

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

CARTOGRAPHIE DES PATRONS D'ÉCOULEMENT DE L'EAU ET
DE LA TURBIDITÉ DANS LA PLAINE INONDABLE DU LAC SAINT-PIERRE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
DAPHNEY DUBÉ-RICHARD

JUIN 2022

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT (M. Sc.)

Ce mémoire a été dirigé par :

Stéphane Campeau, Ph. D.

Université du Québec à Trois-Rivières

Directeur de recherche

Alexandre Roy, Ph. D.

Université du Québec à Trois-Rivières

Codirecteur de recherche

Jury d'évaluation du mémoire :

Stéphane Campeau, Ph. D.

Université du Québec à Trois-Rivières

Directeur de recherche

François Guillemette, Ph. D.

Université du Québec à Trois-Rivières

Membre du jury

Christophe Kinnard, Ph. D.

Université du Québec à Trois-Rivières

Membre du jury

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de recherche, Stéphane Campeau (UQTR), pour le support ainsi que la confiance qu'il m'a accordé. Je le remercie également pour ses directives qui m'ont éclairée et orientée dans ce projet de recherche. Je remercie également mon co-directeur de recherche, Alexandre Roy (UQTR) pour sa collaboration et son sens critique envers mon travail. Un remerciement spécial va aux membres de mon comité d'évaluation : François Guillemette (UQTR) et Christophe Kinnard (UQTR).

J'aimerais également attribuer un grand merci à Pierre-André Bordeleau (UQTR) pour son aide concernant plusieurs aspects techniques en géomatique. Merci également à Samuel Hazel-Guay, Dave Mongrain et James Deshaie pour leur aide sur le terrain. Puis, je remercie également Maxime Clermont pour sa collaboration essentielle étant donné nos projets de maîtrise connexes.

La réalisation de ce mémoire de maîtrise n'aurait pas été possible sans le financement accordé par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (MELCC), dans le cadre de la création du pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre.

J'aimerais d'ailleurs remercier tous les participants du pôle d'expertise qui permettent, grâce à une collaboration commune, de générer des connaissances entourant la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre et d'éventuellement améliorer la qualité de l'eau et des habitats dans le littoral du lac Saint-Pierre. Merci également à tous les propriétaires et agriculteurs des secteurs d'étude pour leur précieuse collaboration, en particulier pour nous avoir autorisés à circuler et échantillonner sur leurs terres.

Finalement, un merci tout spécial à mes collègues et amis, pour tous les bons moments passés à vos côtés.

RÉSUMÉ

Les plaines inondables sont des zones fertiles qui peuvent être productives pour l'agriculture. Toutefois, l'agriculture peut en retour avoir des impacts négatifs sur la biodiversité et l'intégrité des plaines inondables. Les sols laissés à nu à l'automne favorisent l'érosion lors de la fonte printanière et ont un impact important sur la charge sédimentaire des cours d'eau. Les plaines inondables cultivées peuvent alors devenir des sources de sédiments, dégradant ainsi la qualité de l'eau et provoquant des conséquences écologiques et biologiques notamment sur les poissons qui utilisent la plaine inondable au printemps pour frayer. Ainsi, une étude approfondie de la dynamique sédimentaire dans la plaine et l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'eau est nécessaire. Comprendre les patrons d'écoulement de l'eau pendant la crue est primordial pour correctement estimer l'impact que pourraient avoir des changements en agriculture sur les charges sédimentaires et la qualité de l'eau. La méthode développée dans cette recherche permet de créer une cartographie complète et dynamique de l'hydrologie d'une plaine inondable. Elle utilise une combinaison de mesures de turbidité, d'images satellitaires et de mesures de direction du courant. Au terme de cette recherche, les processus complexes de circulation de l'eau et de la turbidité dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre ainsi que leurs impacts seront définis clairement. Cette méthode cartographique a été appliquée dans quatre secteurs autour du lac Saint-Pierre, soit : Saint-Barthélemy, Pierreville, Baie-du-Febvre et l'île Dupas. Les résultats indiquent que la turbidité lors de la crue printanière dans le littoral du LSP est fortement influencée par des facteurs spatiaux, mais également temporels. On y compte la charge sédimentaire dans les rivières tributaires du site, mais également les entrées d'eau en provenance du fleuve Saint-Laurent ainsi que le déplacement des masses d'eau au-dessus des parcelles agricoles. On peut donc identifier une similarité à chaque printemps qui comprend trois phases de crue se succédant dans le temps et ayant des caractéristiques hydrologiques différentes. Les résultats de cette étude ont également démontré que la protection des sols dans les surfaces contributives a un effet positif sur la turbidité dans la plaine inondable. En effet, lorsque la proportion de sols peu protégés dans une surface contributive dépasse les 35% de sa superficie, la turbidité augmente exponentiellement. Au final, des modèles statistiques permettent d'estimer la turbidité et les matières en suspension en tenant compte des caractéristiques variables de la plaine inondable du lac Saint-Pierre tels que l'année d'échantillonnage, le secteur, la phase de crue, le pourcentage de sols peu protégés dans la surface contributive ainsi que le traitement sur les parcelles. Ces modèles ont permis de mettre en évidence que le facteur le plus important dans la variation de la turbidité était le secteur (47%). Aux antipodes, le traitement des parcelles représente seulement 2% de la variance. En bref, cette recherche met de l'avant que la turbidité printanière au lac Saint-Pierre n'est pas causée simplement par l'agriculture dans la plaine, mais qu'il s'agit d'un problème qui doit être considéré de manière plus globale par bassin versant.

Mots-clés : Turbidité, plaine inondable, cartographie, agriculture, écoulement de l'eau, lac Saint-Pierre

ABSTRACT

Floodplains are fertile areas that can be productive for agriculture. However, agriculture can have negative impacts on biodiversity and floodplain integrity. Conventional crops such as corn and soybeans leave very little residue on the ground as a result of harvesting. Soils left bare in fall promote erosion during spring melt and have a significant impact on the sediment load of streams. Cultivated floodplains can then become sources of sediment, degrading water quality and causing many ecological and biological consequences, particularly on fish that use the floodplain in spring to spawn and feed. An in-depth study of sedimentary dynamics in the floodplain and the impact of agriculture on water quality in the plain is needed. Understanding the patterns of water flow during flooding is essential to properly estimate the impact that changes in agriculture could have on sediment loads and water quality. The method developed in this research makes it possible to create a complete and dynamic mapping of the hydrology of a floodplain. It uses a combination of turbidity measurements, satellite images and current direction measurements. At the end of this research, the complex processes of water and turbidity circulation in the lake Saint-Pierre floodplain and their impacts will be clearly defined. This cartographic method was applied in four sectors around Lake Saint-Pierre: Saint-Barthélemy, Pierreville, Baie-du-Febvre and Île Dupas. The results indicate that turbidity during spring flooding in the LSP coastline is strongly influenced by spatial factors, but also temporal factors. It includes sediment load in the rivers of each site, but also water inflows from the St. Lawrence River and the movement of water bodies above agricultural plots. We can identify a similarity to each spring that includes three phases of flooding succeeding each other in time with different hydrological characteristics. The results of this study also demonstrated that soil protection in contributing surfaces has a positive effect on turbidity in the floodplain. When the proportion of poorly protected soils in a contributing area exceeds 35% of its area, turbidity increases exponentially. Finally, statistical models can estimate turbidity and suspended solids by considering the variable characteristics of the Lake Saint-Pierre floodplain such as the sampling year, the site, the flood phase, the amount of protected soils in the area and the treatment in agricultural plots. These models showed that the most important factor of the variation in turbidity was the sector (47%). At the opposite, the treatment of plots represents only 2% of the variance. Finally, this research highlights that spring turbidity at Lake Saint-Pierre is not caused simply by agriculture in the floodplain, but it is a problem that needs to be considered in a more general way by watershed.

Keywords: Turbidity, floodplain, cartography, agriculture, water flow, Lake Saint-Pierre

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ	iv
ABSTRACT	v
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES FIGURES.....	ix
CHAPITRE I : INTRODUCTION	15
1.1. MISE EN CONTEXTE.....	15
1.2. LES PLAINES INONDABLES CULTIVÉES ET LEUR RESTAURATION	16
1.2.1. LE BILAN SÉDIMENTAIRE DES PLAINES INONDABLES.....	17
1.2.2. LA RESTAURATION DES PLAINES INONDABLES	18
1.2.3. L'APPLICATION DES MÉTHODES AGROENVIRONNEMENTALES DANS LES PLAINES INONDABLES.....	20
1.3. LE LAC SAINT-PIERRE ET SA PLAINE INONDABLE	23
1.4. L'HYDRODYNAMIQUE DE LA PLAINE INONDABLE, LES MATIÈRES EN SUSPENSION ET LA TURBIDITÉ	28
1.5. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES.....	34
CHAPITRE II : MÉTHODOLOGIE.....	36
2.1. LOCALISATION DES SECTEURS D'ÉCHANTILLONNAGE ET ESSAIS AGRONOMIQUES	36
2.2. PATRON DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU HORS CRUE ET DÉLIMITATION DES BASSINS VERSANTS.....	36
2.3. CARTOGRAPHIE DE LA PLAINE INONDÉE EN FONCTION DES NIVEAUX DE CRUE.....	41
2.4. MESURES DE LA DIRECTION ET DE LA VITESSE DES COURANTS DANS LA PLAINE INONDABLE	43
2.5. MESURES AUTOMATIQUES DE LA TURBIDITÉ	44
2.6. MESURES PONCTUELLES DE LA TURBIDITÉ, DE LA CONDUCTIVITÉ ET DES MATIÈRES EN SUSPENSION.....	49
2.7. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	50
2.8. CARTOGRAPHIE DES PRATIQUES CULTURALES ET DE L'ÉTAT DES SOLS AGRICOLES AU PRINTEMPS	51
2.9. ANALYSE DES DONNÉES	51
CHAPITRE III : RÉSULTATS.....	54
3.1. BILAN DES ANNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE	54
3.2. CARTOGRAPHIE DE L'ÉTAT DES SOLS	56

3.3. PRÉSENTATION DES TROIS PHASES DE CRUE.....	57
3.4. PATRONS D'ÉCOULEMENTS DE L'EAU DANS LA PLAINE INONDABLE DU LAC-SAINT-PIERRE	63
3.4.1. SAINT-BARTHÉLEMY	63
3.4.2. PIERREVILLE	66
3.4.3. BAIE-DU-FEBVRE.....	68
3.4.4. ÎLE DUPAS	69
3.5. RELATION ENTRE TURBIDITÉ ET MES AU LSP	72
3.6. DÉLIMITATION DES SURFACES CONTRIBUTIVES.....	73
3.7. FACTEURS INFLUENÇANT LA TURBIDITÉ.....	77
3.8. ANALYSE DES RUISSEAUX TRIBUTAIRE DE LA PLAINE INONDABLE	81
3.9. IMPACT DES SURFACES CONTRIBUTIVES SUR LA TURBIDITÉ DE LA PLAINE INONDABLE	84
CHAPITRE IV : DISCUSSION ET CONCLUSION.....	86
4.1. LES PHASES DE LA CRUE ET LES PATRONS D'ÉCOULEMENT DANS LA PLAINE DU LSP ...	86
4.2. IMPACT DES PRATIQUES CULTURALES DANS LES SURFACES CONTRIBUTIVES SUR LA TURBIDITÉ DE L'EAU DANS LA PLAINE INONDABLE.....	88
4.3. LIMITE DE L'ÉTUDE.....	89
4.4. CONCLUSION.....	90
BIBLIOGRAPHIE.....	91
ANNEXE 1.....	xcviii
ANNEXE 2.....	C
ANNEXE 3.....	cvi
ANNEXE 4.....	CX
ANNEXE 5.....	Cxiv
ANNEXE 6.....	CXX
ANNEXE 7.....	CXXvi

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Charges annuelles de sédiments en suspension pour les principaux affluents du FSL et leur contribution relative entre parenthèses (%) des sources de MES à Québec (Rondeau et al., 2000).....	33
Tableau 2 : Culture implantée et pratique inventoriée dans chaque parcelle du pôle pour les trois années.	38
Tableau 3 : Résumé des points de turbidité et des échantillons relevés dans la plaine inondable selon les années	50
Tableau 4 : Surfaces contributives des parcelles du pôle d'expertise	76
Tableau 5 : Statistiques des modèles mixtes testant les effets aléatoires un par un. Le tableau met en évidence le lien entre un effet aléatoire et la turbidité sans considération des autres effets possibles.	78
Tableau 6 : Statistique des trois modèles les plus révélateurs testant une combinaison d'effets aléatoires. Le tableau présente différents modèles prenant en considération plusieurs effets aléatoires reliés à la turbidité.	78
Tableau 7 : Classification des bassins versants en fonction de leur proportion de sols peu protégés	83

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma des différents éléments du paysage et leur effet dans le bilan sédimentaire (Vissier et al., 2007).	17
Figure 2 : Répartition des masses d'eau du lac Saint-Pierre (Frenette et al., 2006).....	24
Figure 3 : Localisation de la zone littorale (0-2 an) du lac Saint-Pierre, et occupation du sol en 2014 (TCRLSP, 2017).....	27
Figure 4 : Cartographie des limites des zones de récurrence 2 ans, 20 ans et 100 ans. Cartographie tracée selon les données du Gouvernement du Québec (2020).	29
Figure 5 : Niveau en mètres du fleuve Saint-Laurent à la station de Lanoraie. Les niveaux maximum, médian et minimum sont basés sur une période de référence de 1989 à 2012. Le référentiel utilisé est le CGVD28 (MELCCC, 2020a).	30
Figure 6 : Évolution de la charge sédimentaire entre Cornwall et Québec (Rondeau et al., 2000).	32
Figure 7 : Localisation des secteurs d'échantillonnage. Le détail de chaque secteur est présenté aux figures 10 à 13.	37
Figure 8 : Exemple à Baie-du-Febvre Ouest de la localisation des ponts et ponceaux tracés, de la matrice de l'écoulement de l'eau hors crue, du réseau hydrographique modélisé et de la délimitation des bassins versants. Le model builder utilisé pour obtenir ces résultats cartographiques a été créé dans le logiciel ArcGIS par P.-A. Bordeleau, UQTR (2019). Un aperçu est disponible à l'annexe 1	40
Figure 9 : Exemple à Saint-Barthélemy de la cartographie des limites de la plaine inondable en fonction de différents niveaux d'eau. Le model builder utilisé pour obtenir ces résultats cartographiques a été créé dans le logiciel ArcGIS par P.-A. Bordeleau, UQTR (2019).....	42
Figure 10 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à Saint-Barthélemy. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Lanaudière 2008.	45
Figure 11 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à Pierreville. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Centre-du-Québec 2015.....	46
Figure 12 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à Baie-du-Febvre. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Centre-du-Québec 2015.....	47
Figure 13 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à l'Île Dupas. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Lanaudière 2008.	48
Figure 14 : Figure synthèse de la méthodologie.	53
Figure 15 : Niveau d'eau lors des crues printanières 2019, 2020 et 2021.....	54
Figure 16 : Distribution des turbidités mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise selon les années.....	55
Figure 17 : Protection des sols dans les quatre secteurs d'étude en fonction des années.	56
Figure 18 : Différentes phases de crues dans les quatre secteurs de la plaine inondable du lac Saint-Pierre en 2019, 2020 et 2021.	58
Figure 19 : Résultats journaliers du courantomètre C3B en 2019 (localisation sur la figure 12). Les phases sont indiquées avec des tons de gris différents. Lors de la première phase de crue, le	

courant est en direction NE. Puis il passe en direction SE lors de la phase 2, pour ensuite retourner dans une direction franc nord pendant la troisième phase. Ces changements de direction sont directement reliés avec le mouvement des masses d'eau.	59
Figure 20 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2019 dans une parcelle de maïs conventionnel (BAIE110) à Baie-du-Febvre au cours des phases 2 et 3 de la crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.	60
Figure 21 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2020 dans des parcelles de blé d'automne (PIER02), de prairie permanente (BAIE124), de forêt (BARTNA03) et d'avoine (BART10), à Pierreville, Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy au cours des trois phases de crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.....	61
Figure 22 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2021 dans des parcelles de soya conventionnel (BART13), de soya amélioré (BART12), de forêt (PIERNA03), de maïs conventionnel (PIER100) et de soya conventionnel (BAIE03) lors des phases 2 et 3 de la crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.....	62
Figure 23 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Saint-Barthélemy 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.	65
Figure 24 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Pierreville 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.	67
Figure 25 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Baie-du-Febvre 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.	70
Figure 26 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Île Dupas 2019. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.	71
Figure 27 : Relation entre la turbidité et les matières en suspension dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. (Les valeurs de 1000 FNU correspondant à la limite de détection de l'appareil ont été retirées.).....	72
Figure 28 : Relation entre la turbidité et les matières en suspension dans les ruisseaux tributaires de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. (Les valeurs de 1000 FNU correspondant à la limite de détection de l'appareil ont été retirées.).....	73
Figure 29 : Modification des surfaces contributives de la parcelle BAIE09 en fonction de l'intensité de la crue.	75
Figure 30 : Distribution des turbidités mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs selon les différentes phases de crue en 2019, 2020 et 2021.	79
Figure 31 : Distribution des turbidités (LOG) mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs en fonction des traitements sous-jacents en 2019, 2020 et 2021. Modèle linéaire suggérant qu'il y aurait un lien entre ces variables et ne prenant pas en considération les variables corrélées à la turbidité.	80
Figure 32 : Distribution des turbidités (LOG) mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs en fonction des traitements sous-jacents en 2019, 2020 et 2021. Modèle mixte no.3 permettant la modélisation des valeurs de turbidité en fonction de différentes variables corrélées à la turbidité.	80
Figure 33 : Turbidité dans les ruisseaux tributaires de la plaine inondable en fonction de la proportion de sols peu protégés dans le bassin versant lors des trois différentes phases de crue..	82

Figure 34 : Turbidité au-dessus des parcelles du pôle d'expertise en fonction de la proportion de sols peu protégés dans la surface contributive lors des différentes phases de crue.	85
Figure 35 : Model builder du logiciel ArcGIS permettant de créer la matrice d'écoulement de l'eau qui tient compte de la présence des ponceaux ainsi que la création des bassins versants automatisés (P.-A. Bordeleau, UQTR).	xcix
Figure 36 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la première phase de crue en 2021. Les ruisseaux tributaires apportent une importante quantité de sédiments dans la plaine inondable.	ci
Figure 37 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la première phase de crue en 2021. La turbidité dans la plaine inondable est très élevée, on constate que l'eau en provenance des stations 14 et 13 ne se mélange pas beaucoup et a des turbidités légèrement différentes.	cii
Figure 38 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. La rivière Maskinongé peu turbide crée une barrière avec la masse d'eau de la plaine inondable (très turbide). Au nord de l'autoroute, dans le bassin pour la sauvagine, l'activité photosynthétique est visible par la couleur verdâtre de ce bassin, la turbidité est très faible.	ciii
Figure 39 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve monte par la rivière du Bois Blanc et pousse sur l'eau turbide qui est confinée au nord de l'autoroute. La circulation de l'eau dans les ponceaux de l'autoroute et perturbée.	civ
Figure 40 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la troisième phase de crue en 2020. La plaine se vidange et le courantomètre C1D prend une direction visant davantage le sud puisque l'eau au-dessus de lui se vide tranquillement dans la rivière du Bois Blanc (ST112)	cv
Figure 41 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Tous les ruisseaux tributaires de la plaine inondable entrent dans la plaine avec une turbidité extrême. Le trajet que l'eau emprunte est très linéaire et a ce stade, aucun écoulement latéral n'est décelé (C1C3).	cvii
Figure 42 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve entre majoritairement par le ruisseau Sarrazin (ST18). Dans la plaine, l'eau moins turbide se déplace dans un mouvement latéral vers l'est. À l'ouest de la montée Saint Laurent, le courantomètre C1A démontre que l'eau est freinée par la route et dévie vers le sud.	cviii
Figure 43 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la troisième phase de crue en 2020. La plaine inondable termine de se vidanger dans le fleuve, créant un contraste de turbidité le long de la rive. Dans la plaine, le courantomètre C1A est à moitié exondé, la petite dépression topographique fait en sorte qu'il reste encore un peu d'eau à cet endroit.	cix
Figure 44 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la première phase de crue en 2021. Malgré que l'on soit dans la première phase de crue, les turbidités enregistrées sont nettement plus faibles que dans les autres secteurs. L'eau entre par le trou dans la digue (C2A3) et s'évacue par le ruisseau au nord-ouest du secteur (C2A2) ainsi que par le ruisseau au centre du secteur (visible sur l'image satellitaire).	cx
Figure 45 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la deuxième phase de crue en 2019. Étant donné le niveau d'eau important, un mouvement latéral vers l'est s'installe (C2A). On remarque également sur l'image Sentinel-2 qu'à la jonction entre la terre et l'eau, les sédiments sont soulevés du fond et créent une turbidité d'origine locale. À cet endroit précis, la	

couverture du sol de la parcelle sous-jacente est un facteur déterminant dans la valeur de turbidité mesurée..... cxii

Figure 46 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la troisième phase de crue en 2020. Les valeurs de turbidité mesurée restent toujours les plus faibles. Les courantomètres sont rapidement exondés..... cxiii

Figure 47 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Les valeurs de turbidité mesurée dans les ruisseaux sont très élevées. Les bassins de rétention de l'eau de fonte pour la sauvagine sont pompés et se déversent vers le fossé. L'eau de fonte claire dilue l'eau turbide dans le fossé. Les eaux se mélangent et s'écoulent en direction sud-ouest, ce qui explique la valeur de turbidité plus faible mesurée à la station 37..... cxv

Figure 48 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Le faible niveau d'eau a confiné notre transect dans le fossé. L'eau de fonte issue des territoires de la défense nationale se déverse dans le fossé à différents endroits, diluant de façon sporadique l'eau turbide dans le fossé..... cxvi

Figure 49 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve entre dans la plaine inondable par la rivière Brielle (C3B). L'effet de dilution est assez localisé près de la rivière et la turbidité reste assez élevée au-dessus des parcelles agricoles. Dans les parcelles endiguées près des étangs d'épuration, la turbidité est moindre dû à l'absence d'apports externe de turbidité par les ruisseaux..... cxvii

Figure 50 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. Le courantomètre C3B affiche toujours une direction sud-est. Les parcelles endiguées près des étangs d'épuration ainsi que celles à l'est de la rivière Brielle enregistrent des turbidités moindres qu'ailleurs dans la plaine, ce qui permet l'activité photosynthétique dans ces bassins.....cxviii

Figure 51 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la troisième phase de crue en 2019. La plaine inondable se draine tranquillement. La rivière Brielle reprend son sens d'écoulement normal (C3B). La turbidité diminue légèrement. L'eau au-dessus des parcelles se dirige vers le fossé (C3A) pour ensuite rejoindre la rivière Brielle plus en aval..... cxix

Figure 52 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la première phase de crue en 2020. La fonte des neiges et les précipitations entraînent des particules de sols dans les cours d'eau qui se dirigent vers la plaine inondable, la turbidité y est très élevée..... cxx

Figure 53 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la première phase de crue en 2020. L'eau emprisonnée dans la plaine à cause de la glace encore présente dans le fleuve stagne dans la plaine. Les plus grosses particules de sols se déposent au fond de l'eau provoquant une diminution assez rapide de la turbidité.....cxxii

Figure 54 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. En fonction du niveau d'eau atteint, le ruisseau David-Houle (ST31) peut avoir un effet sur les parcelles à l'est de ce dernier. Toutefois, si le niveau d'eau n'est pas assez élevé, la digue l'empêchera de se mélanger avec les eaux à l'est. Lors de cette phase, l'eau du fleuve entre par le fossé (M45). On décèle également un écoulement vers l'est sur les images Sentinel-2. .cxxiii

Figure 55 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la troisième phase de crue en 2020. L'eau au-dessus des parcelles endiguées est pompée pour permettre aux agriculteurs une entrée au champ plus hâtive. Dans les parcelles non endiguées, l'eau fait une boucle vers l'est (C3C) et est ensuite déviée par la digue de l'autre côté pour ensuite emprunter le cours d'eau de la station 38 afin de rejoindre le fleuve.....cxxiv

Figure 56 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la troisième phase de crue en 2021. Lorsque les niveaux d'eau sont faibles et que les crues sont de courte durée, l'eau à l'intérieur des digues est conservée plus longtemps pour permettre le repos de la sauvagine. La gestion des pompes a donc un effet sur le contexte hydrologique de la plaine.cxxv

Figure 57 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la première phase de crue en 2019. La turbidité de ce secteur est influencée par les parcelles agricoles locales et par l'eau du fleuve. Puisque l'influence est seulement locale, l'eau n'est pas soumise à des régimes torrentiels dans les cours d'eau. La turbidité est donc assez faible comparativement aux autres secteurs lors de la première phase de crue.cxxvii

Figure 58 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau de fonte locale se dirige vers l'est (C4A1) alors que l'eau du fleuve qui monte se dirige vers l'est (C4A2). Cela crée une séparation des masses d'eau plus turbide à l'ouest et moins turbide à l'est, ainsi qu'un bouchon vaseux au centre. L'eau passe alors par le cours d'eau au nord du secteur pour rejoindre le fleuve.cxxvii

Figure 59 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la troisième phase de crue en 2019. L'eau finit par se retirer par les deux ruisseaux du secteur et la turbidité diminue.cxxvii

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

BART	Saint-Barthélemy (secteur de recherche)
BDPPAD	Base de données des parcelles et productions agricoles déclarées
BDF	Baie-du-Febvre (secteur de recherche)
BDTQ	Base de données topographique du Québec
DUPAS	Île Dupas (secteur de recherche)
FSL	Fleuve Saint-Laurent
FNU	Formazin Nephelometric Units
GPS	Système de Positionnement Global
LIDAR	Light Detection and Ranging
LSP	Lac Saint-Pierre
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MELCC *	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MDDELCC *	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MDDEFP *	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MES	Matières en suspension
PVL	Pierreville (secteur de recherche)
SIG	Système d'information géographique (ArcGIS)
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières

* Note : Les acronymes MELCC, MDDELCC, MDDEFP et MEF représentent tous le même ministère qui a changé de nom à travers le temps.

CHAPITRE I : INTRODUCTION

1.1. MISE EN CONTEXTE

Le lac Saint-Pierre (LSP) est un site exceptionnel qui représente une richesse de biodiversité d'importance majeure, mais également une richesse économique pour les Québécois (MDDEFP, 2013). Toutefois, depuis plusieurs décennies, les activités anthropiques qui s'exercent dans le bassin versant et dans la plaine d'inondation du lac ont un effet négatif non négligeable sur ce dernier (Dauphin & Jobin, 2016). La mauvaise qualité de l'eau, la diminution de la végétation, et la perte de connectivité sont des facteurs qui entraînent une perte de la qualité des habitats. Cette perte d'habitats de qualité a des répercussions négatives sur la vie aquatique ainsi que ses possibilités de développement et de mise en valeur (MDDEFP, 2013; de la Chenelière et al., 2014). La pression anthropique dans le LSP est à un point tel que des mesures ont dû être mises en place dans le lac pour préserver les stocks de perchaude. En effet, depuis le mois de mai 2012, un moratoire sur la pêche commerciale et sportive de la perchaude est en place dans le LSP (Magnan et al., 2018).

Avant les années 1960, la perchaude était très peu exploitée dans le LSP. C'est à partir des années 1970 que les pêches commerciales et sportives à la perchaude ont pris de l'ampleur. Ainsi, la pression de pêche grandissante, combinée à plusieurs années successives de faible succès de reproduction, a conduit à l'effondrement des stocks de perchaude entre les années 1995 et 1998 (Magnan et al., 2018). Malgré les efforts des dernières années, les stocks de perchaude demeurent préoccupants. Grâce au moratoire, la perchaude a pu se maintenir, mais à un niveau d'abondance faible et présentant un faible recrutement (Magnan et al., 2018). Plusieurs facteurs limitent le rétablissement de la population, notamment la perte d'habitat dans le littoral, la détérioration des herbiers aquatique, la piètre qualité de l'eau, l'arrivée d'espèces compétitrices et la prédation supplémentaire par le cormoran à aigrettes (de la Chenelière et al., 2014).

