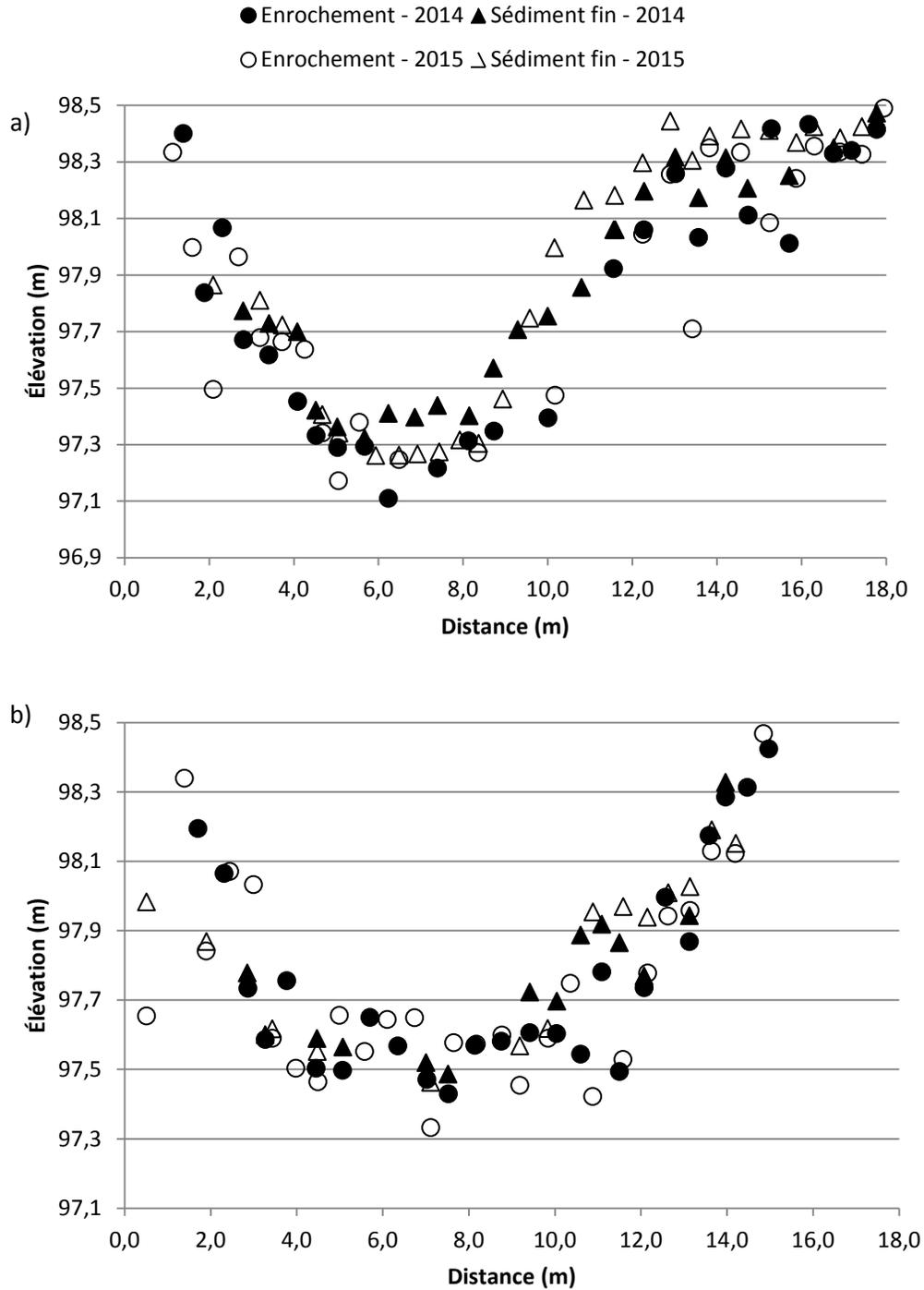


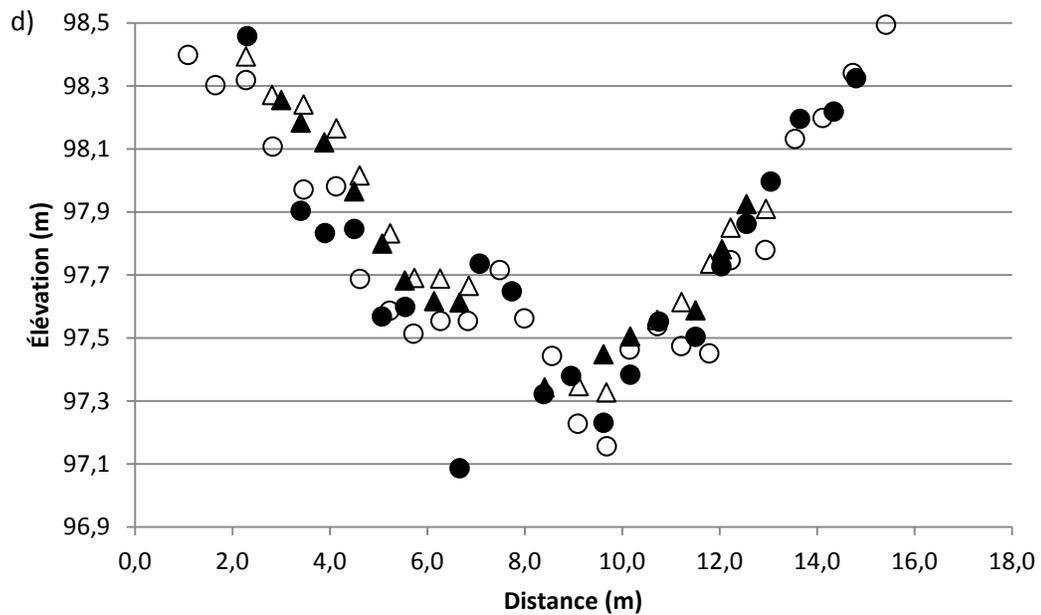
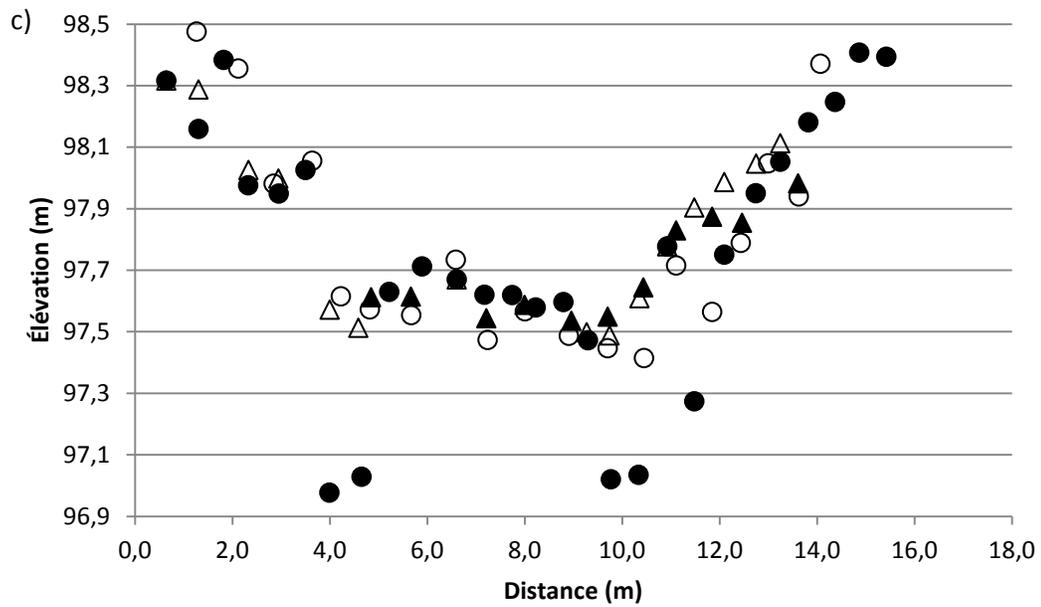
Classe moyenne d'estimation du colmatage à l'enrochement 17684 :

2014 : 4.1

2015 : 3.8