L'état de santé du LSP est donc très préoccupant. Le pourtour du LSP, son archipel et les bassins versants des rivières se jetant dans le LSP sont tous caractérisés par une forte présence des activités agricoles. En effet, 5000 ha du littoral sont occupés par l'agriculture. Au Québec, l'agriculture est majoritairement représentée par des superficies en grandes cultures. Malheureusement, ces dernières entraînent une érosion accrue des sols, et ce particulièrement au printemps. Dans les plaines inondables du LSP, la turbidité élevée de l'eau et les concentrations élevées en matières en suspension (MES) dégradent la qualité de l'habitat du poisson en ensablant les frayères (Gangbazo et al., 1997). Ainsi, connaissant la valeur importante des milieux humides du LSP, il est important de minimiser les perturbations de l'empiètement humain et de l'agriculture. L'amélioration de la santé du lac ne peut passer que par la réduction des pressions agricoles. Ainsi, pour réussir à retrouver un équilibre dans l'écosystème du LSP, il faudra poser des actions de restauration et réaliser des changements dans les activités humaines autour du lac afin de

respecter la capacité de support de l'écosystème (de la Chenelière et al., 2014; Dauphin & Jobin, 2016).

C'est dans ce contexte qu'en juillet 2018, le gouvernement du Québec a créé le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (MELCC, 2018). Le Pôle a un mandat bien spécifique : proposer une stratégie d'intervention dans la zone littorale favorisant la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du LSP et soutenant la restauration de milieux prioritaires (MELCC 2018; UQTR, 2020). Pour se faire, une collaboration de plusieurs chercheurs et la mise en commun de plusieurs projets de recherche seront nécessaires (UQTR, 2020). L'étude présentée ici fait partie des nombreuses recherches qui permettront d'atteindre les objectifs du Pôle. Ainsi, cette étude se concentre sur l'hydrodynamique et la qualité de l'eau. Afin de pouvoir mesurer l'impact des futures interventions de restauration dans la zone littorale du LSP, il est nécessaire d'en préciser les patrons d'écoulement de l'eau et les surfaces contributives en MES et à la turbidité de l'eau.

1.2. LES PLAINES INONDABLES CULTIVÉES ET LEUR RESTAURATION

Depuis des millénaires, les plaines inondables autour des lacs, des rivières ou des fleuves sont des secteurs privilégiés pour l'agriculture puisqu'ils présentent des sols fertiles idéaux pour la production alimentaire. De manière générale, les zones plus hautes de la plaine d'inondation sont plus adaptées aux cultures annuelles alors que les zones plus basses sont davantage adaptées aux pâturages étant donnée leur humidité supérieure (Verhoeven & Setter, 2010). Néanmoins, les cultures annuelles sont depuis longtemps cultivées dans la plaine inondable sans ou avec peu d'adaptations aux inondations. Les plaines inondables cultivées avec des cultures annuelles ont des conséquences importantes notamment ; l'augmentation des sédiments, l'augmentation des charges d'azote et de phosphore ainsi que l'eutrophisation des lacs et rivières. De ce fait, l'exploitation des terres en zone inondable entraîne une dégradation de la qualité de l'eau, une perte de biodiversité et une réduction potentielle des rendements des cultures (Verhoeven & Setter, 2010). Dans plusieurs régions, le désir d'améliorer les terres dans les plaines inondables a souvent mené à la régulation des régimes hydrologiques par la construction de barrages ; le but étant d'étendre les zones agricoles cultivables, d'accueillir la navigation ou de produire de l'énergie. Évidemment, de telles opérations d'importance ont eu des effets négatifs non négligeables sur les plaines inondables notamment en entraînant la perte de connectivité hydrologique ainsi que la perte du caractère de zone humide à long terme des zones basses des plaines inondables (Verhoeven & Setter, 2010).

1.2.1. LE BILAN SÉDIMENTAIRE DES PLAINES INONDABLES

Plusieurs études démontrent que les plaines inondables des fleuves fournissent des services écosystémiques précieux, mais que les divers habitats aquatiques sont grandement perturbés lorsque la plaine inondable est cultivée intensivement (Shields et al., 2013). Les études sur le bilan sédimentaire des rivières sont nombreuses, mais les études sur la dynamique sédimentaire dans la plaine inondable elle-même et l'impact de l'agriculture dans la plaine en tant que telle sont plutôt rares. Normalement, les plaines inondables sont considérées comme des zones de stockage de sédiments dans les bassins versants (Dunne et al., 1998). Cependant, les conditions environnementales et l'agriculture dans les plaines inondables font en sorte que ces dernières peuvent devenir des zones de rejets de sédiments. À titre d'exemple, en Australie, la canne à sucre est cultivée sur les sols alluviaux du nord du Queensland et la perte de sédiments et de nutriments de ces zones est considérée comme une menace pour les écosystèmes côtiers et marins (Visser et al., 2007). Depuis l'établissement humain dans le bassin versant de la rivière Hébert, vers 1860, le paysage a été profondément transformé par les agriculteurs pour leur permettre de cultiver la canne à sucre dans la zone littorale inondable (Visser et al., 2007). Les agriculteurs ont procédé à une structuration du paysage en différents éléments, soit : les champs, les sillons d'eau entre les rangs, les remblais et le drainage artificiel (Figure 1). Ces modifications ont nécessairement perturbé la dynamique de sédimentation dans le paysage de la rivière Hébert. Le bilan sédimentaire réalisé par Vissier et al. (2007) suggère que la culture de canne à sucre dans la plaine inondable en période de crue soit la plus importante source nette de sédiments, l'exportation variant entre 2 et 5 t/ha/an. C'est-à-dire qu'en raison de l'augmentation de l'activité agricole, les plaines inondables de la rivière Hébert sont devenues des sources de sédiments et de nutriments (Visser et al., 2007).

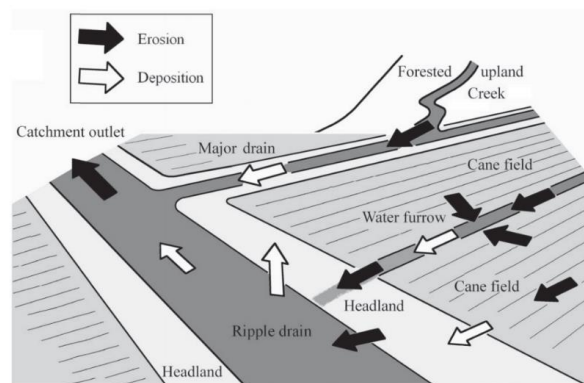


Figure 1 : Schéma des différents éléments du paysage et leur effet dans le bilan sédimentaire (Vissier et al., 2007).

L'étude de Shields et al. (2013) quant à elle a procédé au suivi de la réhabilitation d'un marais situé dans le bassin versant de la rivière Yazoo au Nord-Ouest du Mississippi. Ils ont utilisé des structures de contrôle de l'eau pour maintenir une plus grande profondeur d'eau dans le marais restauré et ils ont détourné environ 75% des eaux de ruissellement polluées. Grâce à cela, ils ont pu démontrer l'amélioration de la qualité de l'eau et de la richesse en espèces de poissons par rapport à un marais non traité adjacent. Ils ont également souligné que la qualité de l'eau au printemps et en hiver est régie par des processus hydrologiques tels que le ruissellement et l'érosion. Les gradients inter-sites de la qualité de l'eau et de l'habitat étaient fortement corrélés à la profondeur de l'eau et la charge de ruissellement qui elle, est influencée par la couverture ou non des sols en hiver (Shields et al., 2013). Également, il a été observé que lors des périodes pluvieuses, le ruissellement local a affecté les sites témoins par une augmentation des sédiments en raison des champs souvent laissés sans couverture pendant l'hiver. Ainsi, il attribue les changements dans la qualité de l'eau à des tendances saisonnières graduelles superposées à de fortes variations diurnes. Toutefois, le détournement des eaux réduit la connectivité, ce qui n'est pas souhaitable pour les communautés de poissons. Seules les plus fortes pluies ont rétabli la connectivité de manière sporadique, tout en coïncidant avec une augmentation des sédiments dans le marais. Ces méthodes sont donc pertinentes, mais sont évidemment peu réalisables dans la plaine inondable du LSP, étant donné le caractère très coûteux de ces méthodes et le fait que cela nécessite des compromis tels que la réduction de la connectivité, ce qui n'est pas souhaitable.

1.2.2. LA RESTAURATION DES PLAINES INONDABLES

Les résultats d'une évaluation des grands fleuves à travers le monde ont démontré que plus de la moitié de ces systèmes sont affectés par des barrages (Nilsson et al., 2005). La perte de zones humides, notamment celles dues à la construction de barrage, est un problème courant et fortement étudié à travers le monde. Par exemple, en Europe, on estime qu'il reste seulement 10% de forêts d'origine dans les plaines inondables. C'est donc 90% de ces secteurs qui ont été perdus ou qui ne sont plus intacts sur le plan fonctionnel (Tockner & Stanford, 2002; Tockner et al., 2009). Des schémas similaires, concernant les pertes de plaines inondables de qualité, se sont produits dans plusieurs grands fleuves, notamment le Rhin, le Danube, le Yangtsé et le Mississippi.

Dans les dernières années, l'augmentation des préoccupations environnementales et l'intérêt grandissant pour le rétablissement de l'intégrité écologique des fleuves ont mené à la création de divers programmes de restauration. Ces programmes sont basés sur la connaissance des bienfaits du retour aux régimes hydrologiques naturels et du rétablissement de la connectivité écologique en plus de l'aspect positif que représente la diminution des travaux d'agriculture dans la plaine inondable (Verhoeven & Setter, 2010).

Prenons par exemple le Rhin, qui a perdu sept espèces indigènes de poissons sur les 47 vivant historiquement dans ce fleuve (Van Steveninck et al., 1990). La construction de canaux pour la navigation, la présence d'industries et de l'agriculture dans la plaine

inondable sont des facteurs qui ont mené le Rhin à une perte importante de biodiversité et à une pollution de l'eau majeure (Raith, 1999). Au début des années 1970, le fleuve, coulant au travers de 9 pays européens et mesurant une longueur totale de 1320 km, a été déclaré écologiquement mort, suite à une vague de pollution au mercure qui a entraîné des mortalités massives des espèces aquatiques (Schulte et al., 1992). La réduction de la pollution de l'eau, la restauration des habitats des poissons migrateurs ainsi que la protection des zones d'importance pour la biodiversité végétale et animale sont alors devenues les priorités d'un programme international pour restaurer l'intégrité du Rhin. Comme mentionnée précédemment, l'agriculture est l'élément qui contribue le plus à la dégradation de la qualité de l'eau le long du Rhin. Ainsi, le programme « Rhin 2020 » prévoit restaurer la dynamique fluviale par la destruction ou l'ouverture des barrages, la réouverture des zones inondables, mais surtout le reboisement et la conversion des terres cultivées en prairies. Également, le programme prévoit la mise en place de meilleures pratiques agricoles surtout dans les hautes sections de la plaine inondable par la mise en place de filtres de végétation ou par l'agriculture biologique.

Des mesures de restauration similaires à celles du Rhin ont été entreprises le long du Danube (Tockner et al., 2009; Schwarz, 2010; Hein et al., 2016). Ce fleuve qui mesure 2850 km de long a été affecté par l'activité de 78 barrages pour la colonisation et l'agriculture, entraînant ainsi la perte de plus 68% de ses plaines inondables actives. Ainsi, plusieurs programmes successifs de restauration ont eu pour but de renverser les charges croissantes d'azote et de phosphore le long du fleuve par le biais d'actions obligatoires ou de mesures volontaires financées. Les actions pour les zones agricoles incluaient une meilleure gestion des éléments nutritifs par l'optimisation de la fertilisation, la modification des méthodes de culture (rotation des cultures restreinte, cultures dérobées, engrais verts), la conversion de certaines terres cultivées en zones humides, la conservation des sols (techniques de contrôle de l'érosion, couverture du sol, maintien de la teneur en humus dans la couche arable) ainsi que des mesures naturelles de rétention d'eau (zones humides, filtres à herbe, voies d'eau gazonnées). Ces programmes ont fait en sorte que dans delta du Danube, 15000 ha sur 15 ans ont été restaurés simplement grâce à l'ouverture de barrages et à la conversion des terres cultivées en zones humides (Hein et al., 2016).

Du côté de la Chine, le fleuve Yangtze, mesurant 6300 km de long, est le plus long fleuve du pays. Il a été massivement régulé et les zones humides ont disparu pour être cultivées. Cela a eu pour effet d'augmenter la fréquence des inondations, de créer une forte charge sédimentaire et ultimement d'entraîner l'eutrophisation du fleuve. Sa restauration écologique repose, depuis 1998, sur l'augmentation de la couverture forestière, le reboisement des terres agricoles escarpées, la suppression des remblais et la conversion des cultures par l'expropriation des agriculteurs dans les nouveaux cantons (Pitcock & Xu, 2010). La restauration du Yangtze est donc très stricte puisque l'agriculture est maintenant exclue des plaines inondables le long de ce fleuve.

Aux États-Unis, le fleuve Mississippi abritait anciennement la plus grande zone humide boisée d'Amérique du Nord. Cette grande plaine alluviale abrite de nombreuses espèces

de poisson, de reptiles, d'amphibiens et de mollusques parmi lesquelles plusieurs sont menacés ou en voie de disparition (Fremling et al., 1989). Au cours du dernier siècle, des digues et des fossés ont été érigés. Ajoutons à cela le déboisement excessif à des fins d'agriculture, le fleuve Mississippi se trouve maintenant en position délicate. Étant donné la situation, depuis 1992, l'organisation *Nature Conservancy* et les autorités américaines se sont engagées à protéger et restaurer des centaines de milliers d'hectares d'importance pour les espèces aquatiques, migratrices et menacées (The Nature Conservancy, 2002). Les principales actions effectuées en regard de l'amélioration de l'agriculture regroupent l'ensemble des pratiques énumérées dans les exemples précédents.

1.2.3. L'APPLICATION DES MÉTHODES AGROENVIRONNEMENTALES DANS LES PLAINES INONDABLES

La principale stratégie menée à travers le monde pour la restauration des plaines inondables cultivées consiste à exclure les cultures annuelles et à les convertir en prairies ou en zones humides. Lorsque le régime d'écoulement de l'eau a été perturbé, la principale stratégie est de rétablir des régimes d'écoulement naturels et donc de procéder à une réouverture des plaines inondables. Aussi de manière générale, la mise en place de meilleures pratiques agricoles telles que les cultures de couverture, bandes enherbées, zones tampons riveraines, gestion des nutriments ou encore l'agriculture biologique sont appliquées majoritairement dans les zones de hautes terres, inondées de manière non régulière.

Les cultures de couvertures sont des cultures spécifiquement cultivées dans le but de couvrir le sol pour le protéger de l'érosion et des pertes de nutriments engendrés par le ruissellement et le lessivage (Pieters & McKee, 1938; Reeves, 1994). Lorsque les cultures de couvertures sont labourées et incorporées au sol, elles deviennent des cultures d'engrais verts (CRAAQ, 2000). Au Québec, deux types de cultures de couverture sont classiquement intégrés aux pratiques agricoles des agriculteurs, soit les cultures intercalaires et les cultures successives. La différence principale entre les deux systèmes réside dans le moment de la plantation et de la récolte. Les cultures de couverture intercalaires sont plantées au moment du semis ou pendant la saison de croissance de la culture commerciale (par exemple le ray-grass intercalé dans le maïs) alors que les cultures de couverture successives sont semées juste après la récolte de la culture commerciale ou pendant ses derniers stades de croissance (par exemple le pois fourragé semé après la récolte de céréales). Dans les systèmes intercalaires, la culture principale et la culture de couverture complètent généralement leur cycle de vie en même temps ce qui, malheureusement, peut conduire à une concurrence importante pour la lumière, l'eau ou les nutriments (Magdof & Van Es, 2009). Le fait de bien choisir les cultures de couvertures en fonction de la culture principale est un des moyens simple et efficace d'éviter toute interférence entre les deux cultures. Par exemple, le trèfle rouge est souvent semé avec du blé de printemps étant donné leur période de croissances différentes (CRAAQ, 2000).

Plusieurs études ont été menées afin d'évaluer les impacts des cultures de couverture sur le contrôle de l'érosion. Les cultures de couverture sont utiles puisque la présence de végétation, qu'elle soit vivante ou morte a un effet important sur le taux d'érosion (Pimentel et al., 1995). La texture des sols, la teneur en matière organique et le développement structurel ont également un effet sur la quantité d'érosion produit par un sol. Dans certains cas, les cultures de couverture auraient même atteint des taux d'érosion presque nuls. Dans l'Oklahoma, une étude de Sharpley & Smith (1991) a démontré que les sols qui n'avaient pas de couvert végétal, en l'occurrence de seigle ou de blé d'hiver, ont perdu de 2.5 à 4.8 fois plus d'eau que les terres couvertes qui avaient un succès de rétention et d'infiltration plus important. Une autre étude réalisée au Michigan sur des terres de loam limoneux a permis une réduction de 96% du taux d'érosion grâce à l'implantation de culture de couverture de seigle dans le maïs sans labour, passant ainsi de 22 t/ha à 0.9 t/ha (Wendt & Burnell, 1985). En Caroline du Nord, le seigle et la vesce velue ensemencés à l'automne après labourage du maïs, a permis une réduction de l'érosion de 92% comparativement au labourage sans culture de couverture, passant ainsi de 41,3 t/ha à 3,3 t/ha (Martin & Cassel, 1992). Les cultures de couverture permettent la fourniture d'une couverture protectrice au sol, l'absorption de l'énergie des gouttes de pluie, la réduction du détachement des agrégats du sol, l'augmentation de la rugosité de la surface du sol, le retard de l'infiltration du ruissellement, l'interception du ruissellement, la réduction de la vitesse de ruissellement, l'augmentation de la fenêtre temporelle d'infiltration de l'eau et la promotion de la formation d'agrégats stables à l'eau (Blanco-Canqui et al., 2011). En somme, ces effets des cultures de couverture font en sorte qu'elles sont une pratique agronomique efficace pour permettre la réduction de pertes de particules de sol dans les eaux de ruissellement, et donc potentiellement la turbidité de l'eau dans les écosystèmes aquatiques entourant les cultures annuelles. Par contre, il est important de mentionner que les effets bénéfiques des cultures de couverture mentionnés ci-dessus ont été observés seulement dans des environnements non inondés. Ainsi, l'efficacité des cultures de couverture à contrôler l'érosion en zone inondable est méconnue. Les effets pourraient donc être très différents en zone inondée comparativement aux processus de ruissellement dû à la pluie ou la fonte des neiges dans les zones non inondées. Il est toutefois possible qu'elles aient tout de même des effets positifs sur la qualité de l'eau qui la submerge et la biodiversité aquatique. D'autres recherches sont néanmoins nécessaires pour quantifier les avantages des cultures de couverture pour la faune.

En ce qui concerne le travail du sol, les différentes méthodes ont un effet sur le ruissellement, les pertes de sédiments et d'éléments nutritifs et donc ultimement sur la qualité de l'eau. De manière traditionnelle, les agriculteurs procèdent au labourage du sol qui consiste à ouvrir la terre à une certaine profondeur et à la retourner. Malheureusement, cette méthode a des impacts négatifs importants à long terme sur l'environnement. C'est pourquoi plusieurs autres méthodes de travail du sol ont vu le jour. Notamment, un labour traditionnel suivant les courbes de niveau pourrait permettre de limiter les pertes de sols (Van Doren, 1960). Le travail réduit du sol quant à lui consiste à la réalisation d'une préparation automnale du sol à l'aide d'un chisel. Il est moins intensif que le travail du sol conventionnel puisqu'avec cette technique, le sol est simplement brisé ou soulevé dans le but de préparer à la plantation de culture. Il présente

une meilleure protection du sol contre l'érosion hydrique grâce aux résidus laissés au sol. Le semi-direct, quant à lui, consiste à réaliser la plantation de graines dans le sol sans retourner la terre. Ainsi, la plus grande porosité du sol et la faible compaction favorisent l'infiltration de l'eau dans le sol. Le semi-direct favoriserait une meilleure qualité du sol en améliorant sa structure, son contenu en matière organique, sa rétention de l'eau, et en favorisant les populations de lombrics (Tan et al., 1998). Selon une méta-analyse sur 77 articles, l'adoption du semi-direct permettrait une diminution de 22% du ruissellement par rapport au travail réduit et une diminution de 27% du ruissellement par rapport au labour (Sun et al., 2015). Du côté de l'Ontario, des mesures d'infiltration de l'eau ont été effectuées et ont démontré une infiltration supérieure de 46% dans une culture de maïs en semi-direct par rapport au labour avec les écarts de différences les plus élevés lors de la fonte nivale (Patni et al., 1996). Dans une étude de Pesant et al. (1987), des champs de maïs ensilage en semis direct ont été comparés à des champs de maïs ensilage en labour conventionnel. Les résultats ont démontré des rendements similaires entre les deux techniques. L'étude a également mis de l'avant une réduction de 64% du ruissellement, 92% des pertes de sol, et respectivement 73% et 94% des pertes de phosphore et de potassium. Toutefois, les pertes de nitrates étaient plus élevées en semi-direct qu'en labour conventionnel. Certaines études ont aussi démontré un effet non significatif voire négatif du semis direct par rapport au labour sur les écoulements d'eau (Martin & Cassel, 1992). Ces résultats seraient attribuables à une plus forte humidité du sol, une plus faible rugosité du sol, ou une moindre fissuration des sols argileux en semis direct. Le semi-direct augmenterait les pertes de nitrates par lessivage d'environ 47%, mais n'affecte pas les pertes en nitrates par ruissellement comparé au labour traditionnel (Daryanto et al., 2018). Ce faisant, le semi-direct ne peut être une solution unique au problème et doit s'accompagner de pratiques additionnelles, par exemple les cultures de couverture, pour permettre d'améliorer la rétention de l'azote dans le sol et sa minéralisation.

Les bienfaits des bandes riveraines pour la diminution de la pollution diffuse ont été démontrés par plusieurs études. Par exemple, une étude de Collins (2013) effectuée dans quatre tronçons de rivières dans le bassin versant du lac Ellesmere a démontré des améliorations au niveau de l'oxygène dissous et la turbidité à la suite de plantations riveraines. Toutefois, l'âge de la plantation, la qualité et la densité des plants, l'ombrage, la pente de terrain, le débit de la rivière, la largeur de la bande riveraine, la conception, l'installation et l'entretien de cette dernière sont des facteurs influençant la capacité de la bande riveraine à produire des effets bénéfiques sur la qualité de l'eau (Barling & Moore, 1994; Fennessy & Cronk 1997; Collins et al., 2013). Les bandes tampons sont davantage efficaces, pour éliminer les sédiments grossiers que les sédiments fins provenant du ruissellement. Ainsi, même avec une bande riveraine, les fines particules restent souvent en suspension dans le ruissellement de surface et peuvent toujours pénétrer dans les cours d'eau (Barling & Moore, 1994). Toutefois, plus la plantation est large, meilleure est la capacité de filtration (Fennessy & Cronk 1997). Une largeur supérieure à 10 m est recommandée comme minimum pour remplir des fonctions de restauration, et une largeur entre 15 et 20 m de bande riveraine serait susceptible de fournir un entretien minimal et de soutenir une végétation autosuffisante (Collins et al., 2013). Toutefois, il est peu fréquent que les propriétaires soient enclins à délaissier une si grande portion de leur terre à des fins de restauration. Pour toutes ces raisons, l'implantation de bandes riveraines,

même les plus larges, n'est pas une solution unique au problème de sédiments dans les cours d'eau.

En résumé, la restauration de la plaine inondable du LSP ne résidera probablement pas dans une solution unique, mais plutôt un assemblage de plusieurs pratiques agroécologiques. Malheureusement, la dégradation d'un milieu se produit souvent sur de vastes zones, tandis que la restauration se concentre sur un ou quelques sites (Bond & Lake, 2003). Les techniques de restauration existantes n'en sont qu'à leur début et le succès de ces dernières ne peut être garanti, en particulier compte tenu de l'ampleur des modifications hydrologiques survenues dans la plupart des pays développés (Fennessy & Cronk 1997). Les stratégies énumérées précédemment pourront faire partie des recommandations finales du pôle d'expertise afin de réduire les apports en sédiments dans la plaine. Toutefois, afin de déterminer quelles seront les stratégies les plus efficaces, il est nécessaire de combler le manque de connaissances sur les patrons d'écoulement de l'eau en période de crue ainsi que sur l'érosion printanière et la turbidité qui en découle dans la plaine inondable du LSP.

1.3. LE LAC SAINT-PIERRE ET SA PLAINE INONDABLE

Le lac Saint-Pierre est le dernier élargissement majeur du fleuve Saint-Laurent (FSL) entre Sorel et Trois-Rivières. Tout comme le lac Saint-François et le lac Saint-Louis, le LSP est qualifié comme un lac fluvial. En effet, leur superficie est caractéristique d'un lac, toutefois, ils ont une dynamique d'écoulement typique d'un fleuve (La Violette, 2004). Le LSP est le 36^e site de Ramsar au Canada, et ce depuis le 24 mai 1998. Grâce à sa grande diversité biologique, le LSP est également reconnu par l'UNESCO comme réserve mondiale de la biosphère depuis novembre 2000 (MEF, 1998; MDDEFP, 2013). Le LSP fait 30 km de long par 13 km de large. Il couvre une superficie de 318 km² et draine un immense territoire, de plus de 990 000 km² qui constitue son bassin versant (La Violette, 2004). Cette superficie inclut évidemment l'entièreté des bassins versants des Grands Lacs. De cette superficie d'alimentation, 58 % sont situés aux États-Unis, 28 % en Ontario, et 14 % au Québec (MDDEFP, 2013). La profondeur du lac est en moyenne de 3 mètres, sauf dans la voie maritime où la profondeur atteint les 11.3 mètres (MEF, 1998; MDDEFP, 2013). En effet, depuis les 150 dernières années, les pressions provenant de la navigation commerciale ont fait en sorte que l'on a creusé le lac en son centre à plusieurs reprises à travers les années afin de permettre un passage des navires commerciaux (Morin & Côté, 2003). Cette particularité du lac fait en sorte que la vitesse du courant est très différente entre le chenal et les zones littorales, soit respectivement des moyennes de 0.6 à 1 m/s et moins de 0.3 m/s (La Violette, 2004). D'ailleurs, le temps de séjour de l'eau y est également différent, soit, un temps de séjour moyen de 20h pour le chenal de navigation versus un temps de séjour moyen de 72h de part et d'autre du chenal (La Violette, 2004). Le LSP est divisé en trois secteurs qui sont séparés en huit masses d'eau principales (Figure 2) (MEF, 1998; Frenette et al., 2003; Frenette et al., 2006).

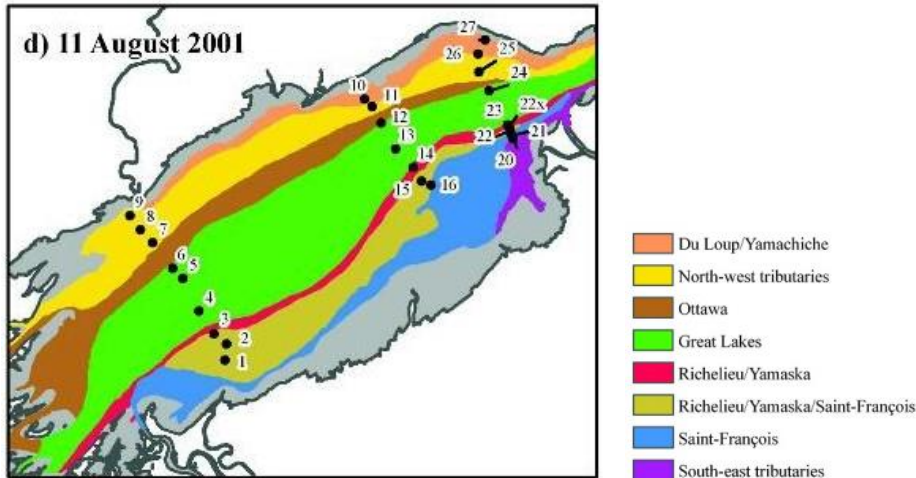


Figure 2 : Répartition des masses d'eau du lac Saint-Pierre (Frenette et al., 2006).

En premier lieu, on retrouve les affluents du Nord. Les rivières des Outaouais, L'Assomption, Maskinongé, du Loup et Yamachiche constituent les affluents de la première masse d'eau. La rivière des Outaouais, qui représente la majorité de la source d'eau du nord, draine un grand territoire forestier, elle apporte donc une grande quantité de carbone organique dissous. Les autres tributaires drainent davantage un territoire agricole et sont une source non négligeable de MES et de nutriments, soit majoritairement d'azote et de phosphore (Frenette et al., 2003; Frenette et al., 2006). En second lieu, on retrouve la partie centrale du lac. Cette section est essentiellement alimentée par l'eau dite verte en provenance des Grands Lacs. Comme mentionné précédemment, une des principales caractéristiques de cette zone est que l'eau y circule à une vitesse beaucoup plus grande que dans les zones au nord et au sud. D'ailleurs, l'azote et le phosphore y sont dans des proportions beaucoup plus faibles que dans les zones littorales. Cette masse d'eau est faible en carbone organique dissous et se compose de très peu de MES (Frenette et al., 2003; Frenette et al., 2006). Les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François constituent les principaux affluents du sud, soit la troisième masse d'eau. Étant donnée la forte concentration des activités agricoles dans ces secteurs, les eaux apportées par ces rivières sont essentiellement caractérisées par une couleur davantage brunâtre et turbide et une forte concentration en carbone organique dissous (Frenette et al., 2003; Frenette et al., 2006). C'est le flot rapide et laminaire du chenal maritime qui empêche le mélange des eaux au sud et au nord de celui-ci. Les eaux des principaux affluents sont rabattues le long de la rive et se mélangent que très lentement avec les eaux vertes centrales. En plus de cela, la profondeur, la forme du fond du lac, la friction avec le fond et la présence de macrophytes sont des facteurs qui font en sorte que parmi les huit masses d'eau, certaines s'écoulent à des vitesses différentes (Frenette et al., 2006). Néanmoins, l'apport de l'ensemble des 14 tributaires principaux du LSP est non négligeable. En effet, à l'entrée du LSP, le débit moyen du fleuve est de $9\,725\text{ m}^3/\text{s}$. À la sortie du lac, ce débit est de $10\,500\text{ m}^3/\text{s}$, ce qui équivaut à un accroissement de 8% (Frenette et al., 2003; La Violette, 2004; Frenette et al., 2006).

Depuis 1844, nombre de travaux ont eu lieu dans le LSP. Les travaux de dragage successif dans le chenal maritime sont l'exemple le plus commun (Morin & Côté, 2003). Mentionnons également que lors de la construction de la voie maritime, l'île des Barques a été sectionnée en deux afin de favoriser le passage des bateaux commerciaux (La Violette, 2004). Notons que des dragages d'entretien sont aujourd'hui toujours effectués dans le chenal maritime afin de conserver la profondeur nécessaire à la navigation. D'ailleurs, au fil des années, les dépôts du dragage du chenal maritime ont été utilisés afin de créer artificiellement des îles et îlots de façon à contrôler le mouvement des glaces (La Violette, 2004). On compte également parmi les travaux effectués la fermeture de cinq chenaux de l'archipel du LSP par des barrages de pierre érigés entre 1928 et 1931. Le but de ces structures était de contrôler le niveau de l'eau en amont et de concentrer les débits vers le chenal de navigation. Après la mise en place de ces infrastructures, la proportion des eaux empruntant le chenal est passée de 25% à 85% (Morin & Côté, 2003; La Violette, 2004). En résumé, depuis 150 ans, le LSP a connu de nombreuses perturbations, ce lac originellement peu profond est aujourd'hui ouvert par une grande tranchée artificielle sur toute sa longueur. Les impacts de ces changements physiques sont non négligeables (Morin & Côté, 2003; La Violette, 2004). L'ouverture du chenal de navigation a concentré le débit dans la partie centrale et a réduit la vitesse d'écoulement le long des rives, ce qui a probablement eu pour effet de favoriser la croissance des plantes aquatiques. L'ouverture des zones de restriction dans la section aval du lac a diminué de façon significative le niveau du LSP. Les changements effectués dans l'archipel ont eu pour effet d'augmenter le débit dans les chenaux empruntés par les navires et de diminuer le débit des autres chenaux. L'implantation des îlots a certainement un effet sur la distribution des courants sous la glace. Ainsi, ces modifications physiques, pour la plupart irréversibles, ont sans contredit affectées de manière globale le système LSP et FSL (La Violette, 2004).

Le territoire aplani au pourtour du LSP fait en sorte que sa plaine d'inondation est très vaste. Pour une crue printanière récurrente aux deux ans, environ 28 000 ha de terres riveraines et terrestres sont inondés (Figure 3a). C'est ce qui constitue la zone littorale du LSP (TCRLSP, 2017). La crue s'étend généralement sur une période de cinq à neuf semaines (La Violette, 2004). La superficie inondée chaque année est grandement influencée par le FSL et les cours d'eau principaux qui s'y jettent (Dauphin & Jobin, 2016). La flore du littoral du LSP est caractérisée par un gradient passant de marécage arborescent à arbustif, prairie humide, marais et éventuellement végétation submergée (Gratton & Dubreuil 1990; Jean & Bouchard 1991). Ces écosystèmes, à l'interface entre l'eau et la terre, sont fortement affectés par les activités humaines. Ainsi, le drainage et les remblais effectués par les humains engendrent une diminution marquée des milieux humides au pourtour du LSP. La création de barrages et la régulation du débit des rivières ont également un impact sur les milieux humides en limitant les eaux extrêmes et donc en modifiant le développement des zones humides et des zones inondables (Petts, 1990).

Lors des crues printanières, les terres inondées au pourtour du LSP représentent une multitude d'habitats utiles à plusieurs espèces de poissons, de mammifères et d'oiseaux. En effet, ces terres deviennent des haltes migratoires, des habitats de nidification, d'alimentation, de reproduction et d'alevinage pour plusieurs populations de sauvagine,

d'oiseaux, de poissons et de divers reptiles et mammifères (La Violette, 2004; de la Chenelière et al., 2014; Dauphin & Jobin, 2016). On retrouve au LSP 79 espèces de poissons et 288 espèces d'oiseaux (UNESCO, 2020). Les marais et les herbiers aquatiques du LSP couvrent respectivement une superficie de 8000 et de 6200 ha (Figure 3b). Ces superficies convoitées représentent près de 50% des tous les milieux humides du FSL. Ils sont donc d'une importance capitale (UNESCO, 2020). Plus de la moitié des espèces de poissons profitent des différents types de milieux humides pour se reproduire et s'alimenter au printemps. Pensons notamment aux grands brochets et aux perchaudes qui lors des crues printanières frayent dans la plaine inondable. Lorsque l'eau se retire, les jeunes poissons retournent au lac (UNESCO, 2020). Également, quelque 800 000 oiseaux utilisent la plaine d'inondation en période de migration printanière. Le LSP représente la plus grande halte migratoire dans l'est du Canada pour la Sauvagine. Certaines espèces y séjournent plus longtemps que d'autres afin de s'y reproduire (UNESCO, 2020). D'ailleurs, le LSP abrite également la plus grande héronnière en Amérique du Nord puisque 1300 couples y nichent. Cet environnement exceptionnel est, en outre, associé à divers usages, tels que l'agriculture, la chasse, la pêche, les aménagements fauniques, la villégiature, la plaisance, la navigation marchande, le commerce et l'industrie légère (UNESCO, 2020).

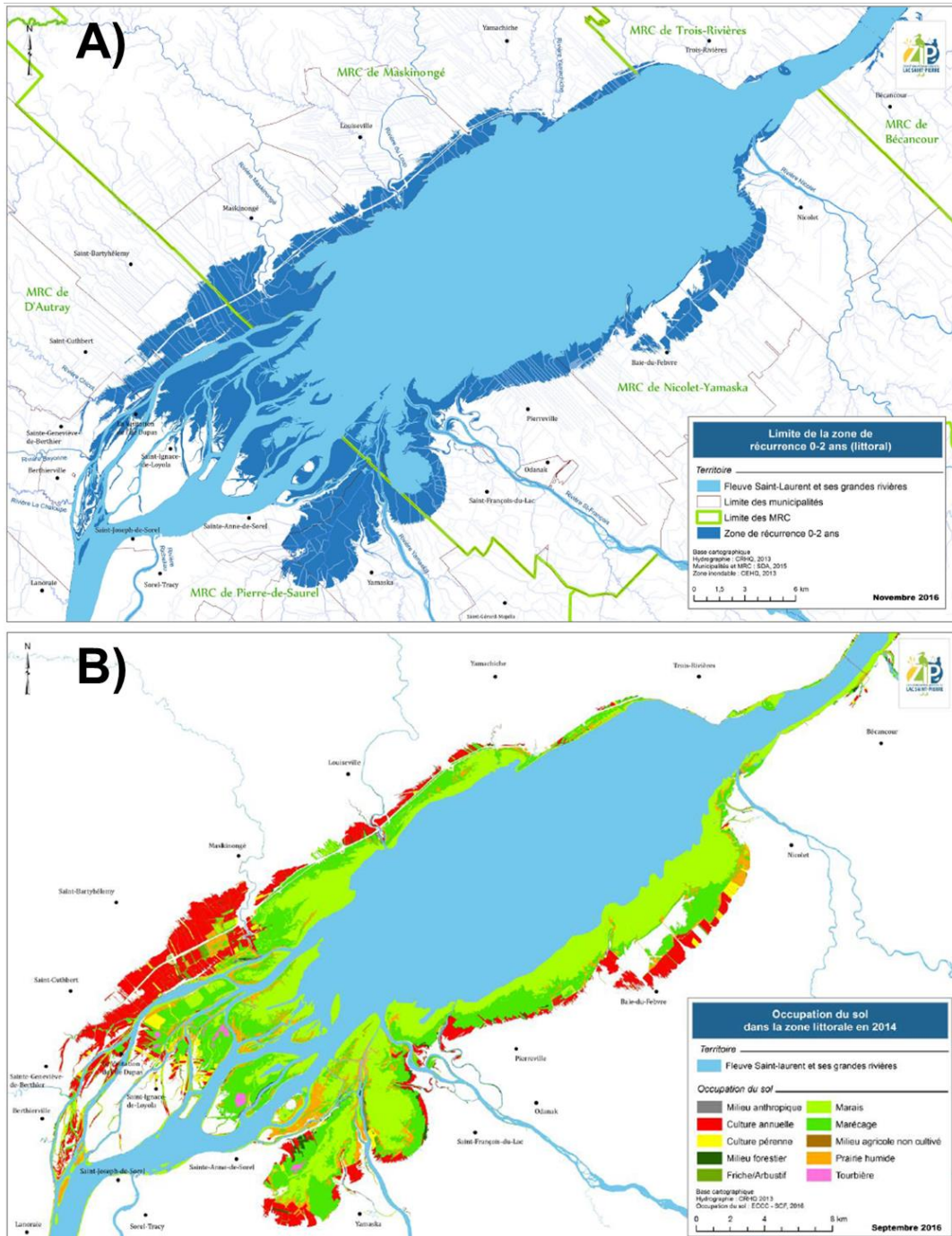


Figure 3 : Localisation de la zone littorale (0-2 an) du lac Saint-Pierre, et occupation du sol en 2014 (TCRLSP, 2017).

1.4. L'HYDRODYNAMIQUE DE LA PLAINE INONDABLE, LES MATIÈRES EN SUSPENSION ET LA TURBIDITÉ

Au Québec on identifie trois classes d'inondation, soit les niveaux de récurrence de 2 ans, 20 ans et 100 ans (Gouvernement du Québec, 2020). De manière plus spécifique, chaque niveau de récurrence, par exemple une crue de récurrence de deux ans, équivaut à une limite d'inondation maximale qui se reproduit en moyenne au nombre d'années inscrit, qui serait dans ce cas en moyenne tous les deux ans (Gouvernement du Québec, 2020). Évidemment, les niveaux de récurrence élevés ont une ampleur géographique plus grande. D'ailleurs, les territoires aplanis au pourtour du LSP font en sorte que les terres riveraines du LSP sont davantage enclines à représenter de grandes superficies ennoyées (Figure 4) puisque l'eau peut y parcourir de plus grandes distances que dans des terrains encaissants. Au LSP, la superficie inondée chaque année est grandement influencée par le niveau du FSL et les cours d'eau principaux qui s'y jettent (Figure 5). Le FSL quant à lui dépend majoritairement du niveau des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais (Frenette et al., 2006; Dauphin & Jobin, 2016). C'est donc ce grand système qui influence la portion de territoire littoral qui est inondé ou non chaque année.

Dans les cinquante dernières années, l'agriculture au Québec a été profondément transformée. L'arrivée de l'agriculture productiviste a certainement joué un grand rôle dans cette transformation (Ruiz & Domon, 2005). Le redressement et la canalisation des cours d'eau, le drainage et l'assèchement des milieux humides, la réduction des superficies boisées, la destruction de bandes de végétation riveraine ainsi que la conversion des pâturages et des fourrages en cultures à grand interligne, sont des exemples de modifications du paysage agricole qui sont survenus dans les dernières années (Dauphin & Jobin, 2016). Ces transformations du paysage agricole ont eu un impact direct sur la connectivité hydrologique et donc sur la disponibilité des sites de fraie au LSP (de la Chenelière et al., 2014). Plusieurs espèces de poissons utilisent la plaine inondable au printemps afin de s'alimenter et de frayer. Les prairies humides, les friches et les cultures pérennes représentent de bons habitats pour les poissons à la recherche d'un endroit pour se reproduire. Plusieurs transformations dans le paysage agricole ont un impact négatif sur l'accessibilité des sites de fraie pour les poissons. Notamment, certains ponceaux mal aménagés peuvent devenir des entraves à la libre circulation du poisson, il en résulte donc plusieurs pertes de connectivité entre les habitats (Dauphin & Jobin, 2016). De plus, les drains peuvent parfois être mal aménagés et entraîner une augmentation de l'érosion et des MES dans les cours d'eau (Aygün et al., 2021). Également, les changements dans les types de culture, les pratiques culturales néfastes et la diminution des parcelles naturelles entraînent une altération de la qualité de l'eau. Tous les facteurs mentionnés précédemment font en sorte que l'habitat de reproduction de la plaine inondable du LSP est de moins en moins accessible et attrayant pour la faune ce qui engendre une perte de biodiversité et d'intégrité écologique (Dauphin & Jobin, 2016). Dans l'optique où l'on désire rétablir un milieu sain pour la reproduction, les travaux devront passer par un retour vers une couverture du sol permanente, la mise en place de bandes riveraines élargies, ainsi que l'amélioration de la connectivité entre le lac et la plaine (de la Chenelière, 2014; Dauphin & Jobin, 2016).

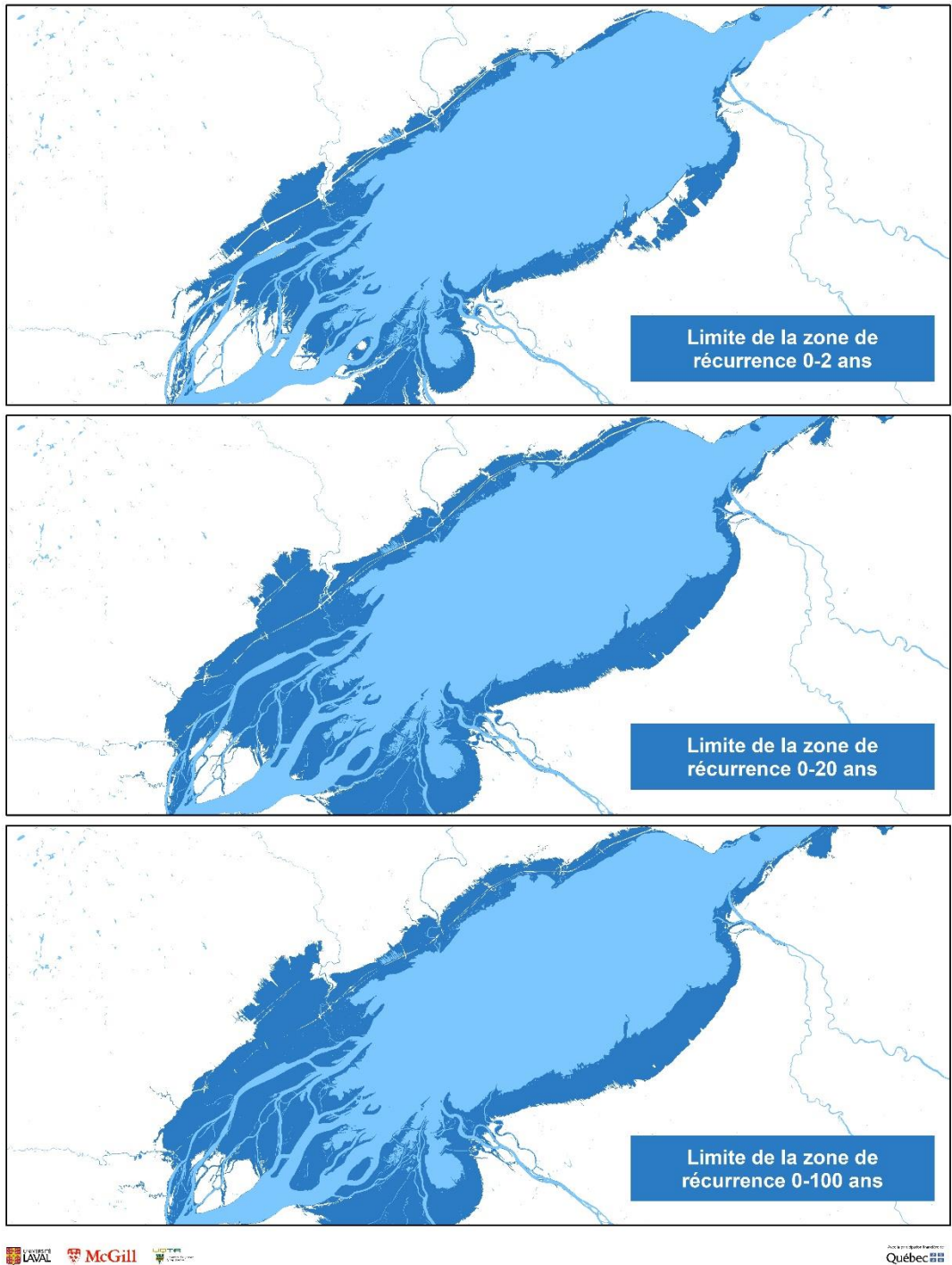


Figure 4 : Cartographie des limites des zones de récurrence 2 ans, 20 ans et 100 ans. Cartographie tracée selon les données du Gouvernement du Québec (2020).

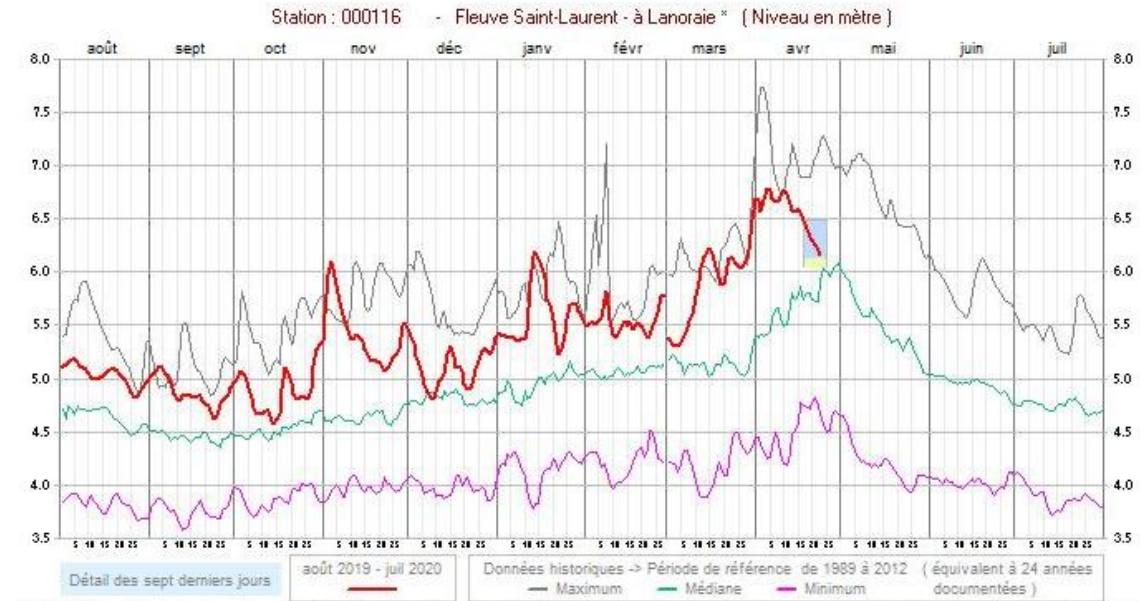


Figure 5 : Niveau en mètres du fleuve Saint-Laurent à la station de Lanoraie. Les niveaux maximum, médian et minimum sont basés sur une période de référence de 1989 à 2012. Le référentiel utilisé est le CGVD28 (MELCCC, 2020a).

Les matières en suspension correspondent à l'ensemble des particules présentes en suspension dans un liquide. Les limons, les argiles, la matière organique et la matière inorganique font partie des particules incluses dans la matière en suspension (Caux et al., 1997). On mesure les MES par filtration. En fonction des conditions de l'écoulement de l'eau, les matières solides en suspension dans l'eau peuvent se déposer au fond, ces particules deviennent alors des sédiments. Dans une même rivière, la charge de MES peut grandement varier. Les changements de débits peuvent faire augmenter ou diminuer la concentration de MES dans une section d'un cours d'eau, soit par la remise en suspension des sédiments de fonds ou par la déposition des particules au fond de l'eau.

La turbidité de l'eau est mesurée à partir de la diffusion de la lumière qui est causée par la présence dans l'eau de fines particules ou de matières dissoutes. Les particules peuvent être organiques (ex. : algues en décomposition) ou inorganiques (ex. : fines particules d'argile). Les matières dissoutes en milieux agricoles correspondent souvent aux nitrates (Daryanto et al., 2018).

Une turbidité élevée et une grande quantité de MES ont pour conséquence de diminuer la pénétration de la lumière et des ultra-violetts dans l'eau. De ce fait, la photosynthèse et le développement du phytoplancton sont freinés par une eau turbide. La couleur de l'eau a également un effet sur la température, la teneur en oxygène et son évaporation. De plus, une forte charge sédimentaire a des effets nuisibles sur les organismes benthiques et sur les poissons en ensablant les frayères (Gangbazo et al., 1997). Dans le but de protéger la vie aquatique, le ministère a établi des critères pour limiter l'augmentation de la

concentration de MES par rapport à la concentration naturelle. Ainsi, les critères établis sont une augmentation maximale de 25mg/l ou 8 FNU pour la toxicité aiguë et une augmentation maximale de 5 mg/l ou 2 FNU pour la toxicité chronique (Caux et al., 1997; Gangbazo et al., 1997; MELCC, 2020b). Selon nos observations, ces critères sont souvent dépassés lors de la crue dans les ruisseaux agricoles au pourtour du LSP. L'impact des MES et de la turbidité sur les poissons a été abordé par Rodríguez & Lewis (1997). L'étude menée dans une plaine inondable du Venezuela indique un important lien entre et les communautés de poissons et leur adaptabilité à la transparence plus ou moins importante de l'eau. En effet, plusieurs poissons à orientation visuelle ont été retrouvés dans un lac clair, alors qu'en comparaison, plusieurs poissons ayant des adaptations sensorielles à la faible lumière dominaient les lacs plus turbides (Rodríguez & Lewis, 1997). En plus de cela, Rodríguez & Lewis (1997) ont trouvé une diminution considérable de la proportion de poissons à orientation visuelle dans les lacs lors du déclin saisonnier de la transparence de l'eau des lacs de la plaine inondable. La profondeur et la conductivité de l'eau seraient également deux facteurs expliquant les différences entre les communautés de poissons.

Plusieurs facteurs influencent l'augmentation de l'érosion (Caux et al., 1997). On retrouve parmi ces facteurs la durée et l'intensité des précipitations, la fonte de la neige et le ruissellement des eaux de fonte, l'état du sol, la topographie et le couvert végétal du bassin versant (Gangbazo & Le Page, 2005). La présence de drains en milieu agricole serait également responsable d'une partie de l'érosion (Aygün et al., 2021). Au Québec, la majorité de l'érosion des sols se produit au printemps lors de la fonte nivale. Ainsi, les lacs et cours d'eau subissent au printemps un choc important étant donné la hausse significative de l'érosion, mais également à cause de la libération ponctuelle de toutes les molécules accumulées sur la neige par la pollution atmosphérique (Michaud et al., 2002; Michaud et al., 2005). Cette érosion accrue des sols a un impact important sur la charge sédimentaire printanière des cours d'eau. Il est à noter que 50 % des débits annuels des cours d'eau y transitent entre la mi-mars et la mi-avril. C'est donc un énorme débit qui s'écoule au printemps en quelques semaines et qui libère 40% des précipitations annuelles, accumulées sous forme de neige (Michaud et al., 2002; Michaud et al., 2005). Toutefois, la totalité de cette eau ne peut pénétrer dans le sol qui est encore gelé en profondeur. Cette eau se dirige donc vers les cours d'eau ou les fossés en ruisselant à la surface du sol tout en arrachant certaines particules de sol dégelées. Ainsi, l'apport important de particules de sols dans les cours d'eau fait en sorte que la turbidité et la concentration des MES augmentent de façon considérable dans certaines portions de la plaine inondable du LSP.

Pour calculer un bilan sédimentaire, en système fermé, les charges entrant en amont sont ajoutées aux charges des affluents dans la section, puis cette somme est mise en comparaison avec les charges à la sortie du système, soit à l'extrémité aval. Le résultat démontre donc la quantité de sédiments déposés ou érodés dans la section étudiée (Parker, 1988; Rondeau et al., 2000). Néanmoins, le calcul d'un bilan sédimentaire se doit d'être établi sur une longue période de temps afin d'évaluer la variabilité interannuelle ou intersaisonnière (Quilbé et al., 2006). L'équipe de Rondeau et al. (2000) a établi un bilan sédimentaire sur un grand tronçon du FSL entre Cornwall et Québec

(Figure 6). Les résultats de leur bilan démontrent que les affluents de la rive nord, majoritairement situés dans le secteur numéro deux, c'est-à-dire le secteur du LSP, contribuent à des charges plus faibles (9×10^5 t/a) que ceux de la rive sud (13×10^5 t/a). Ceci peut s'expliquer par la nature du substrat qui compose les bassins versants des deux rives. Les roches datant du Précambrien au nord sont nécessairement plus résistantes à l'érosion que les dépôts sédimentaires datant du Quaternaire sur la rive sud (Rondeau et al., 2000). La rivière des Outaouais est celle qui contribue le plus à la présence de MES dans le FSL à raison de 4.4×10^5 t/a (Rondeau et al., 2000). Il est à noter qu'elle constitue également le plus important débit parmi les différents tributaires. La somme des apports des tributaires de la rive nord contribue à raison de 13% au bilan total du FSL (Tableau 1). Sur la rive sud, les rivières Saint-François, Yamaska et Richelieu coulant au travers des terres agricoles représentent la majorité des apports annuels de sédiments de cette rive à raison de 7.5×10^5 t/a (Rondeau et al., 2000). La somme des apports des tributaires de la rive sud contribue à raison de 19% au bilan total du FSL. D'autres facteurs mis en lumière dans le tableau contribuent à l'érosion ou à la sédimentation dans le FSL. Une fois tous les facteurs pris en compte, le résidu de l'équation indique que 66% des MES qui arrivent à Québec proviennent de l'érosion des berges et du lit du FSL lui-même. Cette érosion est directement reliée à l'histoire géologique du FSL au cours de la période du Quaternaire, puisqu'il s'agit d'un fleuve relativement jeune. Toutefois, même si la source de sédiment est majoritairement naturelle, de nombreux facteurs anthropiques peuvent favoriser l'érosion des berges et du lit du fleuve, tels que la construction du canal de Beauharnois, la construction du chenal de navigation maritime et les vagues générées par les navires.

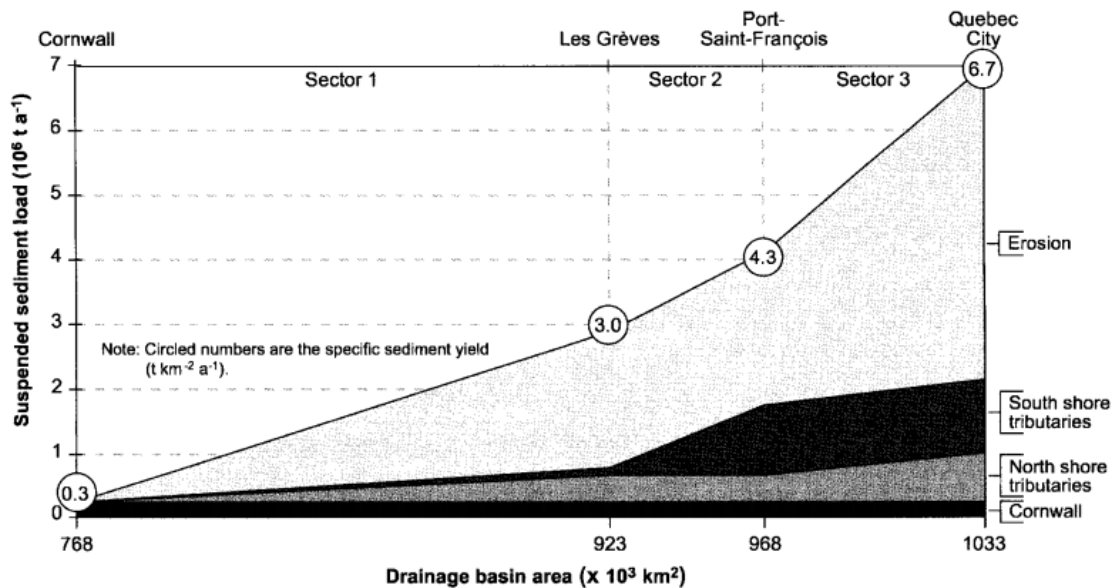


Figure 6 : Évolution de la charge sédimentaire entre Cornwall et Québec (Rondeau et al., 2000).