Profils transversaux en 4 points (a, b, c et d) 1 an après construction de l'enrochement (2014) et deux ans après (2015), pont 17734 (élévation relative) :



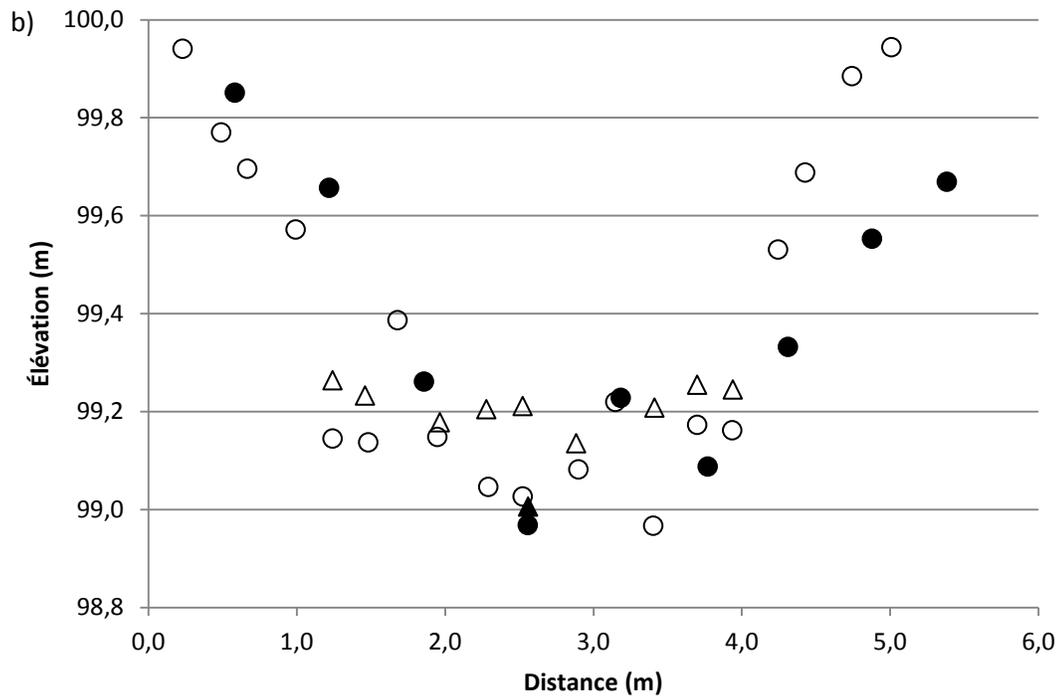
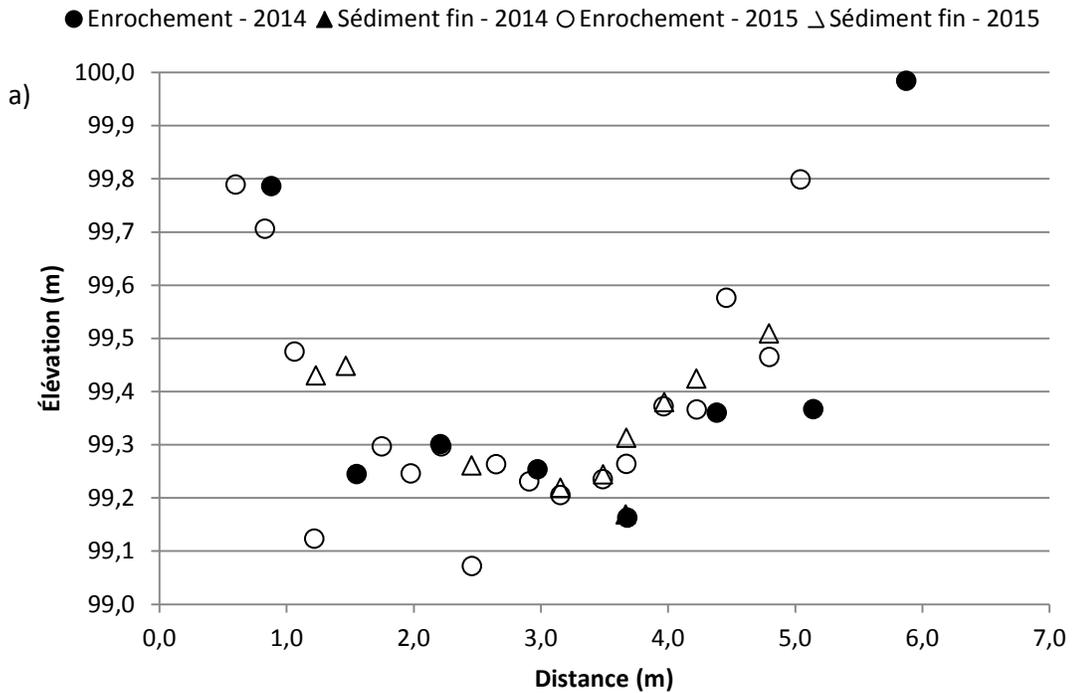