Tableau 1 : Charges annuelles de sédiments en suspension pour les principaux affluents du FSL et leur contribution relative entre parenthèses (%) des sources de MES à Québec (Rondeau et al., 2000).

	1989 Load	1990 Load	1991 Load	1992 Load	1993 Load	Mean (standard deviation)	Specific sediment yield (standard deviation)
Cornwall	187 (3)	202 (3)	195 (3)	196 (3)	214 (3)	199 (10) (3)	0.3
Tributaries North shore							
Ottawa	397	454	487	431	408	435 (36)	3.0 (0.2)
L'Assomption	75	84	86	70	93	82 (9)	19.3 (2.1)
Saint-Maurice	118	93	114	106	107	108 (9)	2.5 (0.2)
Batiscan	51	49	49	54	53	51 (2)	10.9 (0.5)
Saint-Anne	68	69	52	61	62	62 (7)	23.2 (2.5)
Jacques-Cartier	26	23	18	19	19	21 (3)	8.3 (1.3)
Minor tributary	145	145	145	145	145	145	30
ΣNorth shore	880 (13)	918 (13)	951 (13)	886 (14)	885 (13)	904 (30) (13)	4.3
South shore							
Chateauguay	26	36	35	20	75	38 (22)	15.1 (8.5)
Richelieu	208	393	253	179	293	265 (84)	11.1 (3.5)
Yamaska	207	374	169	201	324	255 (89)	52.7 (18.3)
Saint-François	165	359	250	181	272	246 (78)	24.0 (7.6)
Nicolet	75	86	42	38	56	59 (21)	17.4 (6.1)
Chaudière	118	191	215	109	146	156 (46)	23.3 (6.9)
Minor tributary	262	262	262	262	262	262	30
ΣSouth shore	1061 (16)	1702 (23)	1226 (17)	991 (16)	1428 (20)	1281 (289) (19)	21.9
Urban and industrial sources ^a	240 (4)	240 (3)	240 (3)	240 (4)	240 (3)	240 (4)	
Sedimentation ^b	-336 (-5)	-336 (-5)	-336 (-5)	-336 (-5)	-336 (-5)	-336 (-5)	
ΣQuebec	2032 (31)	2726 (37)	2276 (31)	1977 (31)	2431 (34)	2288 (306) (34)	
Total Quebec City (measured)	6600 (100)	7400 (100)	7300 (100)	6200 (100)	7100 (100)	6900 (493) (100)	6.7
Residue (EROSION)	4568 (69)	4644 (63)	5024 (69)	4243 (69)	4669 (66)	4630 (279) (66)	

^a Frenette et al., 1989.

^b Carignan and Lorrain, in press.

Ces résultats ont permis d'établir un bilan sédimentaire global pour le FSL. Toutefois, dans la plaine inondable du LSP, la situation est plus complexe. Selon nos observations préliminaires, la qualité de l'eau en un point donné peut être la résultante de l'effet combiné de trois éléments. Premièrement, les propriétés des eaux de fonte provenant de l'amont du réseau de drainage local. Ce réseau est composé de ruisseaux agricoles qui drainent les champs situés immédiatement en amont de la plaine inondable. Il existe actuellement peu de données sur la turbidité et les concentrations des MES dans ces petits cours d'eau. Deuxièmement, la remise en suspension des sédiments par le vent et par le courant dans la plaine inondable. Certaines portions de la plaine sont soumises à des vents et des vagues qui peuvent soulever les sédiments du fond. Troisièmement, les propriétés des masses d'eau du FSL et de ses tributaires. Ces propriétés ont davantage été étudiées. Toutefois, les patrons d'écoulement précis et les surfaces contributives en période de crue dans les différents secteurs de la plaine d'inondation du LSP sont méconnus. Ainsi, afin de pouvoir correctement évaluer l'impact des efforts de restauration, il est nécessaire de s'intéresser aux patrons d'écoulement de la plaine inondable du LSP et à l'origine de la turbidité et des MES dans les différents secteurs. Cette étude s'intéressera à ces éléments.

1.5. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

L'objectif général de cette étude est d'évaluer quelles sont les sources et la dispersion des sédiments et de la turbidité dans la plaine inondable du LSP lors des printemps 2019, 2020 et 2021, afin d'évaluer l'efficacité des interventions visant à réhabiliter la plaine.

Les objectifs spécifiques sont les suivants :

- 1) cartographier l'état de la couverture des sols agricoles au printemps, avant les travaux aux champs. L'état des sols dépend de l'antécédent de culture et des pratiques culturales;
- 2) caractériser et distinguer les différentes masses d'eau en mesurant in situ la conductivité, la turbidité et les concentrations en MES dans la plaine inondable et les ruisseaux en amont du LSP;
- 3) cartographier les patrons d'écoulement lors de la crue et de la décrue (matrice d'écoulement du réseau terrestre et orientation et vitesse des courants dans la plaine d'inondation);
- 4) déterminer la relation entre la turbidité et les MES dans la plaine inondable et les ruisseaux tributaires;
- 5) délimiter les bassins versants et les surfaces contributives dans les quatre secteurs d'échantillonnage et à différentes dates au cours de la crue;
- 6) identifier les facteurs influençant la turbidité au-dessus des parcelles agricoles inondées pendant les différentes phases de crues;
- 7) évaluer l'impact des cultures et des pratiques culturales actuelles sur les concentrations en MES et la turbidité et évaluer l'efficacité des interventions visant à réhabiliter la plaine inondable.

Les trois hypothèses de travail sont les suivantes :

- 1) En un point donné de la plaine, la turbidité variera pendant la crue et la décrue selon les hypothèses suivantes : 1) elle augmentera lors de la fonte des neiges de même que lors de forts épisodes de précipitations dans les ruisseaux tributaires; 2) elle diminuera pendant les intrusions des masses d'eau du fleuve et des grands tributaires pendant la crue et 3) elle augmentera sporadiquement lors d'épisode de grands vents.

- 2) La proportion élevée de sols nus ou ayant peu de résidus de culture dans la surface contributive augmentera les concentrations en MES et les valeurs de turbidité dans la plaine inondable.
- 3) Le corollaire : les interventions ayant pour effet de protéger les sols (résidus de culture abondants, cultures de couverture, prairies, bandes riveraines élargies et milieux naturels) seront les plus efficaces afin de réduire les concentrations en MES et la turbidité dans la plaine inondable.

CHAPITRE II : MÉTHODOLOGIE

2.1. LOCALISATION DES SECTEURS D'ÉCHANTILLONNAGE ET ESSAIS AGRONOMIQUES

Quatre secteurs ont été sélectionnés par le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, en collaboration avec le MAPAQ et les producteurs agricoles (Figure 7). Il s'agit des secteurs de Saint-Barthélemy (BART), Pierreville (PVL), Baie-du-Febvre (BDF) et l'Île Dupas (DUPAS). À l'intérieur de ces secteurs, une cinquantaine de parcelles agricoles ont été sélectionnées afin d'effectuer des essais agronomiques. Six traitements différents ont été implantés dans les parcelles du pôle d'expertise pour permettre une analyse sous forme de gradient de perturbation du sol. Soit dans l'ordre du moins perturbé au plus perturbé : forêt naturelle, prairie naturelle, prairie permanente, prairie temporaire, pratiques améliorées et pratiques conventionnelles. Les mesures de turbidité, de MES et de courants (à partir de courantomètres) ont été effectuées à l'intérieur de ces parcelles et sur les parcelles adjacentes. Les cours d'eau tributaires de la plaine inondable dans ces zones et en amont ont également été échantillonnés. Les mesures ont été réalisées au cours des printemps 2019, 2020 et 2021. Le tableau 2 représente la culture implantée (traitement) et la pratique inventoriée dans chaque parcelle du pôle pour les trois années.

2.2. PATRON DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU HORS CRUE ET DÉLIMITATION DES BASSINS VERSANTS

Le premier élément qui contribue à l'atteinte des objectifs du projet est la cartographie des patrons d'écoulement de l'eau, en période estivale, dans les ruisseaux traversant les quatre secteurs. La cartographie des patrons d'écoulement, hors crue, a permis de délimiter les bassins versants de chaque tributaire et de préciser les surfaces de contribution en sédiments et en turbidité pendant la crue. Les patrons d'écoulement ont été établis à partir des relevés LiDAR et de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ). À partir des points d'élévation, une matrice d'écoulement a été produite avec une généralisation à 1 mètre. Par la suite, les ponts et ponceaux présents sur le territoire ont été identifiés et tracés à partir d'images aériennes ayant une précision entre 20 et 30 cm. Grâce à un *model builder* créé dans le logiciel ArcGIS, la matrice d'écoulement a été modifiée en considérant les 9026 ponts et ponceaux tracés. La matrice résultante a été validée sur le terrain afin de vérifier qu'elle rend bien compte de la complexité des directions d'écoulement dans un contexte agricole, où les pentes sont faibles et les fossés et les ponceaux sont nombreux. Enfin, à partir de la matrice d'écoulement modifiée, les bassins versants de chaque ruisseau ont été cartographiés, afin d'établir les surfaces contributives en sédiments et en turbidité associées à chaque tributaire (Figure 8). Un aperçu de la série de manipulations du modèle builder utilisé est disponible à l'annexe 1.

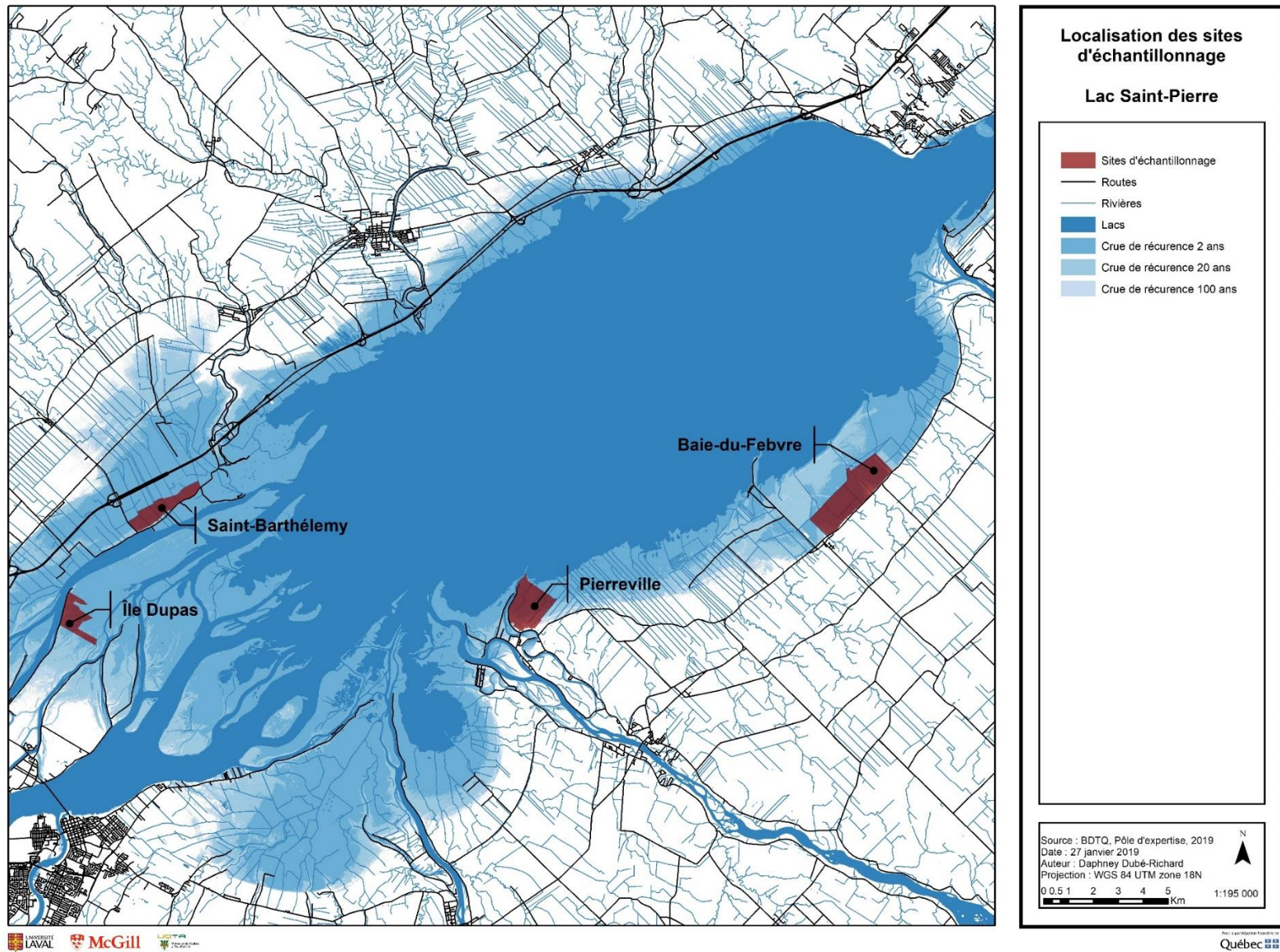


Figure 7 : Localisation des secteurs d'échantillonnage. Le détail de chaque secteur est présenté aux figures 10 à 13.

Tableau 2 : Culture implantée et pratique inventoriée dans chaque parcelle du pôle pour les trois années.

	Parcelle	Saison 2019		Saison 2020		Saison 2021	
		Culture implantée à l'été 2018	Pratique inventoriée au printemps 2019	Culture implantée à l'été 2019	Pratique inventoriée au printemps 2020	Culture implantée à l'été 2020	Pratique inventoriée au printemps 2021
Baie-du-Febvre	BAIE01	Pratiques conventionnelles	MR	Pratiques améliorées	P	Pratiques améliorées	P
	BAIE02	Pratiques conventionnelles	MR	Pratiques conventionnelles	S	Pratiques conventionnelles	MR
	BAIE03	Pratiques conventionnelles	MPR	Prairie temporaire	P	Pratiques conventionnelles	S
	BAIE04	Pratiques conventionnelles	MPR	Prairie temporaire	P	Pratiques améliorées	P
	BAIE07	Pratiques conventionnelles	S	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	P
	BAIE09	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P
	BAIE10	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	P
	BAIENA01	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	BAIENA02	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
	BAIENA03	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
BAIENA04	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	
Saint-Barthélemy	BART01	Pratiques conventionnelles	null	Prairie temporaire	null	Pratiques conventionnelles	MR
	BART01	Pratiques conventionnelles	null	Prairie temporaire	null	Pratiques conventionnelles	SN
	BART02	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	null	Prairie temporaire	P
	BART03	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	null	Prairie temporaire	P
	BART04	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	null	Prairie temporaire	P
	BART05	Pratiques conventionnelles	S	Prairie temporaire	null	Pratiques conventionnelles	MR
	BART06	Pratiques conventionnelles	S	Prairie temporaire	null	Pratiques conventionnelles	MR
	BART07	Pratiques conventionnelles	S	Pratiques conventionnelles	S	Pratiques conventionnelles	MR
	BART08	Pratiques conventionnelles	S	Pratiques améliorées	null	Pratiques améliorées	MR
	BART09	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P
	BART10	Prairie temporaire	P	Pratiques conventionnelles	S	Prairie temporaire	S
	BART11	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	P	Prairie temporaire	P
	BART12	Pratiques conventionnelles	null	Inconnu	null	Pratiques améliorées	P
	BART13	Pratiques conventionnelles	null	Inconnu	null	Pratiques conventionnelles	S
	BARTNA01A	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	BARTNA01B	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
	BARTNA02	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
	BARTNA03A	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	BARTNA03B	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
	BARTNA04	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
BARTNA05	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	
BARTNA06	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	

Île Dupas	DUPA01	Pratiques conventionnelles	MR	Prairie temporaire	null	Pratiques conventionnelles	S
	DUPA02	Pratiques conventionnelles	SN	Prairie temporaire	null	Pratiques améliorées	P
	DUPA03	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P	Prairie permanente	P
	DUPA04	Pratiques conventionnelles	MR	Pratiques améliorées	null	Pratiques améliorées	MPR
	DUPA05	Pratiques conventionnelles	MR	Pratiques conventionnelles	S	Pratiques conventionnelles	MPR
	DUPANA01	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	DUPANA03	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P	Prairie naturelle	P
Pierreville	PIER02	Pratiques conventionnelles	MR	Prairie temporaire	P	Pratiques conventionnelles	MPR
	PIER03	Pratiques conventionnelles	MPR	Pratiques améliorées	S	Pratiques améliorées	MR
	PIER04	Pratiques conventionnelles	MR	Prairie temporaire	S	Pratiques conventionnelles	MR
	PIER05	Pratiques conventionnelles	MR	Prairie temporaire	SN	Pratiques améliorées	MR
	PIERNA01	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	PIERNA02	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	PIERNA03	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN
	PIERNA04	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN	Forêt naturelle	MN

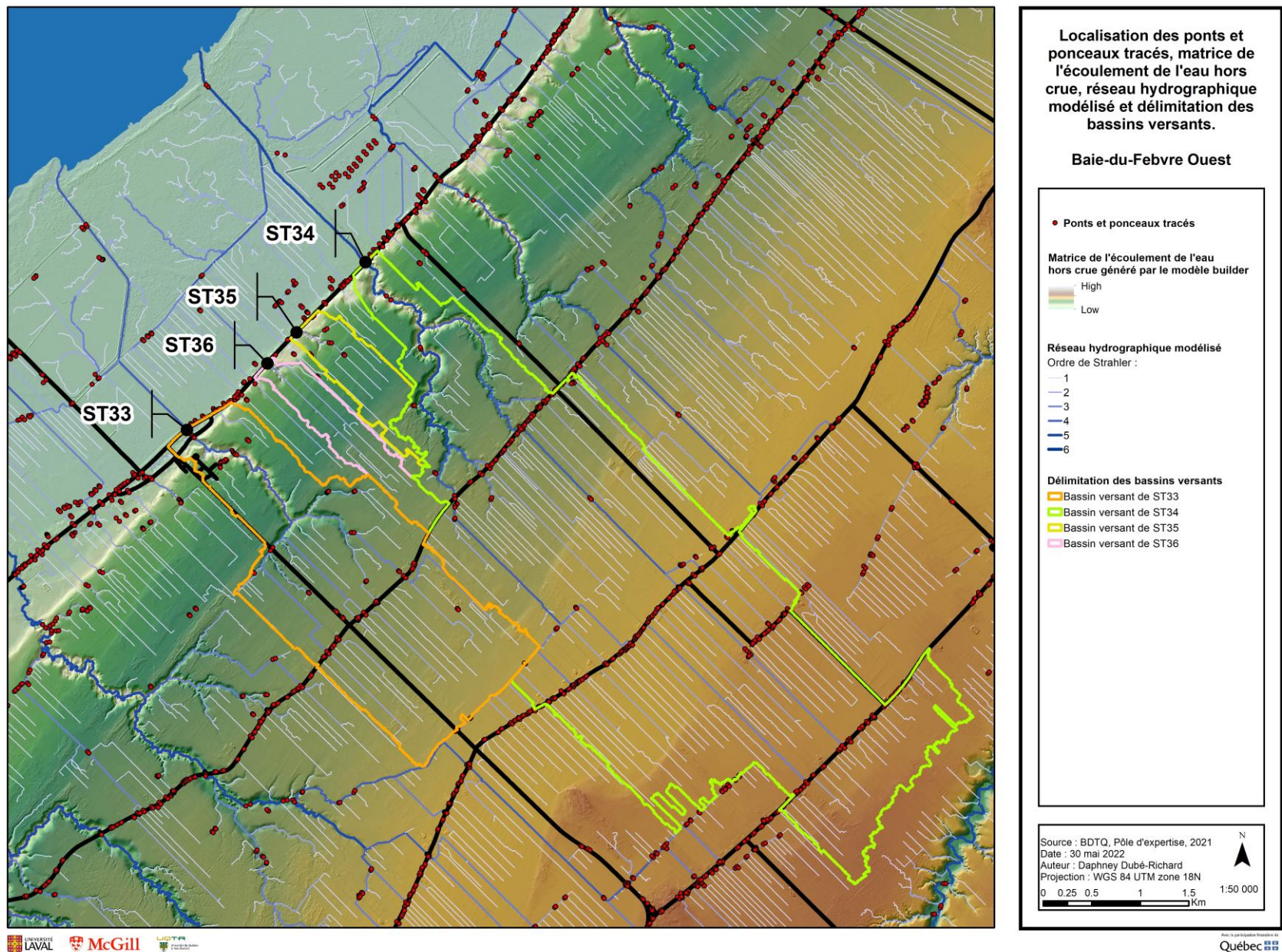


Figure 8 : Exemple à Baie-du-Febvre Ouest de la localisation des ponts et ponceaux tracés, de la matrice de l'écoulement de l'eau hors crue, du réseau hydrographique modélisé et de la délimitation des bassins versants. Le model builder utilisé pour obtenir ces résultats cartographiques a été créé dans le logiciel ArcGIS par P.-A. Bordeleau, UQTR (2019). Un aperçu est disponible à l'annexe 1

2.3. CARTOGRAPHIE DE LA PLAINE INONDÉE EN FONCTION DES NIVEAUX DE CRUE

Pêches et Océans Canada entretient un réseau de stations pour la surveillance de la crue des eaux. La station utilisée dans le cas du LSP est la station fédérale de Sorel (15930) qui indique le niveau de l'eau ayant comme référence le zéro des cartes ou parfois appelé zéro hydrographique (Gouvernement du Canada, 2021). Il s'agit de la référence de niveau universelle pour les mesures de profondeurs en mer. Il est à noter que le référentiel utilisé dans notre modèle de la plaine inondable du LSP est le CGVD28. La conversion entre le zéro des cartes et le référentiel CGVD28 se fait comme suit : $ZC + 3.805 \text{ m} = \text{CGVD28}$. Un niveau converti de 6.79 m à la station de Sorel est équivalent à la limite de récurrence de crue de 2 ans. Le niveau converti de 7.82 m équivaut à une limite de crue de 20 ans. Enfin, le niveau converti de 8.19 m équivaut à une crue de 100 ans. Grâce à une série de manipulations géospatiales implantées dans un model builder, préalablement mis en place par Pierre-André Bordeleau, il est possible de générer la limite des eaux pour n'importe quel niveau d'eau (Figure 9). Ainsi, de manière plus concrète, si la station de Sorel indique que le niveau de l'eau a atteint une hauteur de 3.29 mètres, il suffit de convertir cette valeur en y ajoutant 3.805 mètres, ce qui donne un total de 7.095 mètres et la limite de l'eau dans la plaine inondable pour cette donnée précise peut être cartographiée sur tout le pourtour du LSP. Le produit de cette manipulation permet donc de visualiser un niveau d'eau plus élevé que la crue de récurrence de 2 ans, mais d'une envergure moins importante que la crue de récurrence de 20 ans. Cette cartographie, qui a été validée sur le terrain, a également permis de déterminer l'emplacement des transects d'échantillonnage et des appareils de mesure puisqu'elle nous informe sur les endroits où l'eau résidera le plus longtemps, c'est-à-dire les zones les plus basses. L'utilisation combinée des patrons d'écoulement hors crue, décrits au point précédent, et de la cartographie des limites de la plaine inondable, pour différentes cotes d'inondation, a contribué à déterminer les patrons d'écoulement pendant la crue. Ces patrons ont été précisés grâce à l'utilisation de courantomètres (voir section 2.4).

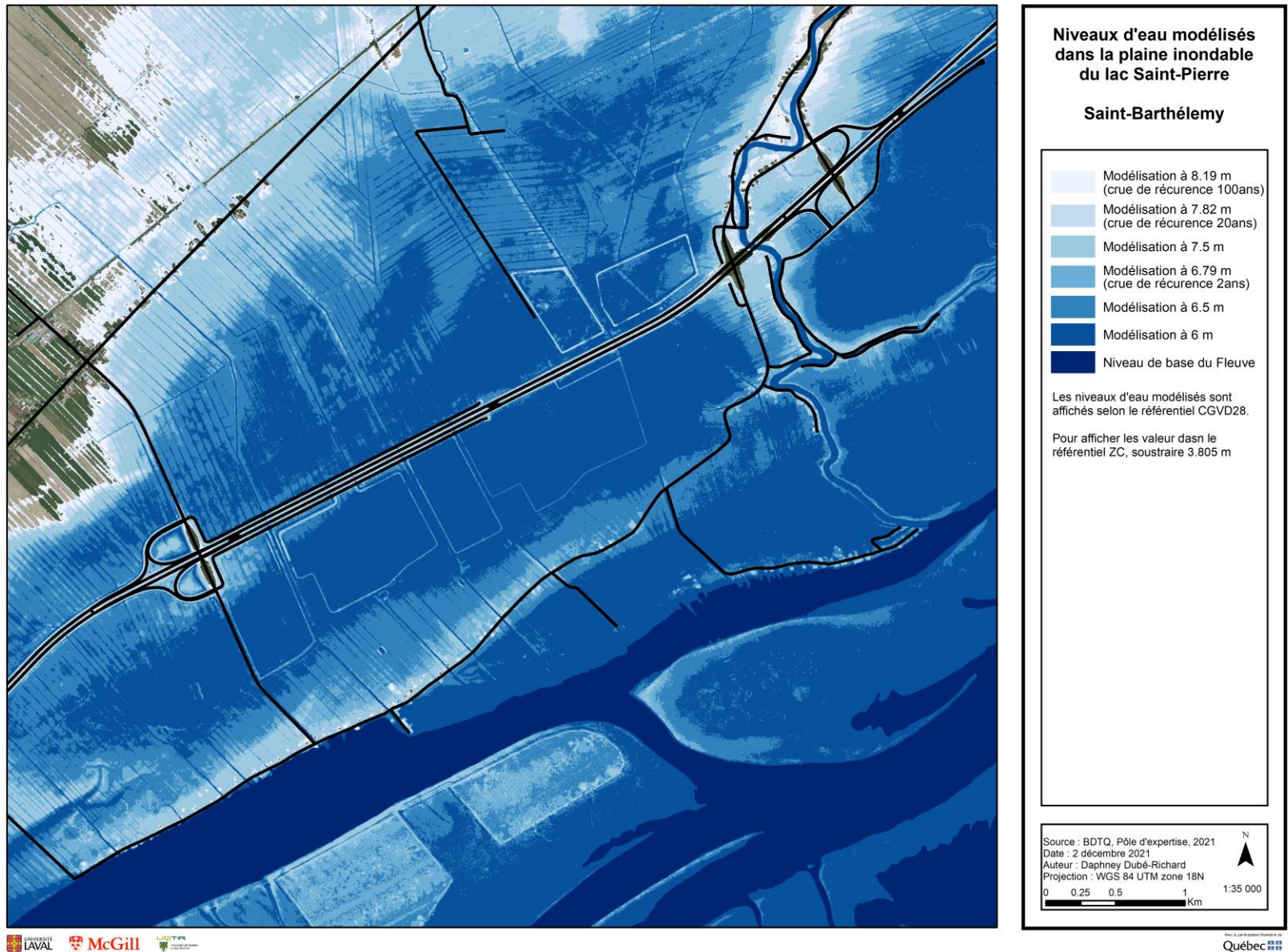


Figure 9 : Exemple à Saint-Barthélemy de la cartographie des limites de la plaine inondable en fonction de différents niveaux d'eau. Le model builder utilisé pour obtenir ces résultats cartographiques a été créé dans le logiciel ArcGIS par P.-A. Bordeleau, UQTR (2019).

2.4. MESURES DE LA DIRECTION ET DE LA VITESSE DES COURANTS DANS LA PLAINE INONDABLE

Dans l'optique de créer une cartographie complète des patrons d'écoulement de l'eau, il a été nécessaire d'acquérir des données sur le sens de l'écoulement à certains endroits stratégiques dans la plaine inondable, pendant la crue et la décrue. Les courantomètres utilisés sont les *TCM-4 Shallow Water Tilt Current Meter* de la compagnie *Lowell instruments LLC*. Ces courantomètres en fibre de carbone, très légers, contiennent des accéléromètres et des magnétomètres qui permettent de mesurer la direction et la force du courant par le principe de « *drag-tilt* ». Les courantomètres contiennent également un capteur de température et peuvent être opérationnels dans aussi peu que 28 cm d'eau. La fréquence de prise de données est entièrement réglable en fonction des besoins des utilisateurs. Ainsi, par souci de conciliation entre la capacité de mémoire et l'autonomie des batteries, les données ont été enregistrées aux 5 minutes. Les courantomètres étaient attachés par une corde de 2,5 cm nouée à une plaque de porcelaine mesurant 45 cm carrés, tel que spécifié par le guide de la compagnie. Les 10 courantomètres ont été installés au début de la saison de fonte et sont demeurés en place jusqu'à la fin de la décrue. Les courantomètres ont été déposés à plat au fond de l'eau à l'aide d'un système de corde et d'anneau. Les courantomètres ont été distribués de la façon suivante : quatre à Saint-Barthélemy, trois à Baie-du-Febvre, deux à l'Île Dupas et un à Pierreville (Figures 10 à 13). La localisation des courantomètres a été établie à partir de la matrice du niveau de l'eau mentionnée à la section 2.3, en fonction de l'accessibilité du site, de la pertinence des données récoltées et du temps de submersion prévue de l'appareil.

Afin de compléter ces mesures, la direction de l'écoulement de l'eau dans les ponceaux situés dans la plaine inondable et en amont a été notée à chaque sortie sur le terrain. La dynamique de l'écoulement de l'eau dans la plaine d'inondation peut être complexe. Dans un régime d'écoulement estival, les tributaires au pourtour du LSP s'écoulent vers ce dernier. Cependant, pendant la crue, des inversions de courants ont été observées dans certains ponceaux, c'est-à-dire que l'eau du fleuve remonte dans la plaine inondable par les ruisseaux. Les observations fréquentes sur le terrain ont ainsi permis de préciser le moment où se produit une inversion de courant dans les différents ruisseaux de la plaine d'inondation et ainsi mieux comprendre les patrons d'écoulement.

2.5. MESURES AUTOMATIQUES DE LA TURBIDITÉ

Il existe plusieurs unités de mesure de la turbidité, toutes basées sur des calibrations utilisant le même standard de formazin primaire. Les plus souvent utilisées sont les *Nephelometric Turbidity Unit* (NTU) et les *Formazin Nephelometric Units* (FNU). Les NTU sont plus souvent utilisées dans un contexte de rejets d'eaux usées, alors que les FNU sont davantage utilisées dans un contexte de protocole européen pour l'eau potable, soit le protocole ISO 7027 (Caux et al., 1997; USGS, 2017). Dans les deux cas, l'instrument mesure la lumière diffusée de l'échantillon à un angle de 90 degrés par rapport à la source de lumière. La lumière diffusée est capturée par une photodiode qui convertit la lumière en courant électrique et qui est reconvertie en une unité de turbidité (USGS, 2017). Les données environnementales varient dans un intervalle de 0 à 1000 FNU (Caux et al., 1997).

Des enregistreurs autonomes de turbidité ont été installés au début de la saison de fonte et sont demeurés en place jusqu'à la fin de la décrue. Les appareils sélectionnés sont des enregistreurs autonomes de turbidité *Cyclops-7 Logger* de la compagnie *Precision Measurement Engineering*. Ces turbidimètres contiennent un capteur de turbidité et un système d'enregistrement interne des données. De plus, le système inclut une brosse attachée à un moteur qui balaie la lentille afin d'éviter tout dépôt d'algues ou de sédiments qui influenceraient la lecture de la turbidité. Les données ont été enregistrées aux 10 minutes, cette fois encore par souci de conciliation entre la durée de la batterie et la disponibilité de la mémoire. Les turbidimètres ont été fixés à une tige de métal insérée dans un bloc de ciment. Les dispositifs ont été déposés au fond de l'eau à l'aide d'un système de cordes et d'anneaux. Un turbidimètre a été déployé dans chaque secteur, à proximité d'un courantomètre (Figures 10 à 13). Une bouée jaune identifiée et attachée à un poids indiquait l'emplacement des appareils.

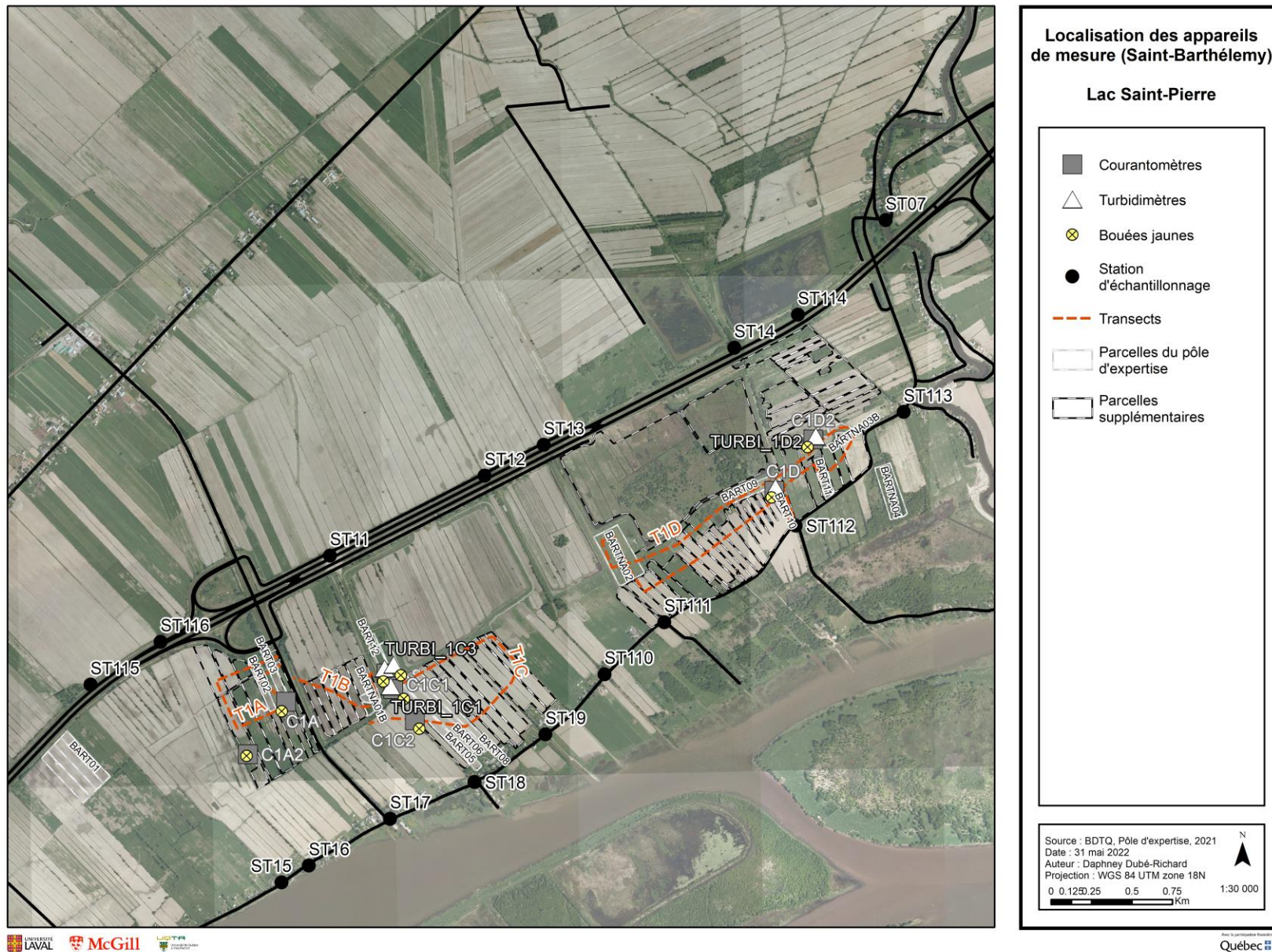


Figure 10 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à Saint-Barthélemy. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Lanaudière 2008.

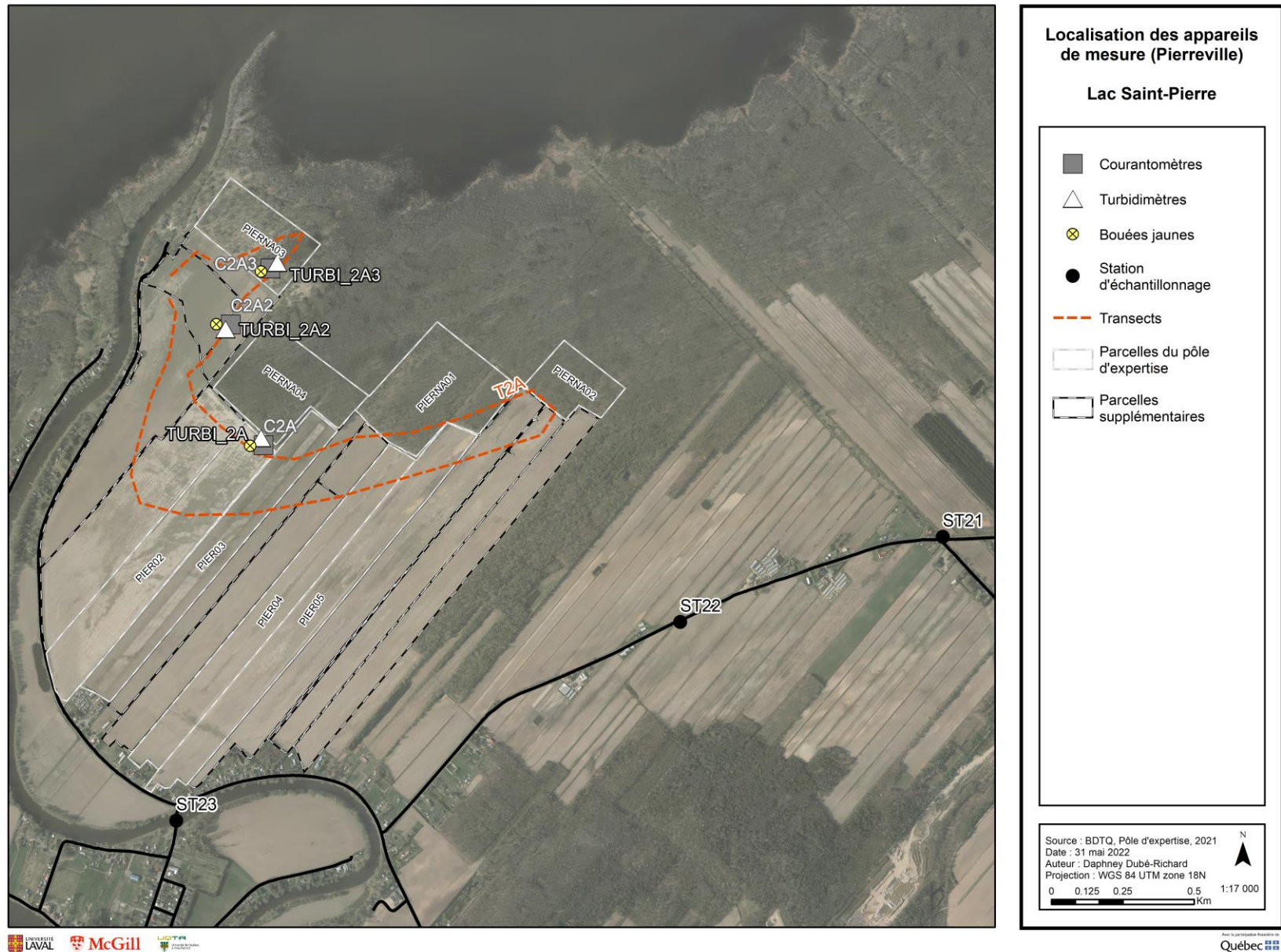


Figure 11 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à Pierreville. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Centre-du-Québec 2015.

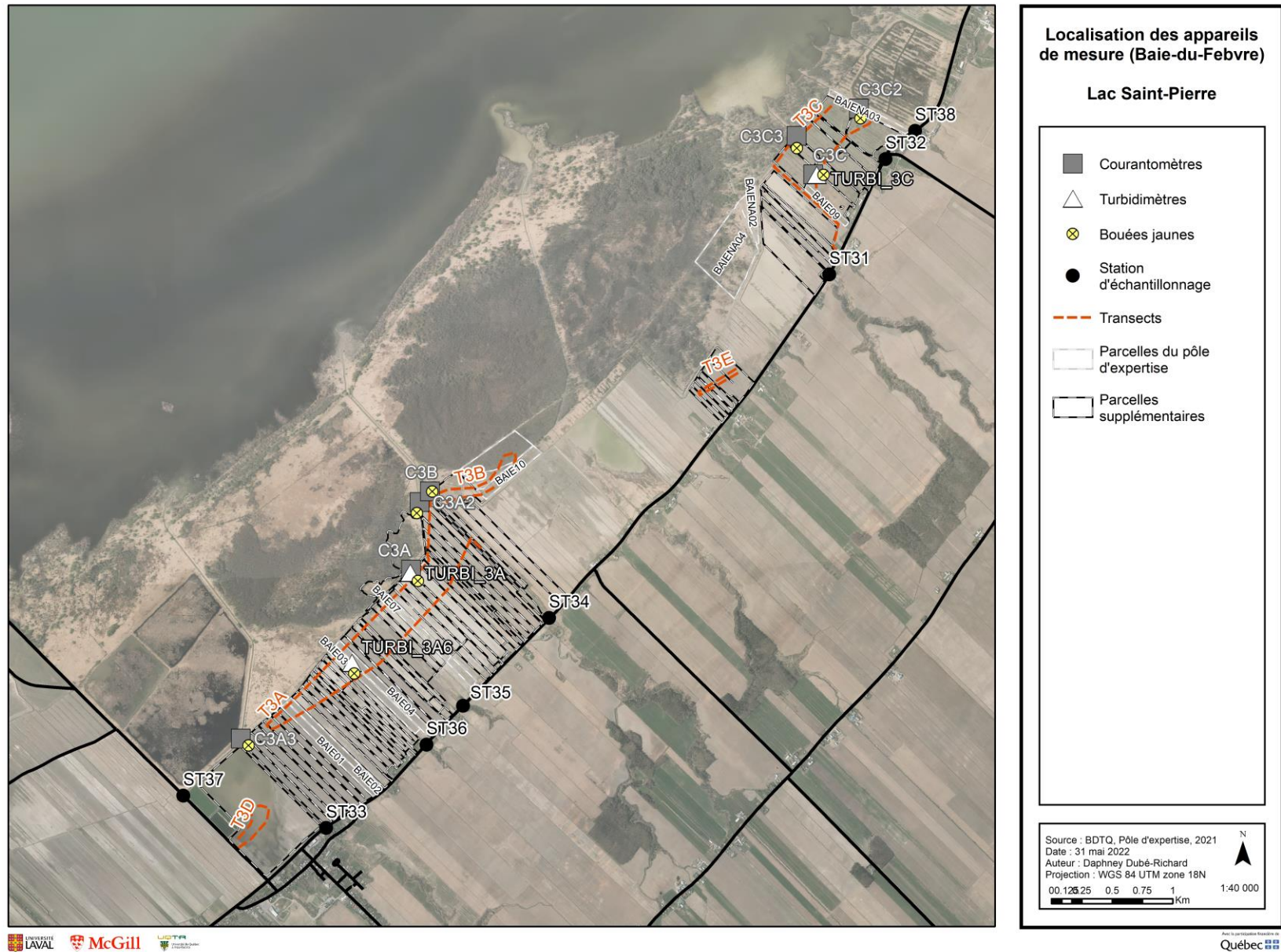


Figure 12 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des pontons à Baie-du-Febvre. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Centre-du-Québec 2015.

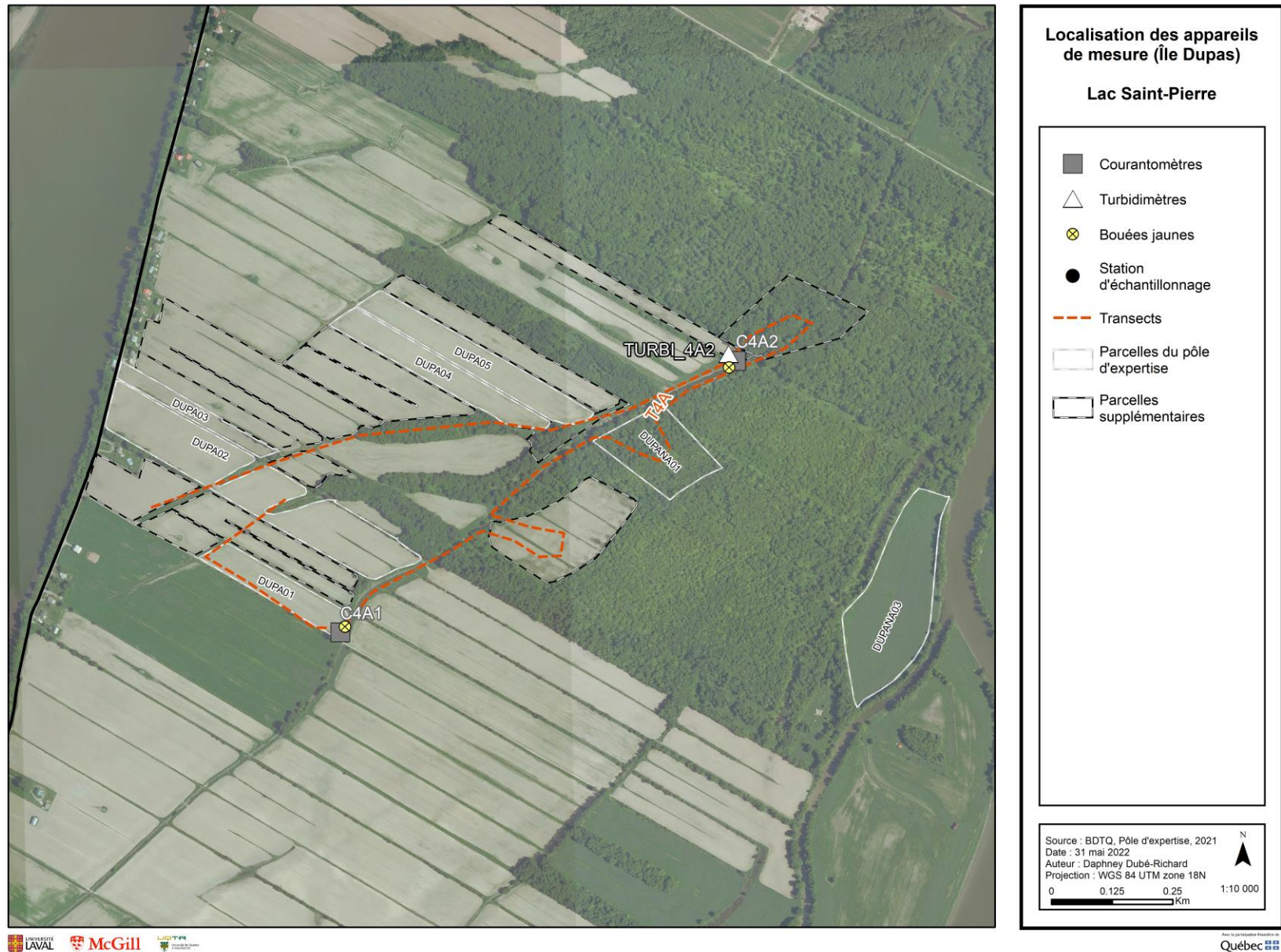


Figure 13 : Localisation des parcelles agricoles, des transects de mesure de la turbidité, des appareils de mesure et des stations d'échantillonnage près des ponceaux à l'Île Dupas. Fond de carte : mosaïque d'images aériennes Lanaudière 2008.

2.6. MESURES PONCTUELLES DE LA TURBIDITÉ, DE LA CONDUCTIVITÉ ET DES MATIÈRES EN SUSPENSION

Les turbidimètres autonomes ont permis d'évaluer la variabilité de la turbidité dans le temps, au cours de la crue et de la décrue, à un nombre restreint d'endroits. Ces données ont été complétées par des mesures ponctuelles de turbidité effectuées le long de transects couvrant un plus large territoire. Ces transects, parcourus à quelques reprises au cours du printemps, ont permis d'élargir la couverture spatiale des mesures de turbidité, incluant l'ensemble des parcelles agricoles qui ont fait l'objet d'essais agronomiques. Les transects ont été parcourus à bord d'un kayak double, sur lequel a été fixée une sonde multiparamètres *HI98290* de la compagnie *Hanna Instruments*. Cette sonde, munie d'un GPS intégré, permet d'enregistrer des mesures en continu à une fréquence déterminée, établie à une mesure aux cinq secondes dans le cadre de ce projet. Les données enregistrées sont la date, l'heure, la température de l'eau, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous, la turbidité, ainsi que les coordonnées GPS du point. Au retour de chaque sortie, les données ont été validées afin d'éliminer les données aberrantes, qui peuvent être associées à un contact avec le fond ou à la sortie de l'eau de l'appareil. Le parcours des transects a été établi en fonction de l'accessibilité des sites, de la nécessité de couvrir toutes les parcelles agricoles et dans le souci de couvrir deux altitudes différentes, soit les zones basses inondées sur une longue période et les sols cultivés à une altitude plus élevée (Figures 10 à 13). Des échantillons d'eau ont également été prélevés de manière ponctuelle, à proximité des appareils déployés et à divers endroits le long des transects. Ces échantillons d'un litre ont permis de mesurer en laboratoire la concentration de MES par filtration, sur des filtres Whatman Grade 934-AH. La turbidité et les MES ont également été mesurées à la sortie des principaux ponceaux (Figures 10 à 13) présents dans la plaine inondable ou légèrement en amont, afin de caractériser l'apport des ruisseaux pendant la crue et la décrue. Le tableau 3 présente un sommaire des points de turbidité et des échantillons de MES prélevés lors des trois saisons de terrain.

Tableau 3 : Résumé des points de turbidité et des échantillons relevés dans la plaine inondable selon les années

	Crue printanière de 2019	Crue printanière de 2020	Crue printanière de 2021
Date de début d'échantillonnage :	16 avril 2019	27 mars 2020	25 mars 2021
Date de fin d'échantillonnage :	20 juin 2019	21 mai 2020	9 avril 2021
Niveau maximum de la crue :	3.558m (ZC) 7.363m (CGDV28) Atteint le 24-04-2019	2.738m (ZC) 6.543m (CGDV28) Atteint le 10-04-2020	2.502m (ZC) 6.307m (CGDV28) Atteint le 30-03-2021
Nombre de sorties terrain :	28 sorties	19 sorties	10 sorties
Nombre de points recueillis sous forme de transects :	24 813 points	21 363 points	22 348 points
Nombre d'échantillons recueillis autour des courantomètres :	50 échantillons	36 échantillons	9 échantillons
Nombre d'échantillons recueillis à des stations fixes :	119 échantillons	65 échantillons	147 échantillons
Nombre d'échantillons recueillis aléatoirement dans la plaine :	66 échantillons	36 échantillons	5 échantillons
Total d'échantillon de MES filtrés :	235 filtrations	137 filtrations	161 filtrations

2.7. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

Tous les plans d'eau subissent des déformations de leur surface causées par l'effet du vent. À l'interface entre l'atmosphère et l'eau, l'agitation de l'atmosphère engendre des mouvements de surface sous la forme de succession de vagues. Une fois que l'eau entre à l'intérieur des terres au pourtour du LSP, la plaine d'inondation devient une surface plane sans obstacle et se comporte tel un plan d'eau. De ce fait, on assiste à la création de vagues dans la plaine d'inondation. Ainsi, il est probable que la force et la direction du vent aient une influence sur les patrons de turbidité de l'eau de manière journalière. Aux endroits où l'on retrouve de faibles profondeurs d'eau, les vagues pourraient provoquer la remise en suspension des sédiments. Les données météorologiques quotidiennes ont donc été utilisées afin d'évaluer l'effet du vent et des vagues sur la turbidité dans la plaine inondable. Les données de deux stations météorologiques d'Environnement Canada ont été consultées, soit la station du Lac Saint-Pierre (701LP0N) pour la rive nord et la station de Nicolet (7025442) pour la rive sud. Les données de précipitations ont également été téléchargées à partir du site du MELCC. La station météorologique de Bécancour (7020572) est la référence en ce qui a trait aux précipitations. Il est reconnu que les ruisseaux agricoles fonctionnent sous des régimes torrentiels causés par le ruissellement, lui-même intensifié par les précipitations (Delestre, 2010). Les données de précipitations sont donc essentielles afin d'interpréter les variations dans les valeurs de turbidité.

2.8. CARTOGRAPHIE DES PRATIQUES CULTURALES ET DE L'ÉTAT DES SOLS AGRICOLES AU PRINTEMPS

Lors de la fonte des neiges, avant le début des travaux aux champs, un recensement sur le terrain des différentes pratiques culturales a été réalisé pour l'ensemble des parcelles agricoles des bassins versants de chaque secteur. Les pratiques culturales ont été divisées en cinq catégories soit : sol nu (SN), soya (S), maïs avec peu de résidus (MPR), maïs avec résidus (MR) et prairie (P). Cette cartographie ne visait pas à établir un recensement exhaustif des différentes pratiques culturales, mais plutôt à évaluer quel est l'état des sols agricoles aux printemps suite à ces pratiques. Les sols nus (SN), par exemple, peuvent être issus d'un labour d'automne. Le maïs avec résidus (MR) est issu la plupart du temps d'un maïs grain en semis direct, alors que la catégorie MPR est souvent le résultat d'un maïs ensilage en semis direct. Le soya (S), même en semis direct, laisse très peu de résidus au sol. Finalement, la catégorie P regroupe toutes les pratiques qui laissent au sol une couverture végétale continue, incluant les prairies, pâturages et cultures de couvertures. Ces catégories doivent donc être considérées davantage d'un point de vue géomorphologique, en lien avec le risque d'érosion, que d'un point de vue agronomique. À la cartographie des pratiques culturales ont été ajoutées les données de la Cartographie de l'occupation du sol des Basse-Terre du Saint-Laurent (ECCC & MDDELCC, 2018) concernant les milieux naturels (MN) et les milieux anthropiques (MA). Ces données, compilées pour chaque zone et chaque bassin, ont été mises en relation avec les données de turbidité et de MES afin d'évaluer l'impact des pratiques culturales sur la qualité de l'eau de la plaine inondable.

2.9. ANALYSE DES DONNÉES

La figure 14 présente une synthèse de la méthodologie. Tout d'abord, un résumé visuel de chaque journée terrain a été effectué. Ce résumé inclut plusieurs données différentes en commençant par une carte du secteur échantillonné affichant l'image satellitaire disponible la plus près de la date d'échantillonnage, l'ensemble des points de turbidité relevés, des étiquettes indiquant la valeur de turbidité et la valeur de MES mesurée pour chaque point stratégique dans la plaine, mais également dans les stations d'échantillonnage ainsi que des flèches sur la carte pour identifier le sens de l'écoulement dans les ruisseaux. Le résumé inclut également un graphique du niveau d'eau à Sorel avec la journée de relevé identifié par une ligne rouge, un graphique des précipitations tombées dans le dernier 48h identifié par un rectangle rouge ainsi qu'un graphique de la direction et de la vitesse des vents à la station météo la plus proche pour la journée d'échantillonnage, mais également pour la veille de l'échantillonnage. Puis, le cas échéant, le résumé inclut un graphique journalier de la vitesse et de la direction des courants enregistrée par les courantomètres en place dans le secteur. Des exemples des résumés les plus pertinents pour chaque zone sont disponibles en annexes (Annexe 2 & 3; BART, Annexe 4; PVL, Annexe 5 & 6; BDF, Annexe 7; DUPAS). Une fois que le résumé visuel de l'ensemble des secteurs pour les trois années a été terminé, une synthèse des observations a été rédigée. Cette synthèse nous a permis de faire une analyse de l'écoulement de l'eau dans la plaine inondable et de délimiter dans le temps les trois

phases de crue. Les résultats cartographiques obtenus par les model builder accompagnés des résumés terrain ont permis de délimiter les surfaces contributives à l'augmentation de la turbidité au-dessus des parcelles agricoles inondées pendant les différentes phases. Après analyse préliminaire des données de turbidité, elles ont été intégrées dans un modèle linéaire mixte dans le logiciel R (Package lme4). Ce modèle permet de déterminer la partition de la variance (%) attribuable à certains effets aléatoires tels que l'année d'échantillonnage, le secteur, la phase de crue, le pourcentage de sols peu protégé en amont (regroupé par catégories) et les traitements (regroupés par secteurs). La variable fixe qui est comparée à ces groupes est les six traitements généraux du pôle d'expertise. De cette façon, il a été possible de déterminer la relation entre la turbidité et chacune de ces variables aléatoires. Le modèle linéaire mixte permet également de calculer la turbidité en tenant compte des facteurs déterminants mentionnés précédemment. Le modèle permet ainsi d'estimer la turbidité selon un modèle linéaire, mais en considérant les différents facteurs explicatifs. Les données de turbidité ont également été jumelées de plusieurs façons avec les données sur la protection des sols dans les surfaces contributives. Des relations entre les turbidités mesurées et les surfaces contributives ont été décelées. Ce sont ces résultats qui nous informent le mieux sur l'impact qu'auraient les futures interventions de restauration de la plaine inondable sur la qualité de l'eau. Au final, l'ensemble de ces analyses ont permis d'acquérir des connaissances utiles à la prise de décision pour améliorer la qualité des habitats dans la plaine inondable du LSP.