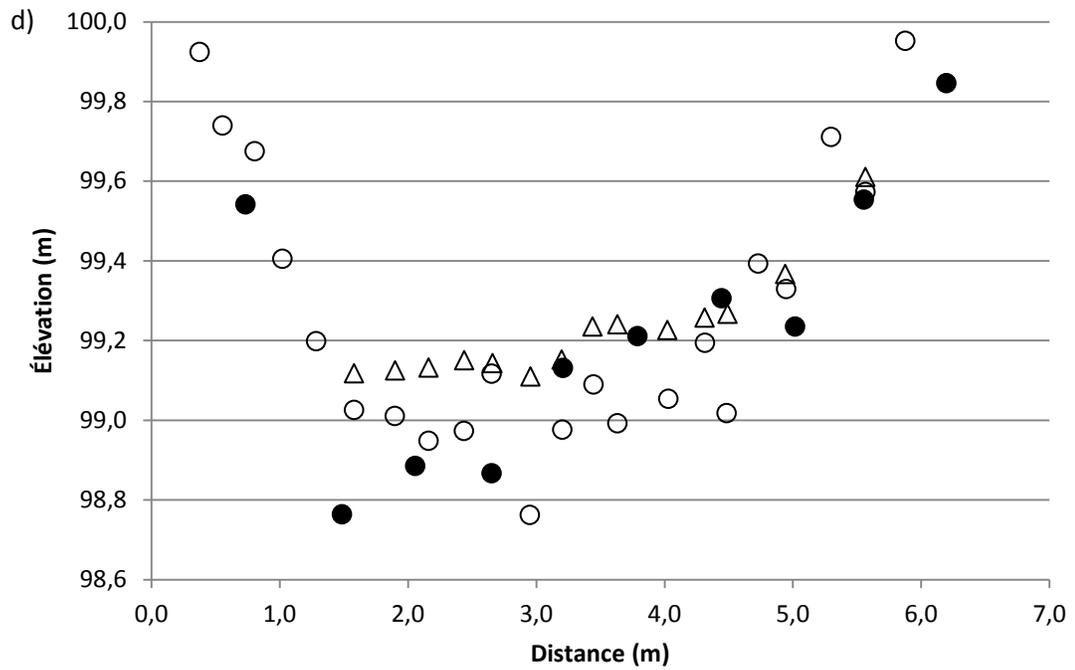
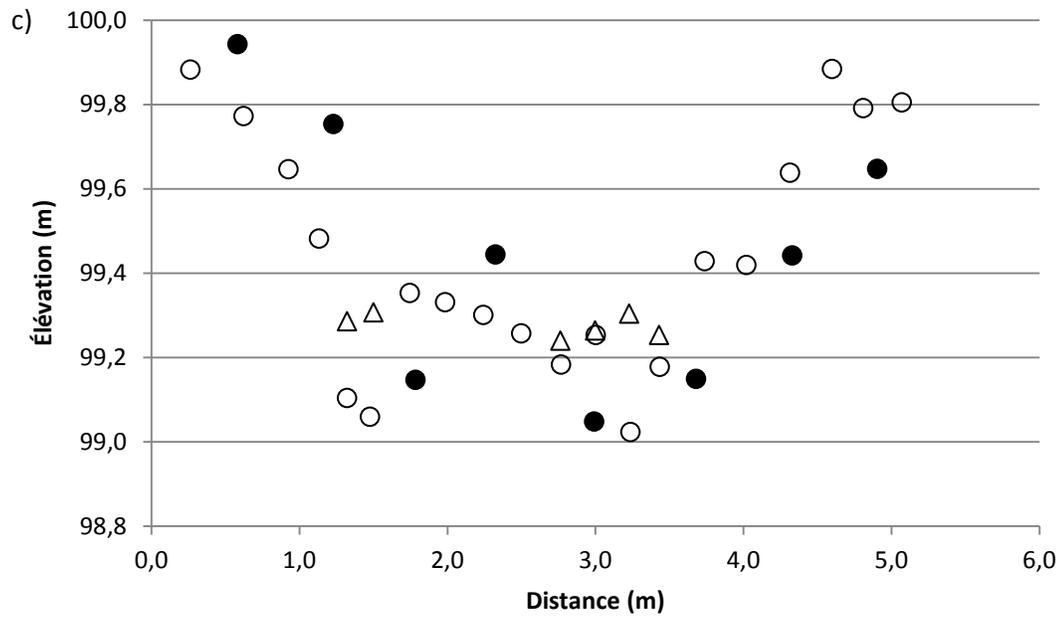
Classe moyenne d'estimation du colmatage à l'enrochement 17734 :