D'ailleurs, l'ensemble des données de turbidité récoltées pendant les trois années d'échantillonnage ont aussi été utilisées dans deux projets conjoints, soit : le projet de maîtrise de Maxime Clermont, qui porte sur l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la turbidité de l'eau dans le littoral du lac St-Pierre par télédétection, ainsi que pour le projet de stage de Savannah Bussièrès qui porte sur la cartographie des patrons de turbidité de la plaine inondable du LSP par drone. Également, les données sur la cartographie des pratiques agricoles ont été utilisées dans le cadre du projet de stage de David de Courville qui porte sur la télédétection des couvertures agricoles printanières en bordure du LSP avec les images satellitaires Sentinel-2.

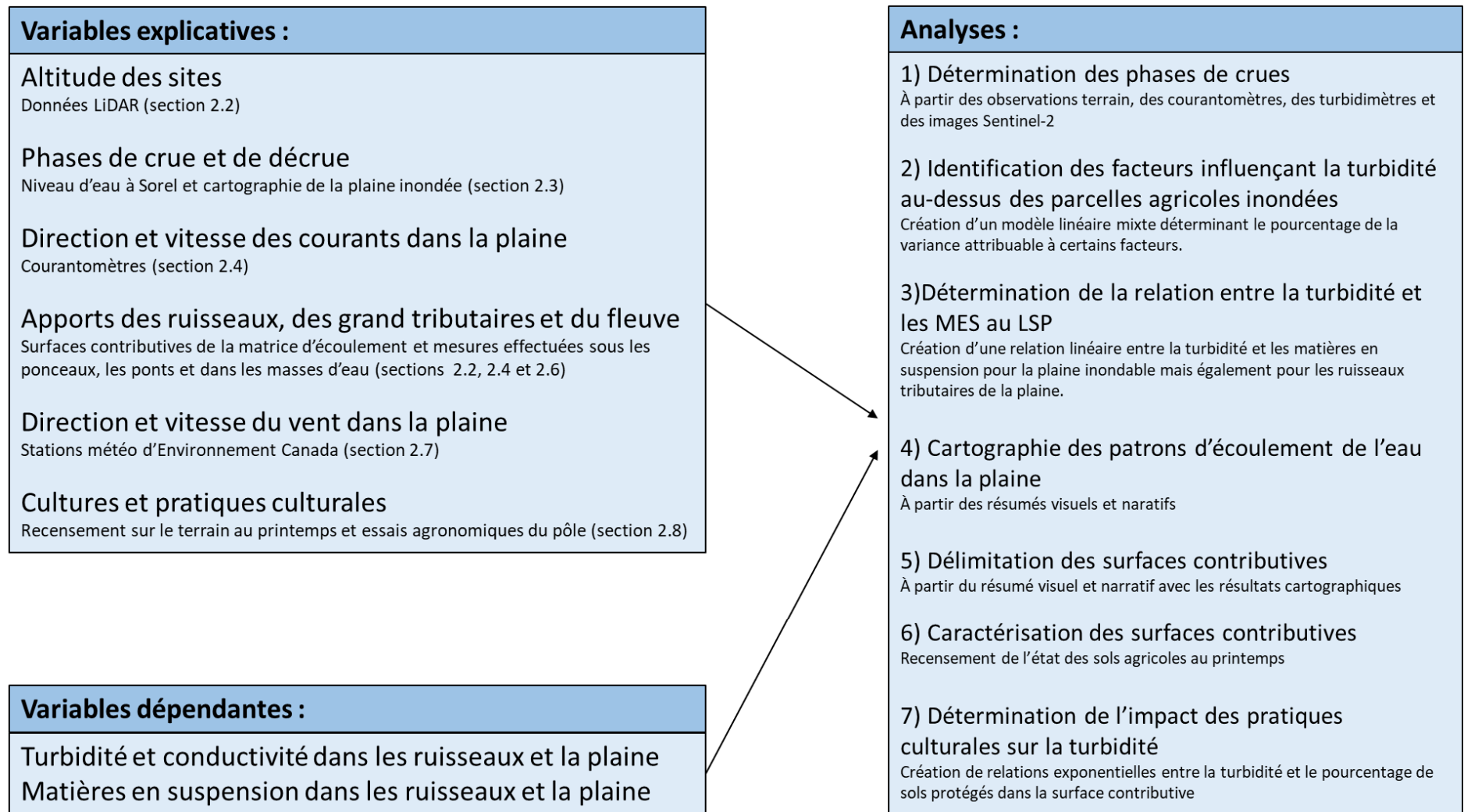


Figure 14 : Figure synthèse de la méthodologie.

CHAPITRE III : RÉSULTATS

3.1. BILAN DES ANNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE

Les trois saisons de terrain reliées à ce projet permettent tout d'abord de mettre en perspective l'importante variabilité interannuelle entre les crues printanières au LSP. En 2019, la crue a été de forte envergure. Le maximum de la crue a été atteint le 24 avril 2019 avec une valeur maximum de 3.558 m (référentiel ZC). Pendant 71 jours, la plaine d'inondation a maintenu un niveau d'eau permettant la navigation en kayak (niveau fixé à 2.06 m). La crue fut donc soutenue avec une décrue plutôt lente. En 2020, il s'agissait d'une crue médiane atteignant son maximum à 2.738 m (référentiel ZC) le 10 avril 2020. Le temps de résidence de l'eau permettant la navigation a été de 47 jours. Il y eut une baisse du niveau du fleuve puis une deuxième crue en mai, de moindre importance. La crue de 2021 a quant à elle été de très courte durée et de faible intensité. En effet, le maximum de la crue a atteint les 2.502 m (référentiel ZC) tôt au printemps, soit le 30 mars 2021. Le temps de résidence de l'eau permettant la navigation n'a été que de 7 jours. Ainsi, les trois années d'échantillonnage nous ont offert un portrait de plusieurs scénarios d'inondation différents au LSP (Figure 15). La variabilité interannuelle des niveaux d'eau et du temps de résidence de l'eau dans la plaine inondable on eut un effet sur la turbidité mesurée dans la plaine (Figure 16). Cet effet sera décrit plus en détail dans les prochains paragraphes.

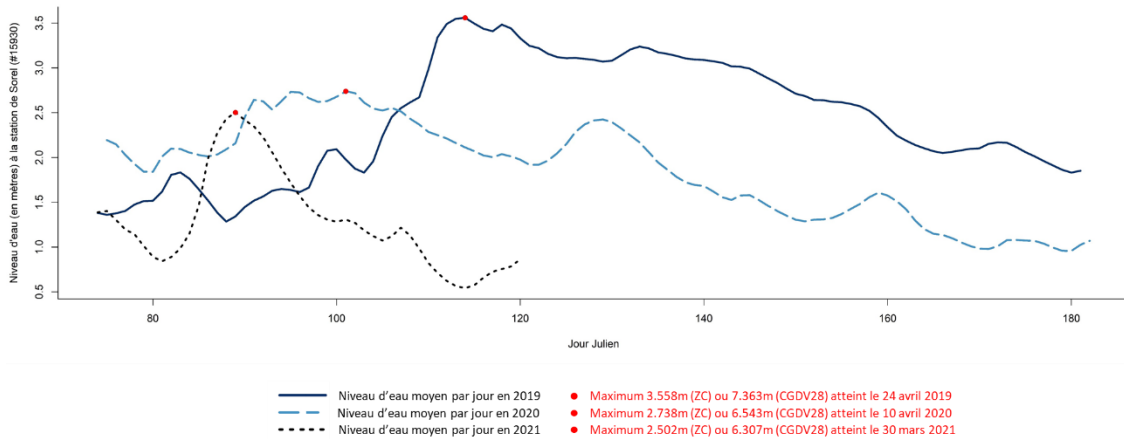


Figure 15 : Niveau d'eau lors des crues printanières 2019, 2020 et 2021.

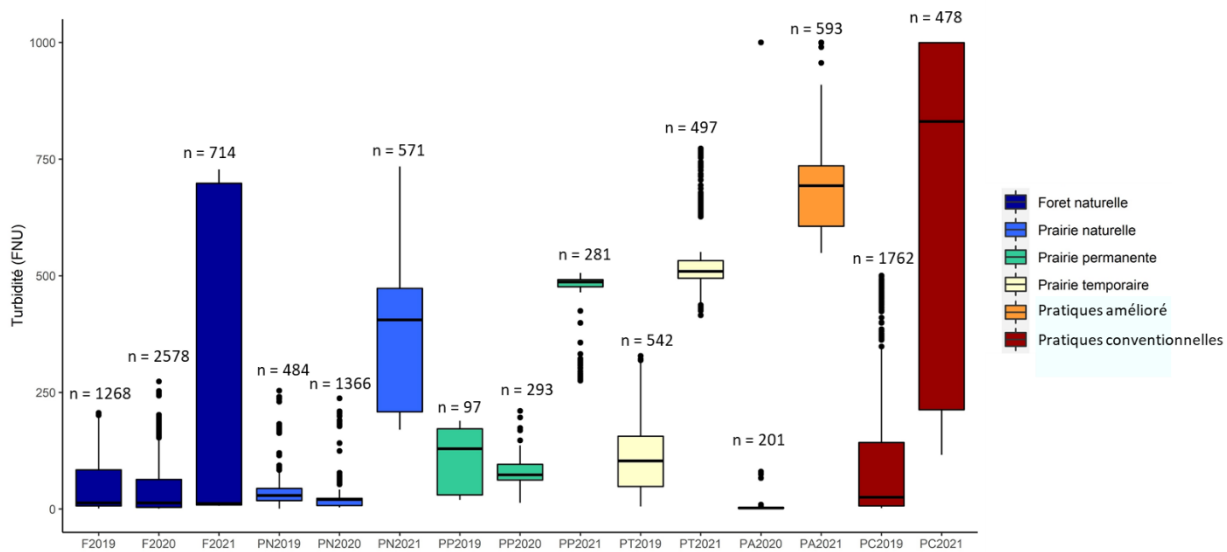


Figure 16 : Distribution des turbidités mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise selon les années.

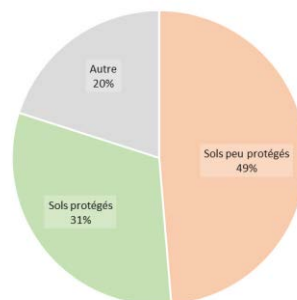
3.2. CARTOGRAPHIE DE L'ÉTAT DES SOLS

Le recensement de l'état des sols au printemps permet de mettre en lumière la proportion importante de sols qui sont peu protégés dans les surfaces contributives du LSP (Objectif 1). L'état des sols au printemps a été relevé pour tous les champs dans les surfaces contributives en amont de la plaine inondable dans les quatre secteurs étudiés. Sauf à Saint-Barthélemy où les pratiques dans les champs ont été recensées à un maximum de 11 km de la rive fluviale. Cette exception permet d'exclure la tête des bassins versants de ce secteur qui sont très forestiers, mais qui ne conservent pas ces propriétés en aval lors du passage dans les zones agricoles. En effet, lors des trois années d'échantillonnage, environ la moitié des sols dans les quatre secteurs d'échantillonnage étaient peu protégés. Les sols à nu ou labourés, les résidus de soya en semi-direct ainsi que les champs de maïs ensilage ont été considérés comme peu protégés puisqu'ils laissent peu de résidus au sol, ils exposent la surface meuble et sont plus susceptibles de créer des volumes importants de pertes de particules de sol dans les eaux de ruissellement. À l'opposé, c'est environ 30% des sols qui étaient bien protégés lors des saisons printanières 2019, 2020 et 2021. Ces sols, que l'on considère comme protégés, incluent tous les milieux naturels, les forêts, les friches et tous les champs en prairie, de foin non fauché ou d'autres cultures ayant une importante couverture du sol. Ces derniers, en ayant des plantes encore enracinées au printemps, permettent au sol d'avoir une certaine structure et diminuent l'impact de ces parcelles quant aux apports dans les eaux de ruissellement. Le 20% restant représente les superficies de milieux anthropiques ainsi que les superficies de culture de maïs grain. Cette dernière n'a pas été classée dans une des deux autres catégories puisqu'elle laisse des résidus abondants, mais expose tout de même la terre entre les rangs. Elle est donc à mi-chemin entre les deux types de recouvrement du

Protection des sols dans les secteurs d'étude en 2019



Protection des sols dans les secteurs d'étude en 2020



Protection des sols dans les secteurs d'étude en 2021

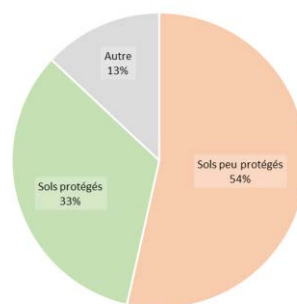


Figure 17 : Protection des sols dans les quatre secteurs d'étude en fonction des années.

Le 20% restant représente les superficies de milieux anthropiques ainsi que les superficies de culture de maïs grain. Cette dernière n'a pas été classée dans une des deux autres catégories puisqu'elle laisse des résidus abondants, mais expose tout de même la terre entre les rangs. Elle est donc à mi-chemin entre les deux types de recouvrement du

sol. On remarque que les proportions sont semblables entre les trois années d'échantillonnage (Figure 17). Toutefois, si l'on établit la proportion qu'occupe chaque pratique dans les différents bassins versants délimités, on remarque que certains bassins versants sont plus protégés que d'autres et que cette différence se traduit par des variations de la turbidité et des MES (Section 3.8 & 3.9).

3.3. PRÉSENTATION DES TROIS PHASES DE CRUE

Les mesures et les observations réalisées sur le terrain, jumelées à l'interprétation visuelle des images Sentinel-2, ont permis de documenter les patrons d'écoulement de l'eau et d'identifier trois phases distinctes pendant la crue (Figure 18, Objectif 2). Ces trois phases de crue ont été déterminées par le comportement de l'eau dans la plaine inondable. Ainsi, il ne s'agit pas de phases arbitraires déterminées par une date ou un niveau d'eau précis, mais plutôt des phases déterminées par l'hydrologie et la direction des courants. La figure 19 illustre le résultat d'un courantomètre installé dans la rivière Brielle à Baie-du-Febvre et démontre la présence d'inversion des courants dans les ruisseaux qui par la même occasion délimitent le début et la fin des trois phases de crue. Il est à souligner que les changements entre les phases de crues se font graduellement tel qu'illustré par la figure 19, les courantomètres traduisent l'influence grandissante de l'une ou l'autre des masses d'eau. La première phase, en début de saison, est caractérisée par une eau très turbide (200-1000 FNU) en provenance des ruisseaux qui transportent les sédiments érodés des sols agricoles. Ces cours d'eau ont un régime torrentiel pendant la fonte, particulièrement si elle est accompagnée de précipitations. Le réseau hydrographique en amont de la plaine inondable est majoritairement responsable de la forte turbidité dans la plaine en début de crue. La deuxième phase est caractérisée par la hausse du niveau du fleuve qui entre lentement dans la plaine inondable en passant par certains ruisseaux et qui provoque par le fait même des inversions de courant dans ces derniers. Cette phase entraîne une diminution de la turbidité de l'eau (30-70 FNU) dans plusieurs secteurs de la plaine inondable puisque l'eau du fleuve est moins turbide que l'eau en provenance de l'amont. Le fleuve vient alors créer un effet de dilution de la turbidité dans la plaine inondable. Au cours de cette phase, les masses d'eau sont en opposition puisque l'eau du fleuve qui entre dans la plaine vient repousser la masse d'eau turbide déjà en place. La masse d'eau au-dessus des parcelles agricoles est donc généralement remplacée par une masse d'eau moins turbide. Toutefois, à certains endroits spécifiques de la plaine inondable, on voit apparaître des bouchons vaseux qui augmentent sporadiquement la turbidité en un endroit précis. C'est le cas par exemple sous les ponceaux du rang du Fleuve à Saint-Barthélemy où la masse d'eau du fleuve empêche les eaux turbides provenant des tributaires de quitter la plaine. Toutefois, il est important de mentionner que lorsque la crue est très rapide, comme c'était le cas en 2021, la deuxième phase de crue peut être très courte ou même inexistante. Parfois, dans ces contextes particuliers, la turbidité peut diminuer, mais ne serait pas nécessairement causée par une entrée d'eau du fleuve et a des inversions de courant. Cette diminution de la turbidité lors d'une courte crue pourrait alors être causée par une pause dans la crue permettant la déposition des sédiments. Ou encore, il est possible que les années plus sèches, avec moins de précipitation solide pendant l'hiver et peu de pluie au printemps

fasse en sorte que la crue soit de plus faible envergure et donc par la même occasion de plus faible turbidité ce qui estompe les différences entre les phases de crues. La troisième phase est caractérisée par une décrue plus ou moins rapide et qui se traduit par une légère augmentation de la turbidité dans la plaine (50-120 FNU) due au mouvement de l'eau qui s'évacue. La variation générale de la turbidité dans les trois phases de crue est semblable pour les quatre secteurs. Toutefois, chacun d'entre eux possède des particularités, et la plage de variation de la turbidité est différente entre ces secteurs. Plusieurs autres facteurs influencent l'écoulement et la turbidité de l'eau dans la plaine inondable. En effet, la façon dont est organisé le territoire est déterminante dans la façon dont l'eau se déplace. C'est ce qui est présenté plus loin à la section 3.4 dans la cartographie de chaque secteur (Figures 23 à 26).

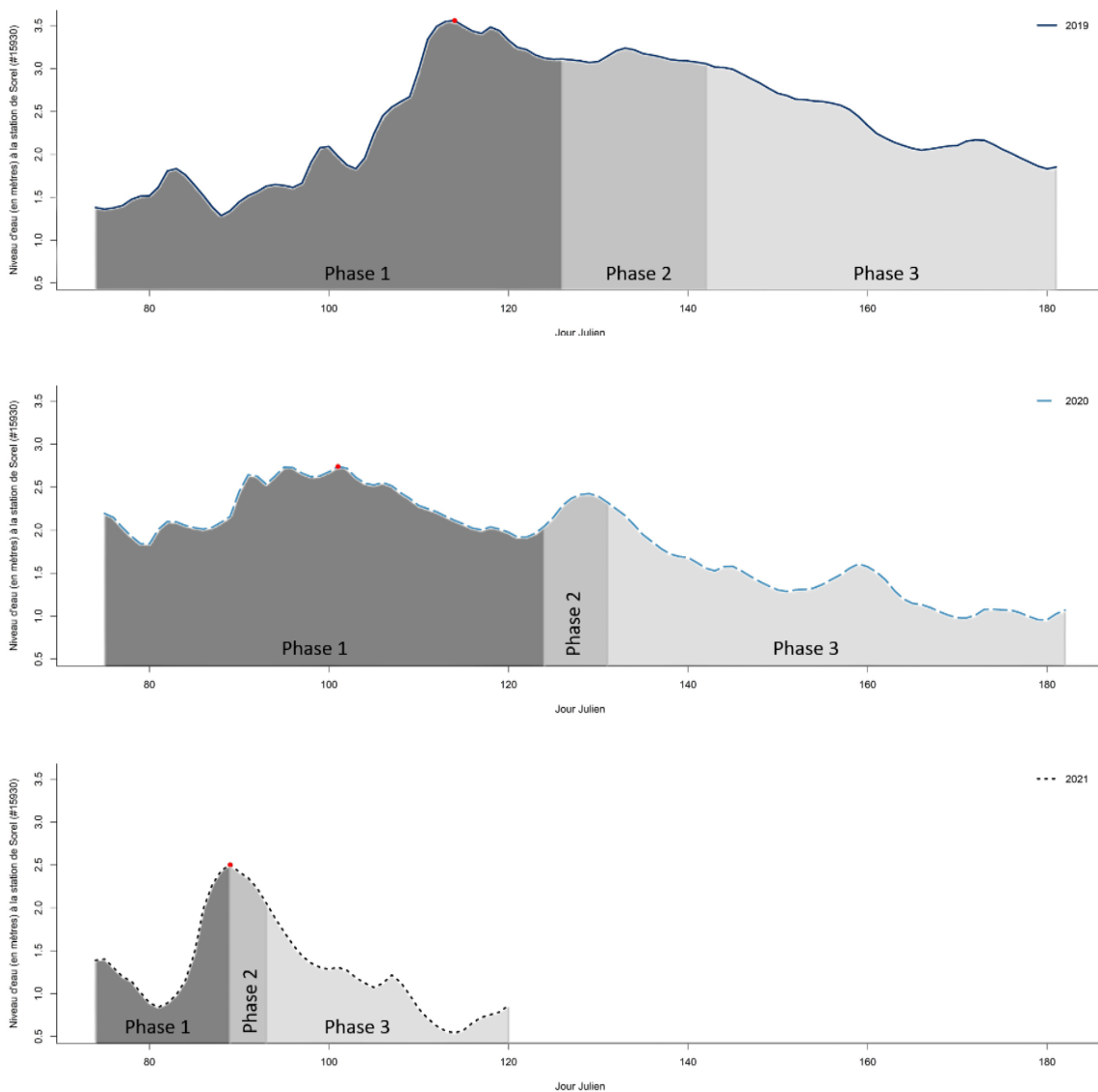


Figure 18 : Différentes phases de crues dans les quatre secteurs de la plaine inondable du lac Saint-Pierre en 2019, 2020 et 2021.

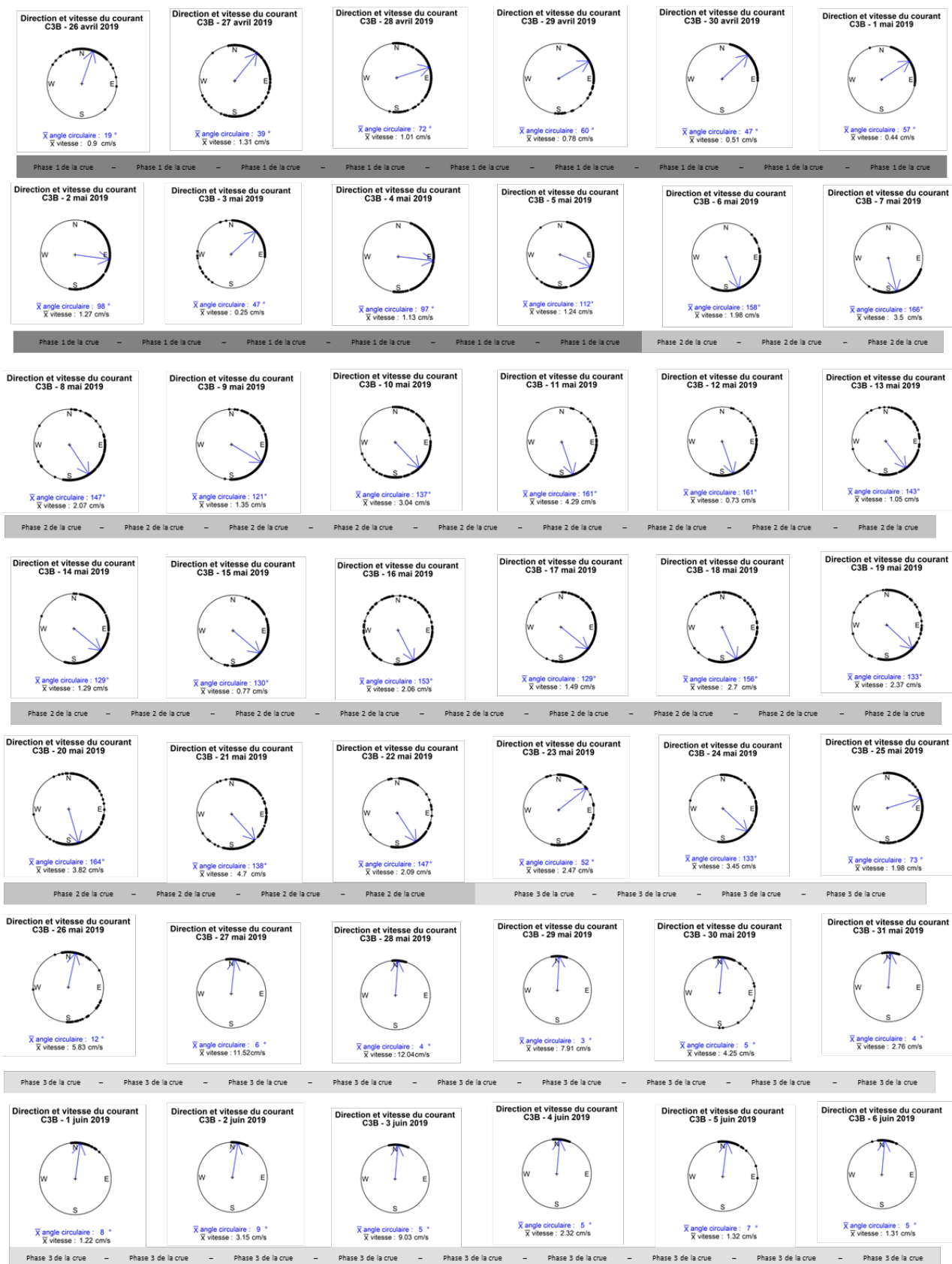


Figure 19 : Résultats journaliers du courantomètre C3B en 2019 (localisation sur la figure 12). Les phases sont indiquées avec des tons de gris différents. Lors de la première phase de crue, le courant est en direction NE. Puis il passe en direction SE lors de la phase 2, pour ensuite retourner dans une direction franc nord pendant la troisième phase. Ces changements de direction sont directement reliés avec le mouvement des masses d'eau.

Les figures 20 à 22 affichent les résultats des turbidimètres autonomes laissés sur une parcelle pendant toute la durée des crues. Le choix de l'emplacement des parcelles a été fait en fonction de l'accessibilité des parcelles et de la pertinence de l'information récoltée. Initialement, le but était de placer les turbidimètres aux mêmes endroits année après année, mais les fortes fluctuations des niveaux d'eau ont fait en sorte que les endroits choisis initialement n'étaient pas accessibles les années suivantes. Nous avons donc modifié les emplacements prévus et adopté une vision d'avantage comparative entre les traitements d'un même secteur. De plus, le manque d'expérience en 2019 ainsi que la contrainte temporelle due à la crue éclaircie de 2021 a eu comme résultat une absence de données lors de la première phase de crue de ces deux années. Toutefois, les dispositifs mis en place en 2020 sont assez représentatifs de toutes les phases de crues. En général, sur les figures, on remarque qu'il n'y a pas de différences significatives entre les traitements d'un même secteur. La fluctuation de la turbidité semble être davantage reliée à la phase de la crue, soit autrement dit, les masses d'eau présentes au-dessus des parcelles. Toutefois, remarquons que le secteur d'échantillonnage dicte la plage de variabilité dans laquelle la turbidité enregistrée se situe. Ainsi, la turbidité de Pierreville, en lien avec l'eau de la rivière Saint-François qui est généralement peu turbide sera toujours plus faible que celle de Saint-Barthélemy qui est grandement influencé par les tributaires avec de fortes charges sédimentaires.

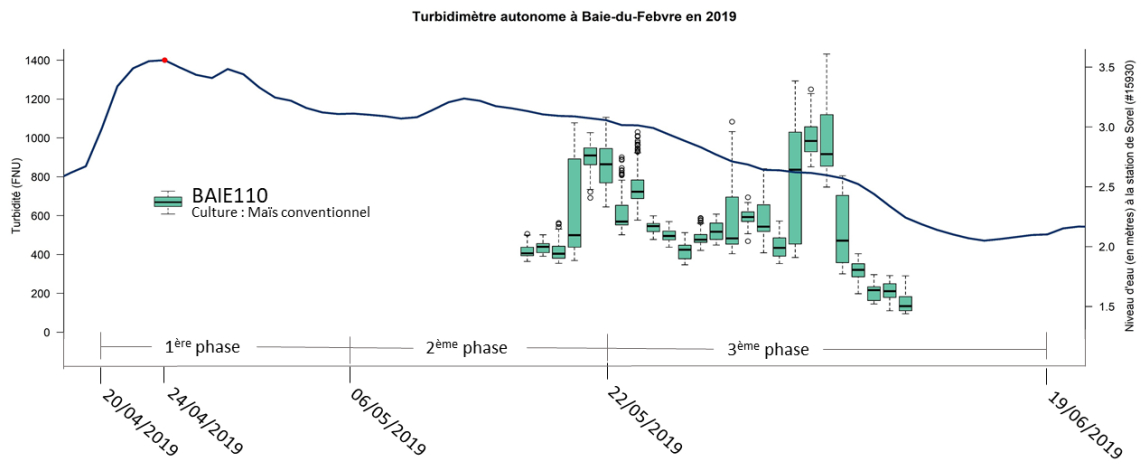


Figure 20 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2019 dans une parcelle de maïs conventionnel (BAIE110) à Baie-du-Febvre au cours des phases 2 et 3 de la crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.

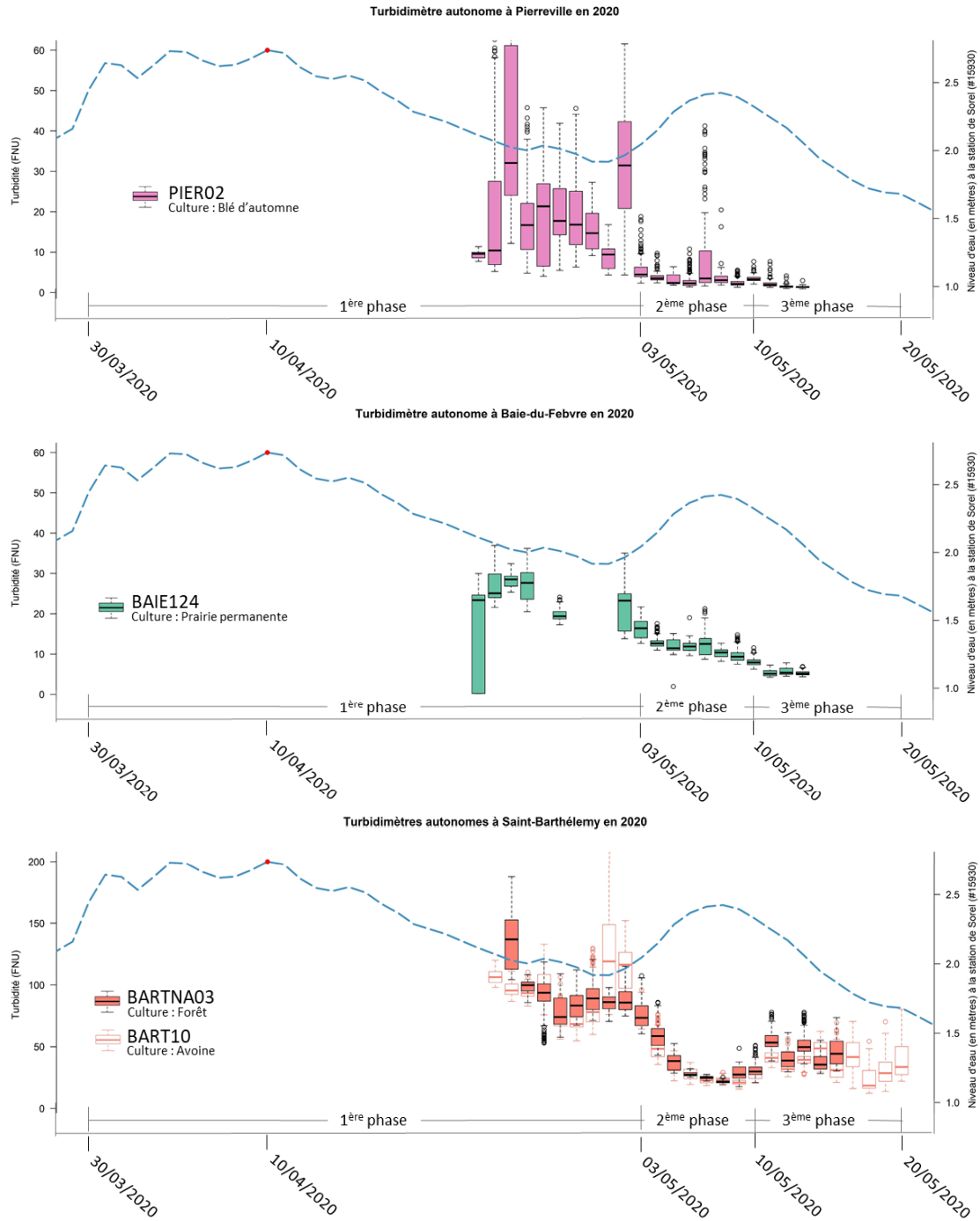


Figure 21 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2020 dans des parcelles de blé d'automne (PIER02), de prairie permanente (BAIE124), de forêt (BARTNA03) et d'avoine (BART10), à Pierreville, Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy au cours des trois phases de crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.

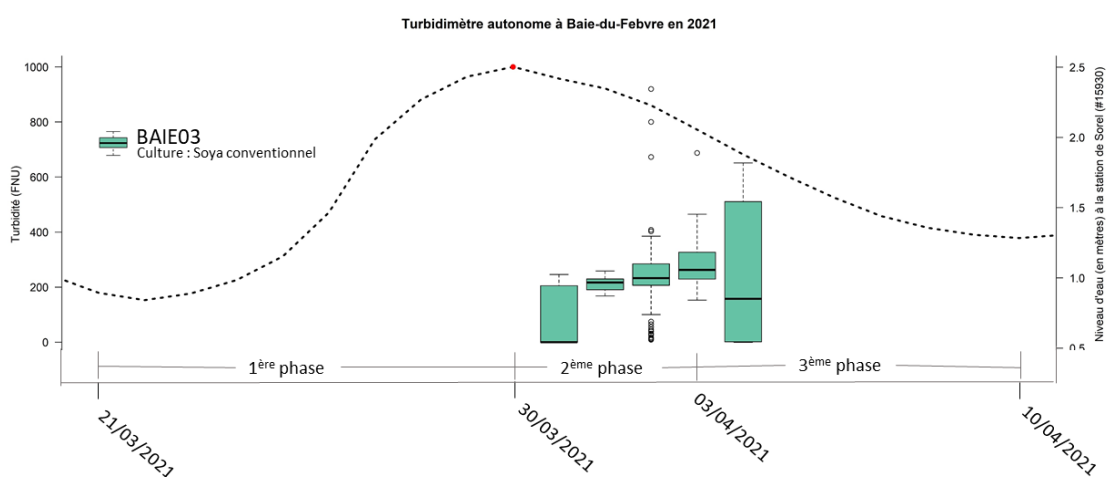
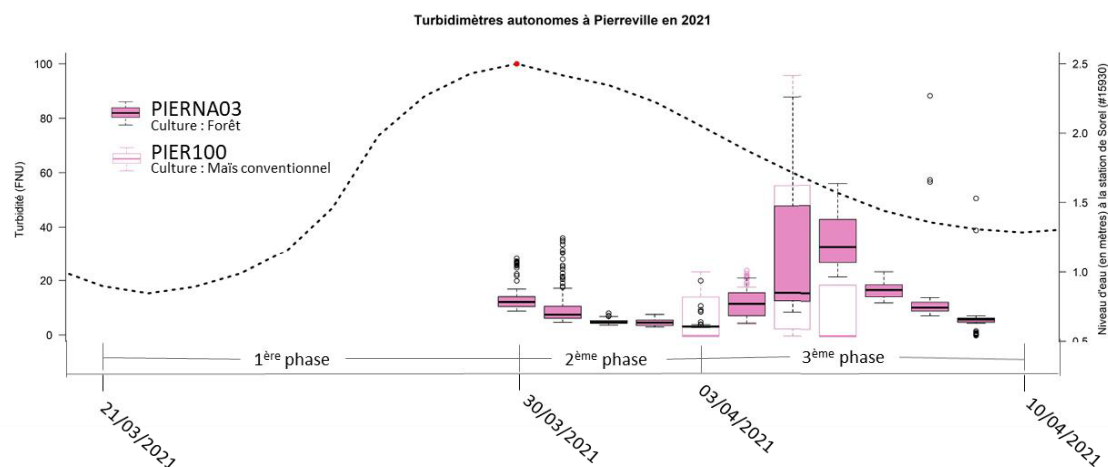
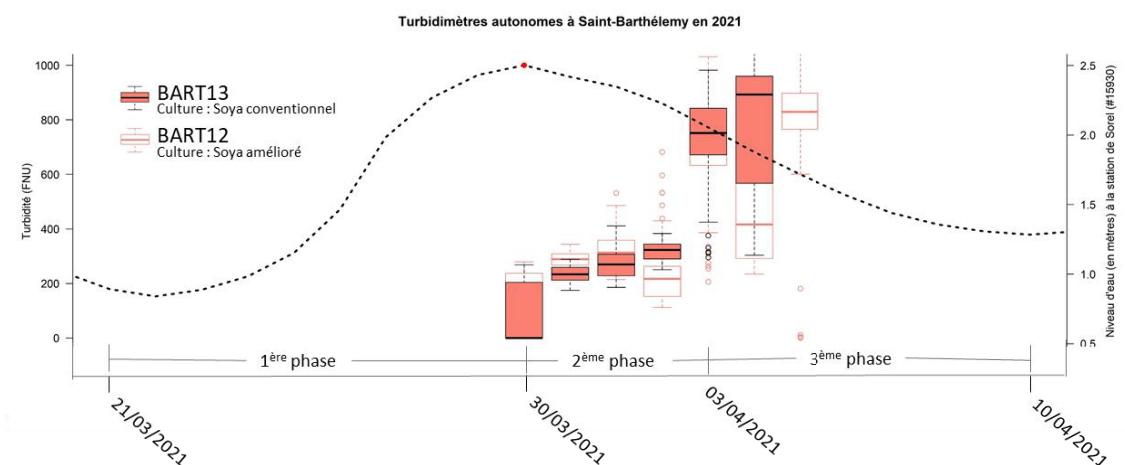


Figure 22 : Turbidité journalière enregistrée au printemps 2021 dans des parcelles de soya conventionnel (BART13), de soya amélioré (BART12), de forêt (PIERNA03), de maïs conventionnel (PIER100) et de soya conventionnel (BAIE03) lors des phases 2 et 3 de la crue (localisation sur la figure 12). Le niveau d'eau à Sorel est présenté à titre indicatif.

3.4. PATRONS D'ÉCOULEMENTS DE L'EAU DANS LA PLAINE INONDABLE DU LAC-SAINT-PIERRE

Le suivi réalisé avec plusieurs méthodes d'échantillonnage dans les différents secteurs a permis de comprendre que de manière généralisée, dans tous les secteurs et toutes les années, lorsque la fonte printanière débute, les valeurs de turbidité sont très élevées en raison du ruissellement en provenance des tributaires du LSP, puis diminuent drastiquement et sont suivies d'une baisse plus subtile au fur et à mesure que l'on avance dans la saison. La conductivité dans la plaine est quant à elle également élevée au début de la fonte printanière, puis elle diminue avec la crue des eaux du fleuve qui entrent dans la plaine et se mélangent à l'eau de fonte. Au cours de la décrue, la conductivité remonte progressivement. L'ensemble des sorties terrain ont été résumées sous forme d'image disponible en annexes. Ces résumés visuels ont permis de faire un bilan du déplacement de l'eau dans chaque secteur de manière très précise (Objectif 3). C'est ce qui est mis de l'avant dans cette section.

3.4.1. SAINT-BARTHÉLEMY

Dans le secteur de Saint-Barthélemy (Figure 23), plusieurs éléments du paysage agissent à titre de barrière physique perturbant l'écoulement de l'eau. Les digues, situées juste au sud de l'autoroute, ont une influence plus ou moins grande en fonction du niveau de l'eau de la crue. Cette influence est calculée dans la modélisation du niveau de l'eau préalablement présentée dans la section méthodologique. Par la suite, la montée Saint-Laurent ainsi que l'autoroute 40 représentent elles aussi des barrières anthropiques dans le secteur. L'emplacement et la surélévation de ces routes créent une séparation des masses d'eau. Ainsi, trois masses d'eau se forment dans la plaine inondable du secteur Saint-Barthélemy. La première masse d'eau est située au sud de l'autoroute 40 et à l'est de la montée Saint-Laurent. Elle constitue la masse d'eau la plus complexe, mais représente également l'endroit qui résume le mieux visuellement les trois phases de la crue. En effet, dans la première phase, l'eau au-dessus des parcelles agricoles est fortement influencée par l'eau de fonte printanière. Les valeurs de turbidité sont élevées ($\bar{x} = 229$ FNU) du à l'apport important de sédiments par les ruisseaux agricoles qui débordent dans la plaine inondable (C1D). Dans la deuxième phase de crue, on assiste à une inversion des courants dans le ruisseau Sarrasin, la rivière Cachée et la rivière du Bois Blanc (ST18, ST110 et ST112). Cette intrusion de l'eau du fleuve fait diminuer drastiquement la turbidité dans la plaine inondable ($\bar{x} = 27$ FNU). Cette dilution de l'eau est d'ailleurs facilement visible sur les images Sentinel-2 et crée un mouvement latéral de l'eau vers l'est (C1C1). L'eau du fleuve qui entre dans la plaine inondable est moins chargée en sédiment et pousse sur l'eau de fonte qui se voit confinée à la section supérieure de la plaine inondable, créant ainsi une séparation des masses d'eau puisque la circulation de l'eau sous l'autoroute est bloquée (ST11 et ST12). Plus au sud-est, la rivière Maskinongé, qui a une turbidité beaucoup plus faible que la plaine inondable, déborde majoritairement dans les parcelles agricoles et la forêt à l'est de celle-ci, mais n'empiète presque pas sur les parcelles à l'ouest, notamment en raison de la topographie qui favorise cette direction. On observe également que l'eau de la plaine inondable se

déverse tout près de l'embouchure de la rivière Maskinongé. Ceci crée une confluence des trois sources d'eau, c'est-à-dire, un mélange hétérogène de l'eau du fleuve, l'eau de la plaine et de l'eau de la rivière Maskinongé. Lors de la troisième phase de crue, on assiste à une légère remontée de la turbidité de l'eau qui s'évacue par les ruisseaux tributaires (C1D).

Au nord de l'autoroute 40, les terrains endigués pour la sauvagine ne sont pas influencés par l'apport des ruisseaux tributaire, l'eau qui s'y retrouve est donc seulement issue de la fonte de la neige tombée dans le bassin. La turbidité y est donc beaucoup moindre, soit de l'ordre de 25 FNU et permet l'activité photosynthétique dans ce bassin, d'où sa couleur verte.

Plus à l'ouest de la montée Saint-Laurent, la situation est différente du reste du secteur. Dans la première phase de crue, cette section est influencée par l'eau turbide ($\bar{x} = 198$ FNU) en provenance de la rivière Chicot et de la rivière Bayonne en amont. Cette eau est freinée par la montée Saint-Laurent et dévie vers le sud-ouest (C1A) formant une boucle dans ce secteur. Lors de la deuxième phase de crue, l'eau du fleuve entre lentement par les ruisseaux tributaires s'insérant ainsi dans la boucle et l'activité photosynthétique s'installe, visible par la couleur plus verdâtre sur les images Sentinel-2. À la fin de la décrue, dans ce secteur l'eau reste emprisonnée plus longtemps, dû à une légère dépression identifiable grâce au niveau d'eau modélisée.

Les annexes 2 et 3 (Figures 36 à 43) présentent les résumés visuels de quelques sorties terrain dans le secteur de Saint-Barthélemy lors des trois phases de crue et des trois années d'échantillonnages. La figure 23 est un résumé de ces nombreuses figures plus détaillées.

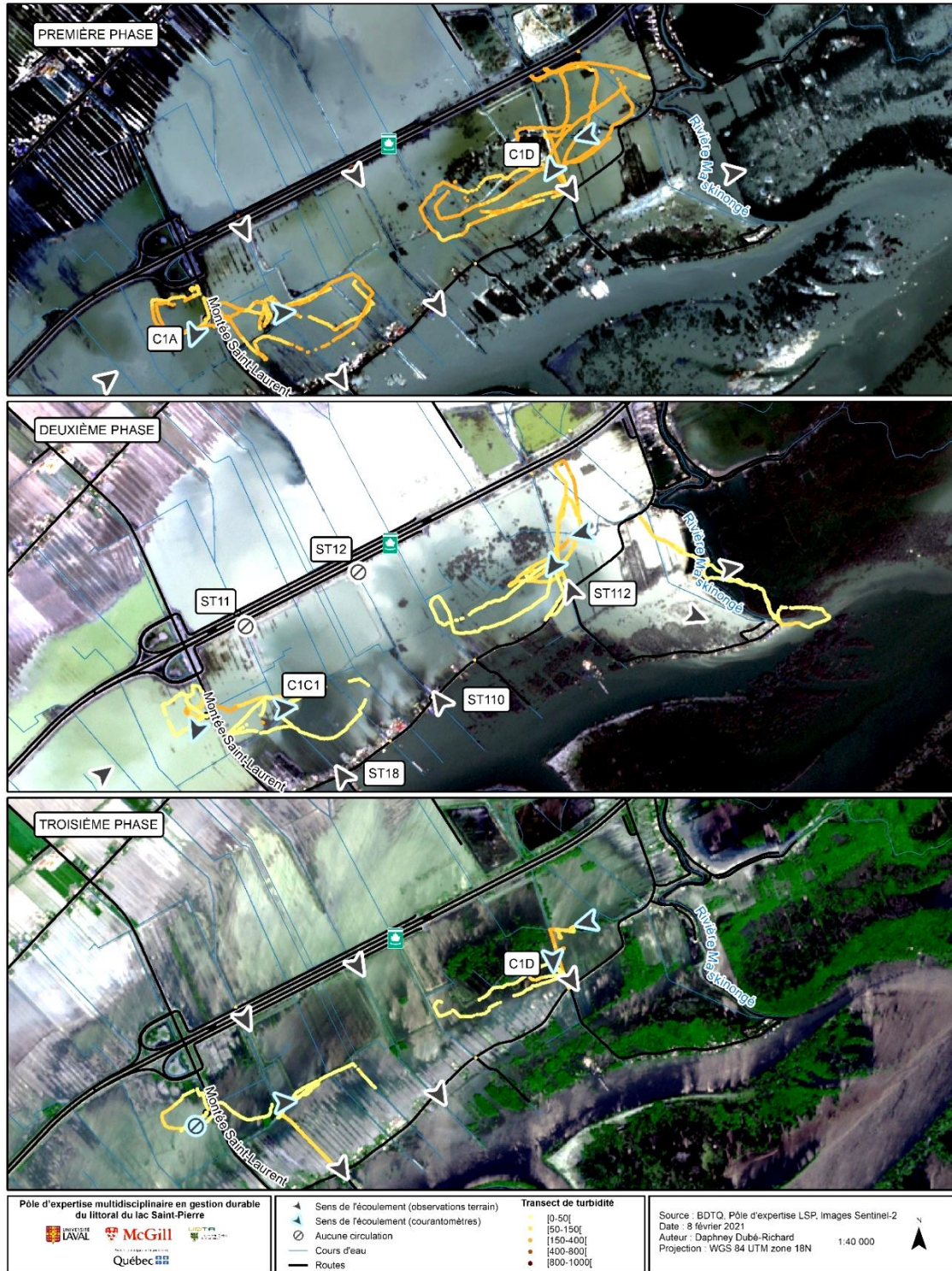


Figure 23 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Saint-Barthélemy 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.

3.4.2. PIERREVILLE

La plaine inondable dans le secteur de Pierreville (Figure 24) enregistre les valeurs de turbidité les plus faibles. En effet, ce secteur ne reçoit presque aucun apport de tributaires agricoles en amont, puisque les tributaires échantillonnés sont isolés des parcelles d'échantillonnage par une importante digue. Ainsi la plaine est inondée par l'eau de fonte locale directement au-dessus de ces parcelles et également par l'eau en provenance de la rivière Saint-François qui s'engouffre dans la zone d'échantillonnage en passant majoritairement par l'ouverture dans la section nord de la digue créant ainsi un écoulement sud-est (C2A). La plaine inondable de ce secteur peut ainsi être caractérisée comme une seule et même masse d'eau homogène en provenance de la fonte locale et de l'eau de la rivière Saint-François. En effet, les valeurs de turbidité et de conductivité récoltées dans la rivière (ST23) sont presque identiques aux valeurs récoltées dans la plaine. Ainsi, la qualité de l'eau dans la plaine inondable de Pierreville dépend majoritairement de la qualité de l'eau de la rivière Saint-François. De ce fait, la plaine inondable à Pierreville conserve presque toujours des valeurs de turbidité très faibles. Néanmoins comme dans les autres secteurs, une plus importante turbidité est décelée en début de crue soit pendant la fonte printanière ($\bar{x} = 44$ FNU). Toutefois, les écarts décelés à Pierreville sont moins extrêmes que dans les autres secteurs. À la suite du pic de turbidité, soit lors de la deuxième phase de crue, la turbidité se maintient sous la barre des 10 FNU. À l'occasion, les forts vents peuvent avoir une influence sur la turbidité en remettant en suspension les sédiments des parcelles agricoles sous l'eau. Étant donné la faible turbidité caractéristique de Pierreville, l'influence du vent est facilement identifiable dans ce secteur puisque les écarts de turbidité qui se manifestent lors des vents forts sont plus importants que dans les autres secteurs où la turbidité est déjà très élevée. Lors de la décrue, l'eau suit le relief de la digue et s'évacue lentement par les différents fossés, en passant majoritairement par le fossé situé à proximité du Rang du Chenal Tardif ainsi que par le fossé situé entre les parcelles PIER04 et PIER05. À ce moment, le courant se dirige vers le nord/nord-est (C2A) et vers le nord/nord-ouest (C2A2).

L'annexe 4 (Figures 44 à 46) présente les résumés visuels de quelques sorties terrain dans le secteur de Pierreville lors des trois phases de crue et des trois années d'échantillonnages. La figure 24 est un résumé de ces nombreuses figures plus détaillées.

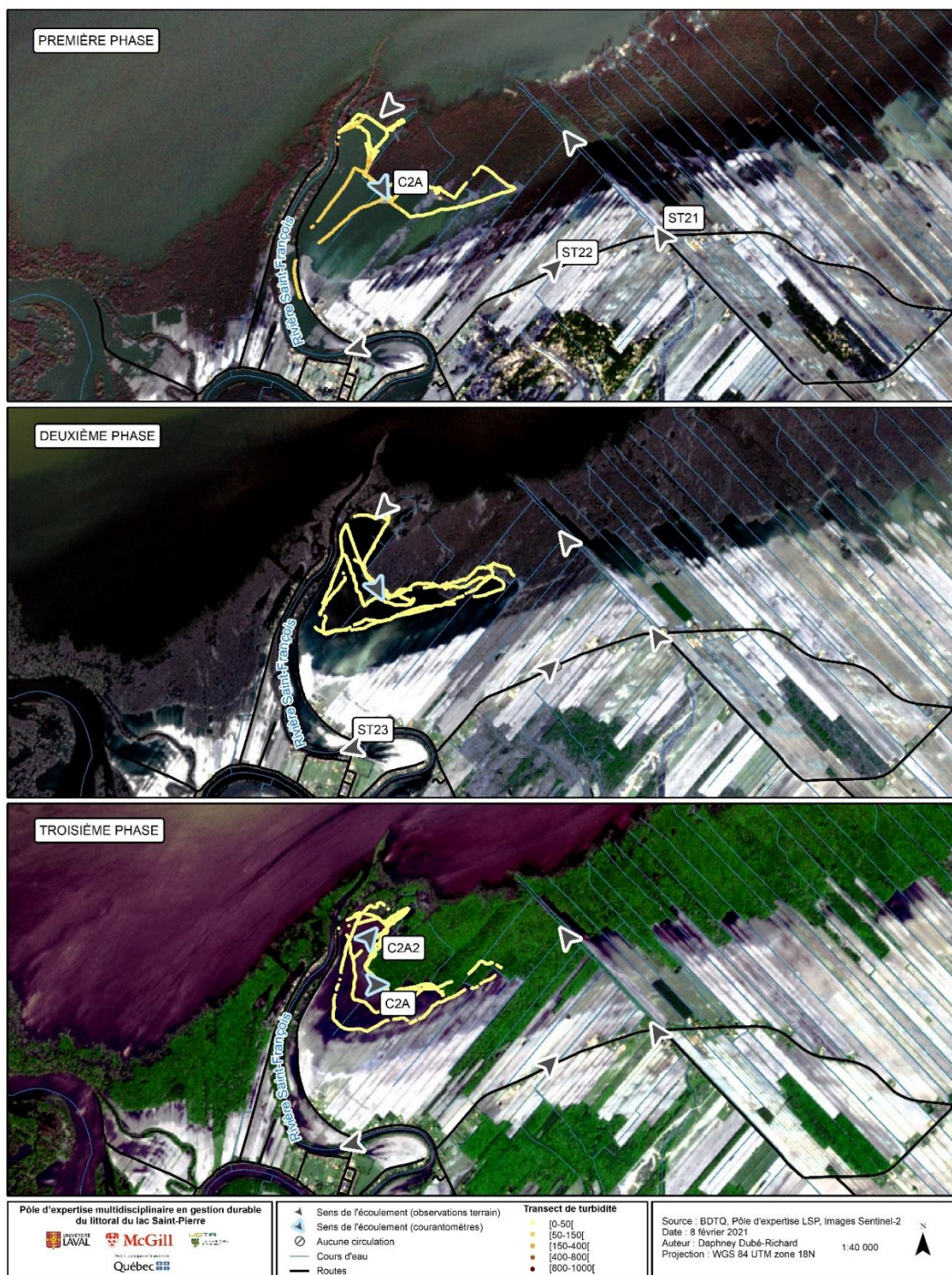


Figure 24 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Pierreville 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.

3.4.3. BAIE-DU-FEBVRE

À Baie-du-Febvre (Figure 25) au début de la crue, la turbidité est très élevée dans les ruisseaux s'écoulant vers la plaine (> 1000 FNU). Par le fait même, la turbidité dans la plaine est élevée avec une moyenne de 291 FNU dans la section à l'est de la rivière Brielle et atteint un niveau maximal dans les parcelles situées à l'ouest de cette même rivière avec une moyenne de 349 FNU. On note un contraste marqué entre les parcelles non endiguées, très turbides, et les parcelles endiguées, dans lesquelles la transparence de l'eau permet une activité photosynthétique associée une fois de plus à la couleur verdâtre de ces bassins sur les images Sentinel-2. La parcelle endiguée, qui entoure les étangs d'épuration de la municipalité, offre la possibilité d'isoler l'impact des ruisseaux en amont. La turbidité mesurée dans cette parcelle de soya en semi-direct est nettement plus faible ($\bar{x} = 51$ FNU le 6 mai 2019, $\bar{x} = 29$ FNU le 16 mai 2019 et valeur de 157.6 FNU le 22 mai 2019) que dans les parcelles à l'est, qui reçoivent les eaux des terres en amont ($\bar{x} = 187$ FNU le 6 mai 2019, $\bar{x} = 163$ FNU le 16 mai 2019 et $\bar{x} = 415$ FNU le 22 mai 2019). Cette dernière observation a été mesurée à la limite entre la deuxième et la troisième phase de crue, d'où la hausse de turbidité. Cette hausse visible dans la plaine, mais aussi dans les bassins de rétention suppose qu'il y a une augmentation de la turbidité locale dans les bassins de rétention lorsque les pompes sont démarrées. Dans les parcelles endiguées adjacentes à la rivière Brielle, du côté est de cette dernière, la turbidité reste assez faible, soit d'une valeur de 58.6 FNU mesurée le 22 mai. Ce bassin est alimenté par l'eau turbide en amont, mais permet la déposition des sédiments en suspension une fois que l'eau est retenue dans le bassin. La turbidité plus faible tout au long de la crue permet également l'activité photosynthétique localisée dans ce bassin. Dans la rivière Brielle, les courants sont influencés d'une part par l'eau de fonte qui aboutit dans la plaine, et lors de la deuxième phase de la crue, par l'eau du fleuve qui pénètre dans la plaine (C3B). Cette dynamique, entre la crue du fleuve et les eaux de fonte turbides, crée un « bouchon vaseux », à l'image de ce que l'on observe dans certains estuaires. Malgré que la turbidité des ruisseaux baisse considérablement dans la deuxième phase de la crue, ce bouchon de turbidité persiste dans la plaine jusqu'au moment où la décrue, soit la troisième phase, permet aux eaux du fleuve et de l'amont de se retirer progressivement. Le courant s'inverse alors dans la rivière Brielle pour s'écouler vers le LSP (C3B). Le cours d'eau intermittent s'écoulant entre le terrain de la défense nationale et les parcelles d'échantillonnage s'écoule également rapidement vers le fleuve lors de la décrue (C3A), augmentant ainsi la turbidité. Toutefois, la grande étendue d'eau qui repose sur une grande prairie naturelle mélangée à de la forêt sur le territoire de la défense nationale n'est presque pas influencé par l'eau des tributaires. Lors de la décrue, cette masse d'eau claire ($\bar{x} = 12.5$ FNU) se fraie un chemin à travers la clôture de la défense nationale et vient diluer légèrement l'eau très turbide du cours d'eau intermittent. Ainsi, selon nos observations, ce cours d'eau au lit très vaseux et argileux est utilisé tel un grand convoi pour l'eau et les sédiments. Il sert de déversoir pour toutes les parcelles situées au sud et au nord de ce dernier.