2014 : 4.9

2015 : 4.6

Profils transversaux en 4 points (a, b, c et d) juste après la construction de l'enrochement (2014) et un an après (2015), pont 18390 (élévation relative) :



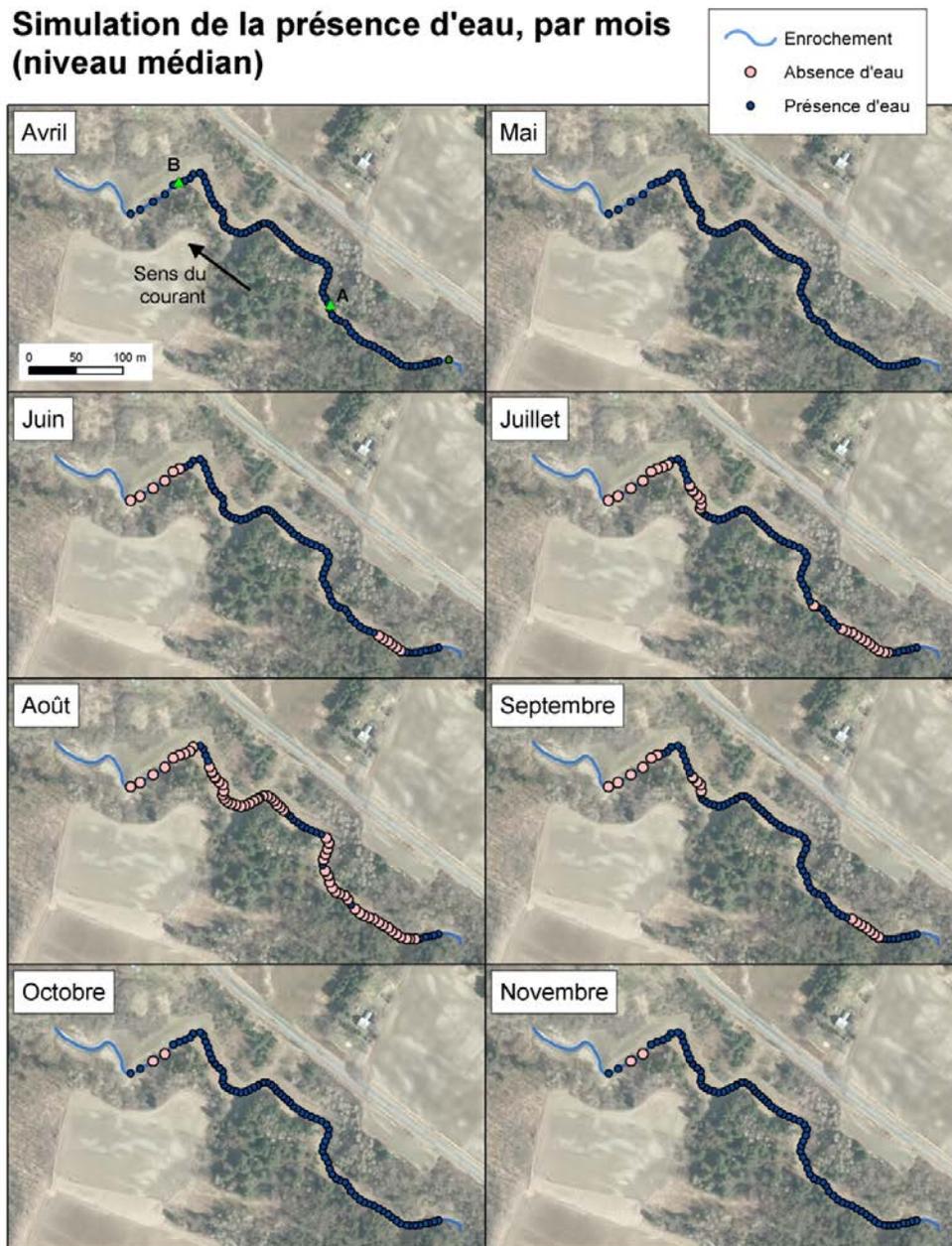


Classe moyenne d'estimation du colmatage à l'enrochement 18390 :

2014 : 1.7

2015 : 4.2

***Annexe D – Cartes des zones en eau par mois au tributaire 5 de la
rivière Salvail***



***Annexe E – Revue de littérature sur l'impact des enrochements sur
les communautés de poissons***

Étude	Zone d'étude	Taille et type de rivière	Type de poisson	Méthode d'évaluation de l'habitat	Nombre de sites	Design expérimental	Raison de l'enrochement	Qualité général de l'environnement	Effet de l'enrochement identifié
Chapman et Knudsen (1980)	Puget Sound, Washington	Petite, lit de sable et de gravier	Salmonidés	Vitesse du courant, abris, substrat	36	Apparié (site modifié et site de contrôle)	Linéarisation	Dégradé	Négatif
Pennington et al. (1983)	Portion aval du fleuve Mississippi, Missouri	Grande, lit de sable	Alose noyer, siluriformes	Aucune	4	Non apparié (2 berges bétonnées, 2 non modifiées)	Stabilisation d'une zone instable	Rivière confiné	Positif
Li et al. (1984)	Rivière Willamette, Oregon	Grande, lit de sable	Salmonidés	Vitesse du courant, températures, substrat, abris	12	Apparié (éperons de roche, enrochements traditionnels, sites naturels)	Stabilisation d'une zone instable	Dégradé	Négatif
Farabee (1986)	Fleuve Mississippi, Missouri	Grande, lit de sable	Alose noyer, siluriformes	Aucune	4	Apparié (2 berges enrochées, 2 berges naturelles)	Stabilisation d'une zone instable	Dégradé	Positif
Knudsen and Dilley (1987)	Centre-ouest de l'état du Washington	Petite et moyenne, lit de sable et de gravier	Salmonidés (truite)	Aucune	5	BACI	Restauration après inondation	Bon	Négatif
Hunt (1988)	Willow Creek et Doc Smith Branch, Wisconsin	Petite, lit de sable et de gravier	Salmonidés (truite)	Aucune	2	Avant/après (pas de contrôle)	Amélioration de l'habitat	Dégradé	Un négatif, un positif

Étude	Zone d'étude	Taille et type de rivière	Type de poisson	Méthode d'évaluation de l'habitat	Nom bre de sites	Design expérimental	Raison de l'enrochement	Qualité général de l'environnement	Effet de l'enrochement identifié
Avery (1995)	Milville Creek, Wisconsin	Petite, lit de gravier	Salmonidés (truite)	Profondeur et abris dans les berges	2	Avant/après (pas de contrôle)	Stabilisation d'une zone instable	Très dégradé	Positif pour les mouilles, non significatif pour les poissons
Dardeau et al. (1995)	Rivière Yazoo, Mississippi	Grande, lit de sable, limon et argile	Siluriformes	Habitat Evaluation Procedure (US Fish and Wildlife Service, 1980)	Inconnus	Non apparié (comparaison des berges avec ou sans abris, chenal principal, enrochements et bancs de sable)	Amélioration de l'habitat	Dégradé	Positif
Peters et al. (1998)	Est de l'état du Washington	Moyenne à grande, lit de sable et de gravier	Salmonidés	Identification des mesohabitats, profondeurs, vitesse du courant, abris, substrat, végétation, débris ligneux	67	Apparié (enrochement/contrôle) pour chaque site	Protection contre les inondations	Bon	Négatif
Garland et al. (2002)	Lac Wallula (reservoir sur la rivière Columbia), Washington	Grande, lit de gravier	Salmonidés	Vitesse du courant, profondeur, substrat	277	Non apparié (21% de sites enrochés, 79 % de sites naturels)	Stabilisation d'une zone instable	Bon	Négatif
Kimball and Kondolf (2002)	Redwood Creek, California	Petite, lit de gravier	Salmonidés	Profondeur, mesohabitats, débris ligneux	5	Non apparié - comparaison avec des rivières proches non enrochées.	Stabilisation d'une zone instable	Bon	Négatif

Étude	Zone d'étude	Taille et type de rivière	Type de poisson	Méthode d'évaluation de l'habitat	Nombre de sites	Design expérimental	Raison de l'enrochement	Qualité général de l'environnement	Effet de l'enrochement identifié
Quigley and Harper (2004)	Rivière North Thompson (Colombie-Britannique, Canada)	Grande, lit de gravier	Salmonidés	Profondeur, vitesse du courant, végétation surplombante, débris ligneux	93	Non apparié (58% de sites enrochés, 42 % de site naturels)	Protection d'une voie ferrée	Bon	Négatif en été, neutre en hiver
Quigley and Harper (2004)	Rivière Thompson (Colombie-Britannique, Canada)	Grande, lit de gravier	Salmonidés	Profondeur, vitesse du courant, débris ligneux	101	Apparié avec sites de vitesse de courant similaire	Protection d'une voie ferrée	Bon	Positif pour les grands enrochements
Quigley and Harper (2004)	Rivière Coldwater (Colombie-Britannique, Canada)	Moyenne, lit de gravier	Salmonidés	Profondeur, vitesse du courant, végétation surplombante, débris ligneux	6	Apparié avec sites de vitesse de courant et de profondeur similaire	Amélioration de l'habitat	Bon	Négatif ou positif en été, principalement négatif en hiver
Quigley and Harper (2004)	Portion aval du fleuve Fraser (Colombie-Britannique, Canada)	Grande, lit de sable et de gravier	Salmonidés	Depth, velocity, overhanging vegetation, woody debris	147	Non apparié	Protection d'une voie ferrée	Bon	Positif en hiver, négatif à haut débit, neutre sinon
White et al. (2010)	Rivière Kansas, Kansas	Grande, sédiments fins	Siluriformes et carpiodes	None	48	Échantillonnage aléatoire de sites enrochés, de sites avec embâcle de bois et de sites à berges argileuses	Stabilisation d'une zone instable	Dégradé	Positif

Étude	Zone d'étude	Taille et type de rivière	Type de poisson	Méthode d'évaluation de l'habitat	Nombre de sites	Design expérimental	Raison de l'enrochement	Qualité général de l'environnement	Effet de l'enrochement identifié
Gidley et al. (2012)	Coeur d'Alene, Idaho	Moynne à grande, sédiments fins	Poissons d'eau froide (salmonidés) et d'eau chaude (cyprinidés)	Rapid Bioassessment Protocol (Barbour et al., 1999)	24	Apparié (enrochement/contrôle)	Réduire l'érosion de sols contaminés	Dégradé	Positif
Gorney et al. (2012)	Mac-o-chee Creek, Ohio	Petite, lit de sable	Cyprinidés, centrarchidés	QHEI	6	Apparié (enrochement, contrôle, en restauration)	Protection d'une route	Dégradé	Négatif

Annexe F – Formulaire QHEI modifié

Le formulaire d'évaluation du QHEI, fourni ci-après, a été modifié par rapport à la version d'origine (EPA 2006). Les considérations relatives aux substrats ont été modifiées (section 1), et l'influence de la canalisation (section 3) et de l'érosion (section 4) a été supprimée. Ces modifications ont pour but d'éliminer les biais contre l'enrochement.

Cours d'eau : _____ Longueur du site: __ (m) Date: __/__/13

Localisation (distance à une référence locale): _____

Nom de l'évaluateur: _____ [GPS] N: __° __' __. __" O: __° __' __. __"

1] Substrat (Cocher seulement 2 types de cases; estimer le % ou noter chaque type présent dans les mouilles et les seuils).

Meilleurs types	Mouille/seuil	Meilleurs types	Mouille/seuil	Origine	Qualité	Colmatage
<input type="checkbox"/> Rochers/Blocs[10]	___	<input type="checkbox"/> Mat. compact[4]	___	<input type="checkbox"/> Calcaire[1]	<input type="checkbox"/> Complet[-2]	}
<input type="checkbox"/> Rocher[9]	___	<input type="checkbox"/> Fragments [3]	___	<input type="checkbox"/> Moraine[1]	<input type="checkbox"/> Partiel[-1]	
<input type="checkbox"/> Galet [8]	___	<input type="checkbox"/> Boue [2]	___	<input type="checkbox"/> Milieu Humide[0]	<input type="checkbox"/> Peu[0]	
<input type="checkbox"/> Gravier[7]	___	<input type="checkbox"/> Limon[2]	___	<input type="checkbox"/> Mat. compact[0]	<input type="checkbox"/> Aucun[1]	}
<input type="checkbox"/> Sable[6]	___	<input type="checkbox"/> Artificiel[0]	___	<input type="checkbox"/> Grès[0]	<input type="checkbox"/> Élevé [-2]	
<input type="checkbox"/> Roche-mère[5]	___			<input type="checkbox"/> Lacustre[0]	<input type="checkbox"/> Modéré[-1]	
				<input type="checkbox"/> Schiste[-1]	<input type="checkbox"/> Normal[0]	
nombre de meilleurs types: <input type="checkbox"/> 4 ou plus[2] <input type="checkbox"/> 3 ou moins[0]				<input type="checkbox"/> Fines de charbon[-2]	<input type="checkbox"/> Aucun[1]	}

Commentaires: _____

Substrat Maximum 20

*Traiter l'enrochement comme un substrat naturel (pas artificiel); ignorer la vase venant des sources ponctuelles.

2] Abris dans le cours d'eau (cocher si existant)

- | | | |
|---|--|--|
| <input type="checkbox"/> Berges sapées[1]
<input type="checkbox"/> Végétation surplombante[1]
<input type="checkbox"/> Bas-fonds (dans l'eau lente)[1]
<input type="checkbox"/> Tapis de racine[1]
<input type="checkbox"/> Troncs ou débris de bois[1] | <input type="checkbox"/> Mouilles > 70 cm [2]
<input type="checkbox"/> Amas de racine [1]
<input type="checkbox"/> Blocs [1]
<input type="checkbox"/> Bras morts, Zone de recirculation[1]
<input type="checkbox"/> Macrophytes[1] | Quantité
(cocher un ou arrondir deux)
<input type="checkbox"/> Élevée > 75% [11]
<input type="checkbox"/> Modérée 25 - 75% [7]
<input type="checkbox"/> Épars 5 - < 25% [3]
<input type="checkbox"/> Presque absent < 5% [1] |
|---|--|--|

Commentaires: _____

Abris Maximum 20

3] Morphologie du chenal

(cocher 1 case dans chaque catégorie ou bien 2 et arrondir)

- | | | |
|--|---|---|
| Sinuosité
<input type="checkbox"/> Élevée[4]
<input type="checkbox"/> Modéré[3]
<input type="checkbox"/> Faible[2]
<input type="checkbox"/> Aucune[1] | Développement
<input type="checkbox"/> Excellent[7]
<input type="checkbox"/> Très Bon[5]
<input type="checkbox"/> Bon[3]
<input type="checkbox"/> Faible [1] | Stabilité Dynamique
<input type="checkbox"/> Élevée[3]
<input type="checkbox"/> Modérée[2]
<input type="checkbox"/> Faible[1] |
|--|---|---|

Commentaires: _____

Chenal Maximum 14

4] Zone riveraine (cocher 1 case dans chaque catégorie pour chaque rive ou 2 par rive et arrondir)

- | | | |
|--|---|---|
| Bande Riveraine
<input type="checkbox"/> Large > 50 m [4]
<input type="checkbox"/> Modérée 10-50 m [3]
<input type="checkbox"/> Étroite 5-10 m [2]
<input type="checkbox"/> Très étroite < 5 m [1]
<input type="checkbox"/> Aucune [0] | Qualité de la plaine inondable
<input type="checkbox"/> Forêt/Marécage[3]
<input type="checkbox"/> Arbuste ou vieux champ[2]
<input type="checkbox"/> Résidentiel, Parc, Nouveau champ[1]
<input type="checkbox"/> Pâturage clôturé[1]
<input type="checkbox"/> Pâturage ouvert, Labours[0] | <input type="checkbox"/> Semis direct[1]
<input type="checkbox"/> Urbain ou Industriel[0]
<input type="checkbox"/> Exploitation minière/Construction[0] |
|--|---|---|

Commentaires: _____

Riverain Maximum 7

5] Pente (%) Composition de l'habitat ➡ % Mouille: __ % Glide: __

Largeur du cours d'eau(m)

* Voir tableau 2 pour évaluer

% Radiers: __ % Seuils __

Commentaires: _____

Pente Maximum 10

6] Qualité des Mouilles/Glides et Seuils/Radiers

Profondeur maximale

(cocher 1 seulement)

- > 1 m [6]
- 0.7 - < 1 m [4]
- 0.4 - < 0.7 m [2]
- 0.2 - < 0.4 m [1]
- < 0.2 m [0]

Largeur du chenal

(cocher 1 ou deux et arrondir)

- Larg. Mouille > Larg. Seuil [2]
- Larg. Mouille = Larg. Seuil [1]*
- Larg. Mouille < Larg. Seuil [0]

Vitesse du courant

(cocher tout ce qui s'applique)

- Torrentiel [-1]
- Très rapide [1]
- Rapide [1]
- Modéré [1]
- Lent [1]
- Interstitiel [-1]
- Intermittent [-2]
- Tourbillons [1]

Commentaires:

* Noter : S'il n'y a pas de mouille ou seuil dans un tronçon, assumer que la largeur de la mouille = largeur du seuil

Mouille /
Courant
Maximum
12

Indiquer pour les seuils fonctionnels (profondeur > 5cm, sinon métrique=0; cocher 1 ou 2 et arrondir)

Profondeur du seuil

du seuil le plus large

- > 10 cm [2]
- 5 - 10 cm [1]
- < 5cm [métric = 0]

Commentaires:

Profondeur du radier

- Maximum > 50 cm [2]
- Maximum < 50 cm [1]

Substrat du seuil/radier

- Stable (ex : galets, blocs)[2]
- Mod. Stable (ex. : gravier large)[1]
- Instable (ex. : gravier fin, sable)[0]

Encastrement du Seuil

- Aucun [2]
- Faible [1]
- Modéré [0]
- Grand [-1]

Seuil /
Radier
Maximum
8

Tronçon échantillonné (cocher tout ce qui s'applique)

L'enrochement est-il présent? (Si oui, s.v.p. complétez la fiche d'évaluation des enrochements) ^{0 N}

Niveau d'eau

- Élevé
- Haut
- Normal
- Bas
- Sec

Ou profondeur
moyenne ____ cm

Clarté

- < 20 cm
- 20 - < 40 cm
- 40 - 70 cm
- > 70 cm

Profondeur secchi ____ cm < 10% - Closed

Canopée

- > 85% - Open
- 55% - < 85%
- 30% - < 55%
- 10% - < 30%

Commentaires (Est-ce un tronçon typique
du cours d'eau?, infos sur l'accès, difficultés, etc.) :

Dessin du cours d'eau (Montrer la direction du courant, points de repère, point de vue et codes pour les photos, enrochement s'il y en a, embâcles de bois, endroits où l'érosion est importante, etc.) :

Annexe G – Résultat des pêches

Liste des espèces capturées dans les neuf segments de cours d'eau à l'étude durant l'échantillonnage juin à août 2014 comprenant la famille, le nom français, anglais et latin ainsi que le code pour chaque espèce :

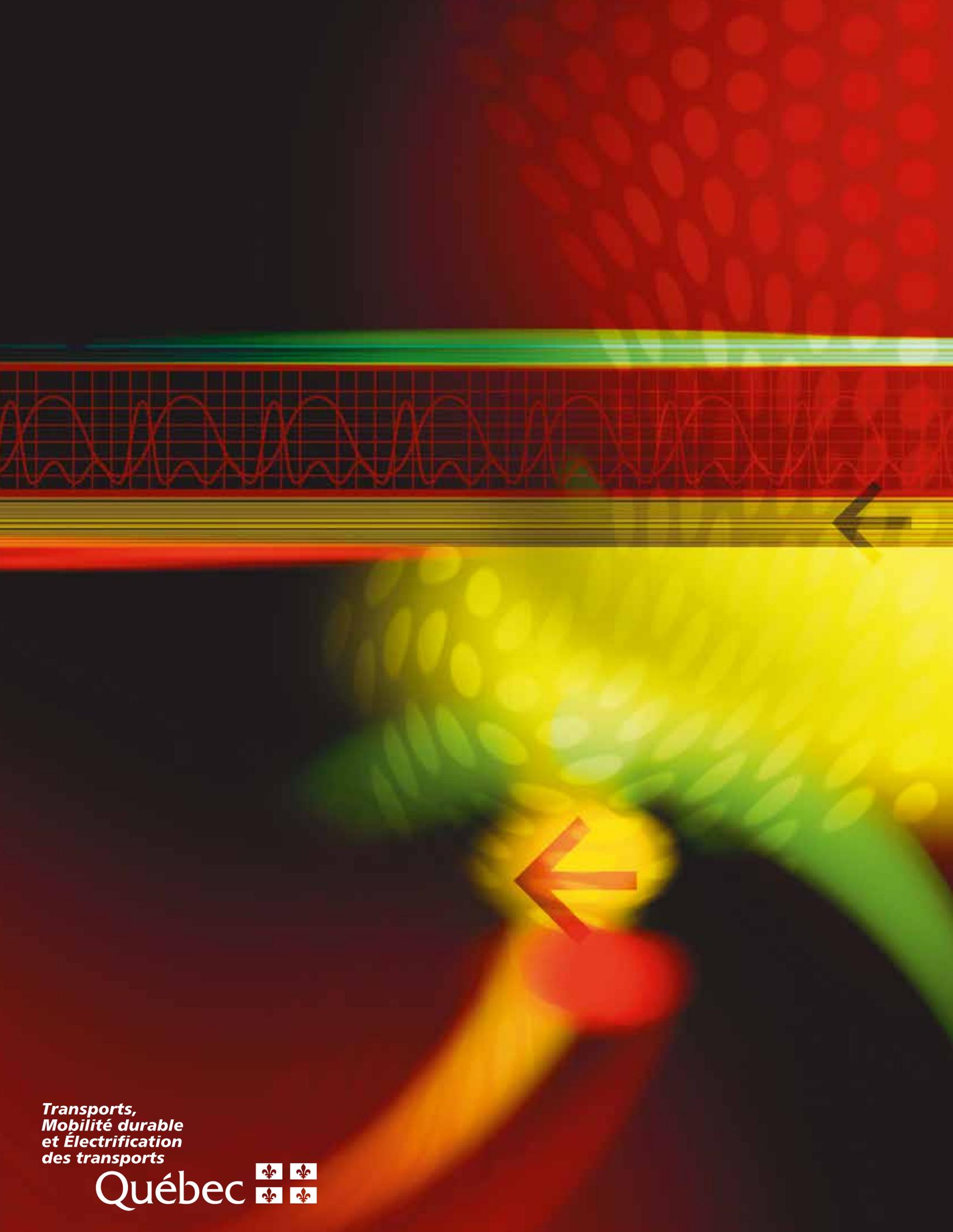
Familles	Français	Anglais	Latin	Code
Anguillidés	Anguille d'Amérique	American Eel	<i>Anguilla rostrata</i>	ANRO
Cyprinidés	Carpe	Common Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	CYCA
	Tanche	Tench	<i>Tinca tinca</i>	TITI
	Mulet à Cornes	Creek Chub	<i>Semotilus atromaculatus</i>	SEAT
	Ouitouche	Fallfish	<i>Semotilus corporalis</i>	SECO
	Mulet de Lac	Lake chub	<i>Couesius plumbeus</i>	COPL
	Naseux Noir	Eastern Blacknose Dace	<i>Rhinichthys atratulus</i>	RHAT
	Naseux des Rapides	Longnose Dace	<i>Rhinichthys cataractae</i>	RHCA
	Méné à Nageoires Rouges	Common Shiner	<i>Luxilus cornutus</i>	LUCO
	Méné Bleu	Spotfin Shiner	<i>Cyprinella spiloptera</i>	CYSP
	Méné Jaune	Golden Shiner	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	NOCR
	Méné à museau arrondi	Bluntnose Minnow	<i>Pimephales notatus</i>	PINO
	Méné à grosse tête	Fathead Minnow	<i>Pimephales promelas</i>	PIPR
	Méné à queue tachetée	Spottail Shiner	<i>Notropis hudsonius</i>	NOHU
	Méné Pâle	Mimic Shiner	<i>Notropis volucellus</i>	NOVO
	Méné Paille	Sand Shiner	<i>Notropis stramineus</i>	NOST
Méné à menton noir	Blackchin Shiner	<i>Notropis heterodon</i>	NOHE	
Catostomidés	Meunier Noir	White Sucker	<i>Catostomus commersoni</i>	CACO
	Chevalier Blanc	Silver Redhorse	<i>Moxostoma anisurum</i>	MOAN
Ictaluridés	Barbotte Brune	Brown Bullhead	<i>Ameiurus nebulosus</i>	AMNE
	Barbue de Rivière	Channel Catfish	<i>Ictalurus punctatus</i>	ICPU
	Chat-fou des Rapides	Stonecat	<i>Noturus flavus</i>	NOFL
Ésocidés	Grand Brochet	Northern Pike	<i>Esox lucius</i>	ESLU
	Umbre de Vase	Central mudminnow	<i>Umbra limi</i>	UMLI
Percopsidés	Omisco	Trout-Perch	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	PEOM
Lotidés	Lotte	Burbot	<i>Lota lota</i>	LOLO
Fundilidés	Fondule Barré	Banded Killifish	<i>Fundulus diaphanus</i>	FUDI
Gastérostéidés	Épinoche à Cinq Épines	Brook Stickleback	<i>Culaea inconstans</i>	CUIN
Centrarchidés	Crapet Soleil	Pumpkinseed	<i>Lepomis gibbosus</i>	LEGI
	Crapet Arlequin	Bluegill	<i>Lepomis macrochirus</i>	LEMA
	Crapet de Roche	Rockbass	<i>Ambloplites rupestris</i>	AMRU
	Achigan à Petite Bouche	Smallmouth bass	<i>Micropterus dolomieu</i>	MIDO

Familles	Français	Anglais	Latin	Code
Percidés	Perchaude	Yellow Perch	<i>Perca flavescens</i>	PEFL
	Doré Jaune	Walleye	<i>Sander vitreus</i>	SAVI
	Raseux de Terre Gris ou Noir	Johnny or Tessellated Darter	<i>Etheostoma</i>	ETNO
	Fouille-Roche Zébré	Logperch	<i>Percina caprodes</i>	PECA
Gobidés	Gobie à Tâche Noire	Round Goby	<i>Neogobius melanostomus</i>	NEME

Pour chaque cours d'eau, utilisation exclusives des sites (SNE, SE ou SNE + SE) pour chaque espèce de poissons :

Cours d'eau	SNE (10 Sites)	SE (1 site)	SNE + SE
Hurons	AMNE, MOAN, PEFL	ANRO, PECA, PIPR, RHCA, SECO	AMRU, CACO, CYSP, ETNO, FUDI, LEGI, LUCO, NOST, PINO
Grande décharge	CYSP, LEMA, LUCO	NA	CACO, CUIN, ETNO, FUDI, NOST, PINO, PIPR, SEAT
Ruisseau	AMNE, LEGI, LECO, MOAN, NOCR, PEFL, PINO, PIPR, TITI	NA	CACO, FUDI, CUIN, SEAT
Pot au Beurre	AMRU, CACO, PINO, SAVI	CUIN, LOLO, NOCR, PECA	CYSP, ESLU, ETNO, LEGI, NEME NOHU, PEFL, SEAT, UMLI
Saint-Louis	CYSP, LUCO, NEME, NOHU, PEOM, SECO	FUDI, LOLO	CACO, CUIN, ETNO, NOST, PINO, SEAT, UMLI
Beloeil	CUIN, CYCA, FUDI, ICPU, LEGI, MOAN, NOST	UMLI	AMNE, AMRU, CACO, CYSP, ETNO, LOLO, MIDO, PECA, PEOM, PINO, SEAT
Aulnages	AMNE, CACO, LUCO	NA	CUIN, NOCR, NOST, PINO, PIPR, RHAT, SEAT
Fagnant	PEOM	NA	CACO, CUIN, ETNO, LUCO, PINO, PIPR, SEAT, UMLI
Richer	AMNE, AMRU, COPL, CYSP, ETNO, LEGI, LEMA, MOAN, NOCR, NOHE, NOST, PECA	NA	CACO, CUIN, FUDI, LUCO, PINO, PIPR, SEAT, UMLI

* Chaque site a été visité 4 fois : 2 fois à la pêche électrique et deux fois à l'aide des nasses. Ce tableau comprend les 4 visites.
 * À noter que les juvéniles MOAN (>10 cm) ont été mis dans la même catégorie que les juvéniles CACO, ainsi, lorsque vous voyez MOAN dans le tableau c'est tout individu plus grand que 10cm.
 * Les codes utilisés pour les poissons se retrouvent listés dans le tableau 6.



*Transports,
Mobilité durable
et Électrification
des transports*

Québec 