Plus à l'est du secteur, le portrait est sensiblement le même. Lors de la première phase de crue, les ruisseaux agricoles débordent dans la plaine inondable et entraînent des turbidités élevées dans les parcelles endiguées ($\bar{x} = 183$ FNU), mais également dans les

parcelles non endiguées ($\bar{x} = 131$ FNU). Les turbidités sont donc semblables autant dans les parcelles endiguées que dans les parcelles non endiguées puisqu'ils sont tous les deux alimentés par des ruisseaux agricoles apportant des MES arrachées aux zones contributives en amont (ST31, ST32 et ST38). Toutefois, lors de la deuxième phase de crue, la grande ouverture dans la forêt agit comme porte d'entrée du fleuve, la turbidité diminue de façon considérable dans la plaine inondable ($\bar{x} = 32$ FNU), mais les parcelles endiguées qui ne profitent pas de cet apport de l'eau fluviale conservent des turbidités plus fortes. Cette masse d'eau entrante est en fait celle de la rivière Saint-François, qui longe l'ensemble de la rive sud du LSP. Cette entrée d'eau entraîne la création d'une grande boucle circulaire (C3C et C3C2). Dépendamment du niveau de l'eau, la digue empêche ou permet le mélange des masses d'eau de part et d'autre de cette dernière. En phase de décrue, de manière générale, en fonction de la gestion des pompes, les parcelles endiguées se vident plus rapidement que les parcelles non endiguées au-dessus desquelles l'eau est retenue par la crue du fleuve qui agit à titre de barrière et retient plus longtemps les eaux de la plaine.

Les annexes 5 et 6 (Figures 47 à 56) présentent les résumés visuels de quelques sorties terrain dans le secteur de Baie-du-Febvre lors des trois phases de crue et des trois années d'échantillonnages. La figure 25 est un résumé de ces nombreuses figures plus détaillées.

3.4.4. ÎLE DUPAS

En ce qui concerne l'Île Dupas (Figure 26), l'écoulement de l'eau est simple et n'est pratiquement pas influencé par les constructions anthropiques ni par l'apport de bassins versants en amont. La turbidité que l'on retrouve à l'Île Dupas est essentiellement d'origine locale. Lors de la première phase de crue, l'eau est encore une fois caractérisée par des valeurs de turbidité élevées ($\bar{x} = 183$ FNU). Cette eau s'écoule vers le fleuve par le ruisseau principal du secteur. Lors de la deuxième phase de crue, les courantomètres situés aux deux extrémités du ruisseau principal (C4A1 et C4A2) affichent des directions qui pointent un vers l'autre, ils sont donc témoins du conflit de masses d'eau. À l'ouest, l'eau issue de la fonte printanière tente de s'évacuer par le ruisseau alors qu'à l'est, l'eau en provenance du fleuve tente d'entrer à l'intérieur des terres par ce même ruisseau. Ces masses d'eau ont d'ailleurs des caractéristiques différentes qui sont facilement identifiables à l'aide de la sonde multiparamètres. L'eau est donc plus turbide dans la section ouest ($\bar{x} = 91$ FNU) et plus claire dans la section est ($\bar{x} = 19$ FNU). Entre les deux, là où se produit le mélange de ces deux masses d'eau, la turbidité est variable. L'eau turbide peut toutefois lentement s'évacuer par le ruisseau au nord du ruisseau principal. Lors de la décrue, l'eau s'évacue finalement par les deux ruisseaux du secteur. La turbidité est alors assez faible dans le ruisseau principal ($\bar{x} = 12$ FNU).

L'annexe 7 (Figures 57 à 59) présente les résumés visuels de quelques sorties terrain dans le secteur de l'Île Dupas lors des trois phases de crue en 2019. La figure 26 est un résumé de ces nombreuses figures plus détaillées.

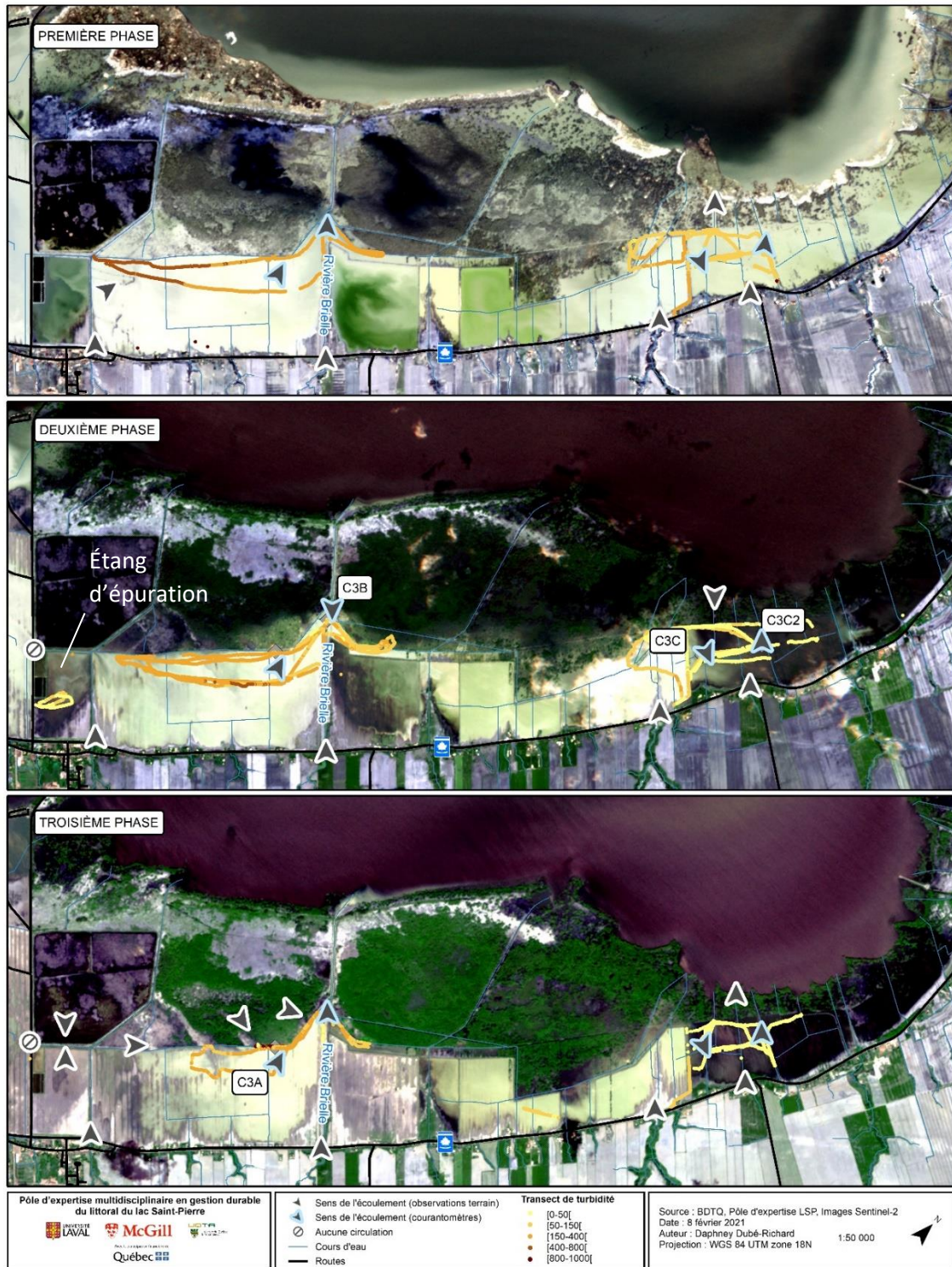


Figure 25 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Baie-du-Febvre 2019, 2020 et 2021. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.

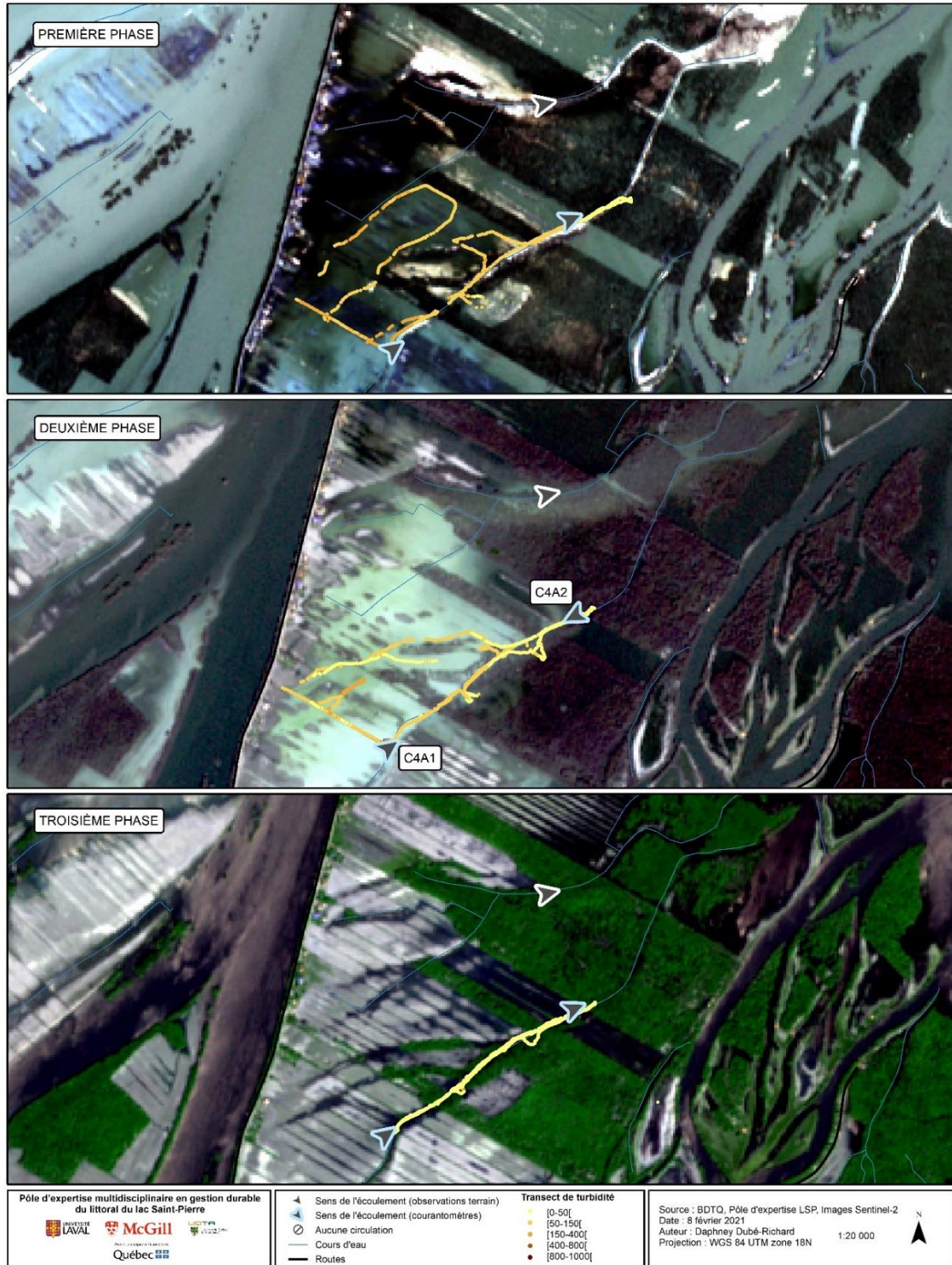


Figure 26 : Cartographie de l'écoulement de l'eau et de la turbidité au cours des trois phases de crue, Île Dupas 2019. Les étiquettes blanches représentent le nom des stations d'échantillonnage.

3.5. RELATION ENTRE TURBIDITÉ ET MES AU LSP

Comme établi par de nombreuses recherches, les MES sont fortement corrélées à la turbidité et sont souvent d'un ratio 1:1. (Lewis, 1996; Holliday et al., 2003). Toutefois, la corrélation entre ces deux variables varie pour chaque lac, secteur, rivière ou même tronçon de rivière. Les valeurs de MES et de turbidité mesurée sur le terrain ont permis de réaliser deux régressions reliant MES et turbidité qui sont spécifique à la plaine inondable du LSP (Figure 27) et aux ruisseaux tributaires de la plaine inondable (Figure 28). Il est important de mentionner que sur les 533 échantillons de MES filtrés, 18 ont été retirés de ces régressions puisque la sonde multiparamètres Hanna avait une limite de détection de 1000 FNU. Puisque les filtrations n'ont pas de limite de détection, ces valeurs de 1000 FNU ne concordaient pas avec les concentrations mesurées (mg/l), et devenaient donc des valeurs aberrantes. Le retrait de ces valeurs a permis d'atteindre des coefficients de corrélation de 0.93 dans la plaine inondable et de 0.81 dans les ruisseaux tributaires. Ainsi, les 515 filtrations effectuées permettent désormais d'estimer une valeur de MES en fonction de la turbidité mesurée dans la plaine inondable (Objectif 4).

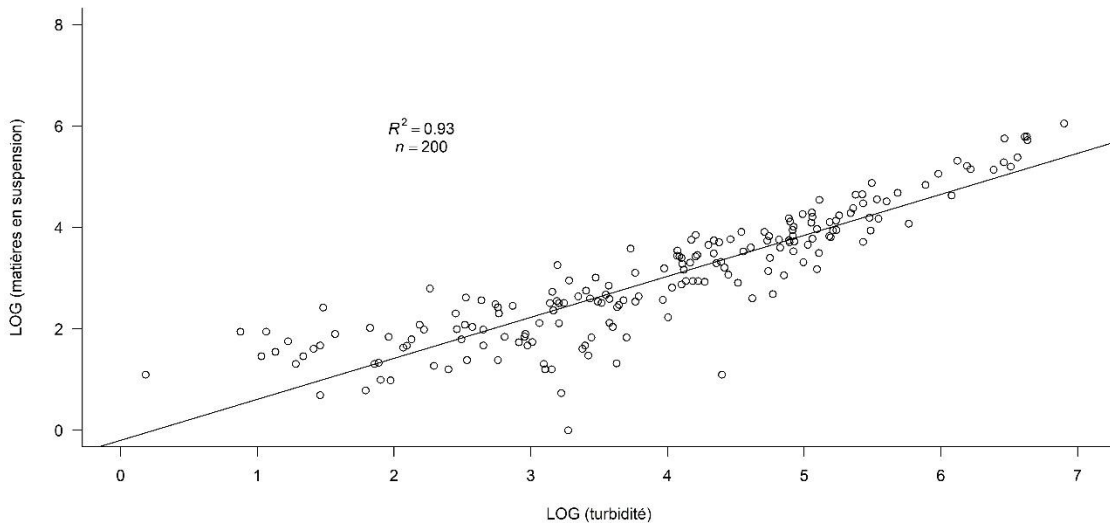


Figure 27 : Relation entre la turbidité et les matières en suspension dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. (Les valeurs de 1000 FNU correspondant à la limite de détection de l'appareil ont été retirées.)

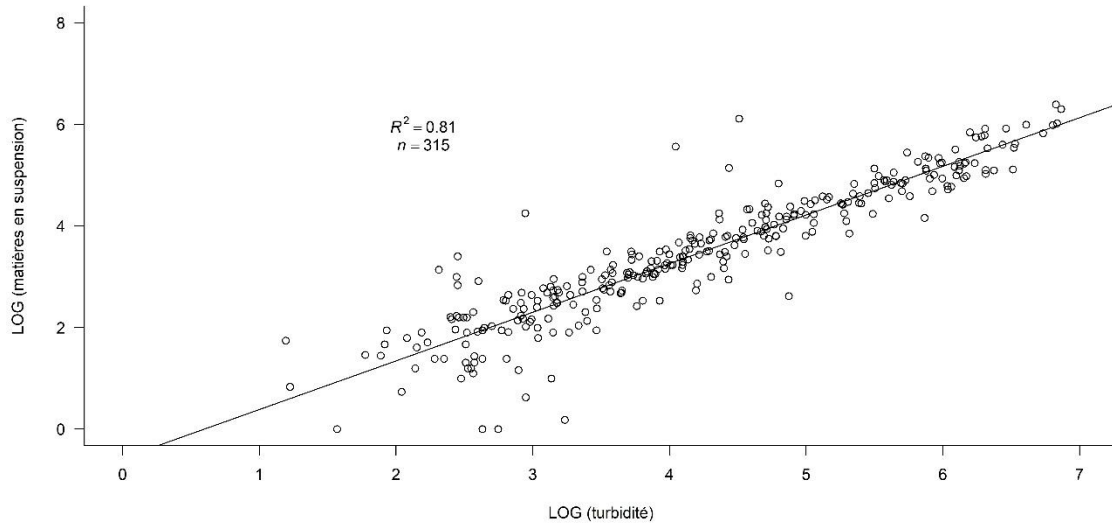


Figure 28 : Relation entre la turbidité et les matières en suspension dans les ruisseaux tributaires de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. (Les valeurs de 1000 FNU correspondant à la limite de détection de l'appareil ont été retirées.)

3.6. DÉLIMITATION DES SURFACES CONTRIBUTIVES

La délimitation des bassins versants et des surfaces contributives a été réalisée à partir des données LiDAR et des observations des écoulements sur le terrain (Objectif 5). Ici, il est important de différencier les termes utilisés :

La délimitation des bassins versants représente l'ensemble des terres qui ont une influence sur les stations d'échantillonnage, soit ; les rivières et ruisseaux échantillonnés lors des campagnes terrain (Ex. : la station ST22). Les bassins versants sont semblables aux bassins versants réalisés par les inventaires de photographies aériennes du ministère (BDTQ), mais sont plus précis que ces derniers et comportent tout de même quelques différences notables. Il est également important de mentionner que ces délimitations sont fixes et ne changent pas en fonction de la phase de crue ou de l'intensité de la crue.

Les surfaces contributives, quant à elles, représentent l'ensemble des terres qui ont une influence sur une parcelle du pôle d'expertise échantillonné dans la plaine inondable (ex. : la parcelle BAIE09). On remarque qu'en fonction de l'intensité de la crue, les surfaces contributives de certaines parcelles peuvent changer. C'est d'ailleurs le cas de la parcelle BAIE09 (Figure 29). Lors des petites ou moyennes crues, cette parcelle est influencée de façon très locale, issue simplement de l'eau de fonte directement située au-dessus de la parcelle. Toutefois, lors de grandes crues, comme en 2019, la parcelle BAIE09 est influencée par cette même eau de fonte locale, mais s'ajoute à cela une

influence du bassin versant du ruisseau Sarazin (ST31). En effet, l'important débit et la grande quantité d'eau de fonte qui transitent par ce ruisseau en période de fonte peuvent parfois être si importants que l'eau passe par-dessus la digue et impacte les parcelles de prairies à l'est de cette dernière (flèche rouge). La distinction entre une petite ou une grande crue est déterminée par la provenance majoritaire de l'eau pendant la crue. Cette particularité hydrologique a été évaluée pour chaque parcelle faisant partie du pôle d'expertise et a ensuite été prise en compte dans la délimitation des surfaces contributives. La provenance majoritaire de l'eau dans chaque parcelle du pôle d'expertise est présentée dans le tableau 4.

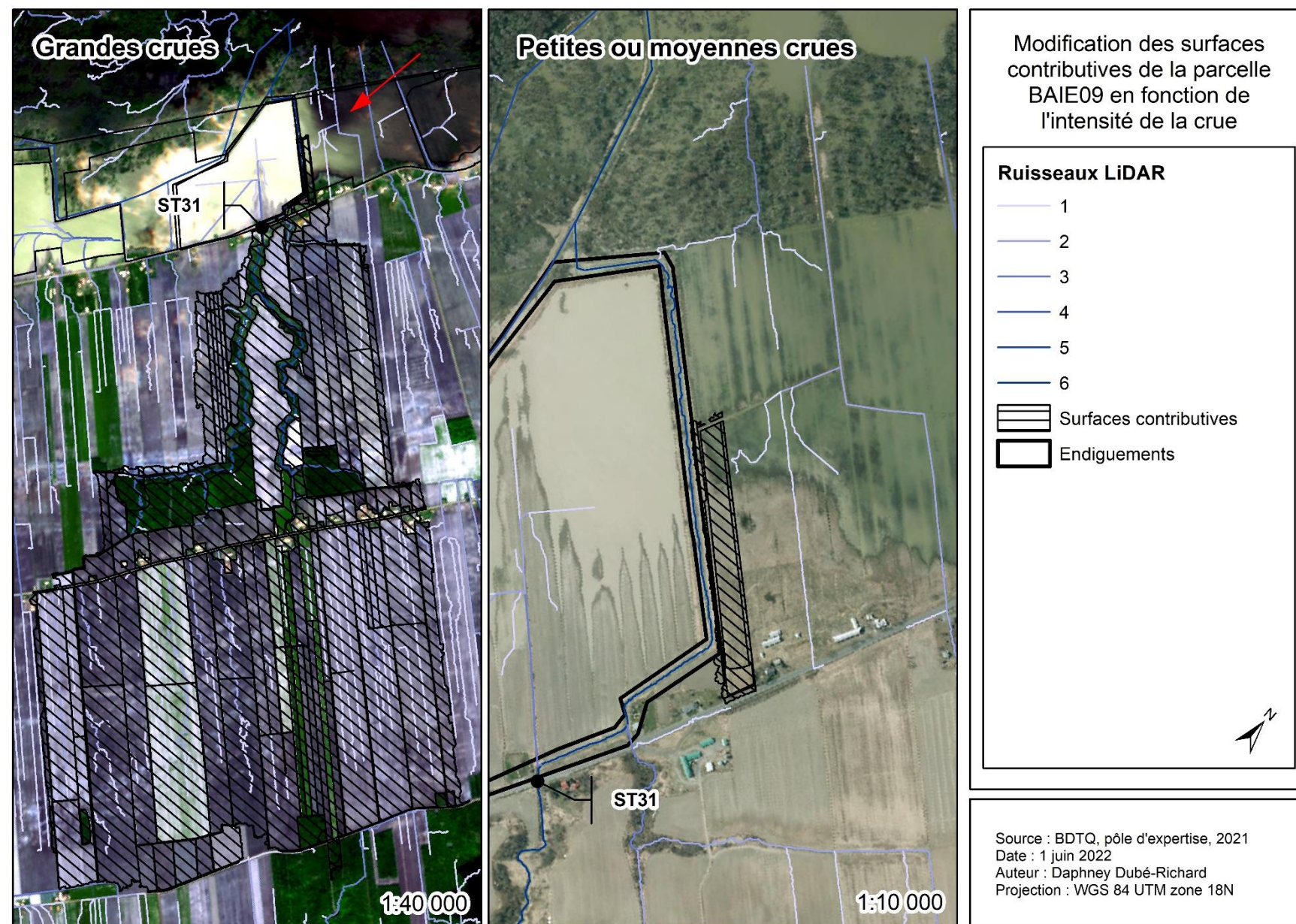


Figure 29 : Modification des surfaces contributives de la parcelle BAIE09 en fonction de l'intensité de la crue.

Tableau 4 : Surfaces contributives des parcelles du pôle d'expertise

Parcelles	Provenance majoritaire de l'eau ...		
	... lors d'une petite ou d'une moyenne crue (MPC)	... lors d'une grande crue (GC)	
BAIE-DU-FEBVRE	BAIE01	Rivière des Frères (ST33)	
	BAIE02	Rivière des Frères (ST33)	
	BAIE03	Cours d'eau sans nom (ST36)	
	BAIE04	Cours d'eau sans nom (ST36)	
	BAIE07	Cours d'eau sans nom (ST36) & Cours d'eau sans nom (ST37)	
	BAIE09	Origine locale	Ruisseau David Houle (ST31)
	BAIE10	Origine locale	Rivière Brielle (ST34)
	BAIENA01	Origine locale	Rivière Brielle (ST34)
	BAIENA02	Bassin versant orphelin	
	BAIENA03	Origine locale	Effet des parcelles à l'ouest
BAIENA04	Bassin versant orphelin		
SAINT-BARTHÉLEMY	BART01	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115)	Rivière Bayonne (ST45) & Rivière Chicot (ST46)
	BART02	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) & Cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) & Rivière Chicot (ST46)
	BART03	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) & Cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) & Rivière Chicot (ST46)
	BART04	Cours d'eau de la Baie Bélair (ST115) & Cours d'eau Mayer (ST116)	Rivière Bayonne (ST45) & Rivière Chicot (ST46)
	BART05	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BART06	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BART07	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BART08	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BART09	Rivière du Bois Blanc (ST14)	
	BART10	Rivière du Bois Blanc (ST14)	
	BART11	Rivière du Bois Blanc (ST14)	
	BART12	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BART13	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BARTNA01A	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BARTNA01B	Ruisseau Sarrazin (ST11)	
	BARTNA02	Ruisseau Grande Ligne (ST13)	
	BARTNA03A	Rivière du Bois Blanc (ST14)	
	BARTNA03B	Rivière du Bois Blanc (ST14)	
	BARTNA04	Origine locale	
	BARTNA05	Fleuve Saint-Laurent	
BARTNA06	Fleuve Saint-Laurent		
ÎLE DUPAS	DUPA01	Origine locale	
	DUPA02	Origine locale	
	DUPA03	Origine locale	
	DUPA04	Fleuve Saint-Laurent	
	DUPA05	Fleuve Saint-Laurent	
	DUPANA01	Fleuve Saint-Laurent	
	DUPANA03	Fleuve Saint-Laurent	
PIERREVILLE	PIER02	Influence locale de l'ouest	Influence locale de l'est
	PIER03	Influence locale de l'ouest	Influence locale de l'est
	PIER04	Influence locale de l'ouest	Influence locale de l'est
	PIER05	Influence locale de l'ouest	Influence locale
	PIERNA01	Origine locale	
	PIERNA02	Origine locale	
	PIERNA03	Origine locale	
	PIERNA04	Origine locale	

3.7. FACTEURS INFLUENÇANT LA TURBIDITÉ

La figure 30 illustre les données de turbidité récoltées directement au-dessus des parcelles du pôle. Nous constatons d'abord la forte variabilité de la turbidité au-dessus des parcelles, particulièrement lors de la deuxième phase de la crue. La relation entre la turbidité et le gradient de pression de l'occupation du sol est faible (Figure 31; $r^2 = 0,14$). Il semble donc y avoir d'autres facteurs qui sont plus fortement corrélés à la turbidité. Ainsi, dans le but de prendre ces facteurs en considération dans l'estimation de la turbidité, des modèles linéaires mixtes permettant le contrôle des variables indépendantes ont été élaborés à partir des turbidités transformées en LOG (Tableaux 5 & 6). Le pourcentage attribuable à chaque facteur est calculé comme suit : la variance d'un facteur divisé par la variance totale multiplié par 100.

En premier lieu, des modèles linéaires mixtes ont été effectués en incluant un seul effet à la fois pour permettre d'isoler les corrélations avec la turbidité de chacun de ces effets. L'effet de l'année ($n=3$) est identifié par l'année de récolte de données soit 2019, 2020 et 2021. L'effet du secteur ($n=4$) correspond aux quatre secteurs du pôle d'expertise, soit BART, PVL, BDF et DUPAS. L'effet des phases de crues ($n=3$) correspond aux phases présentées précédemment et sont identifiés comme phase1, phase2 et phase3. L'effet des traitements ($n=6$) représente simplement les six traitements officiels du pôle d'expertise, soit forêt naturelle, prairie naturelle, prairie permanente, prairie temporaire, pratiques améliorées et pratiques conventionnelles. Toutefois, lors de l'utilisation des modèles mixtes comparatifs, les traitements prennent en considération leur position géographique ($n=17$). On considère donc qu'un maïs conventionnel à Baie-du-Febvre n'équivaut pas au même traitement qu'un maïs conventionnel à Pierreville. Puis, la protection des sols a été calculée à la base en pourcentage de la superficie de chaque bassin versant ($n=57$). Puis, pour nous permettre de mieux cerner cet effet, chaque pourcentage de protection a été regroupé dans une catégorie arrondie à l'unité de 5 le plus près ($n=15$). Ainsi, dans le tableau 5, on constate que sans aucune autre considération externe, le pourcentage de sols peu protégés dans la surface contributive est la variable qui explique le plus important pourcentage de la variance avec 89%. Aux antipodes, les six traitements du pôle d'expertise ne seraient responsables que de 12% de la variance de la turbidité, toujours sans aucune autre considération.

Par la suite, plusieurs tests de modèles linéaires mixtes comportant plusieurs effets aléatoires ont été réalisés. Le tableau 6 présente une comparaison des trois modèles les plus révélateurs. Le premier présentant le calcul de l'effet combiné de l'année, du secteur, de la phase de crue et de la protection des sols catégorisés. Le deuxième présente les mêmes effets, mais en incluant l'effet des traitements du pôle de chaque secteur au lieu de l'effet de la protection des sols catégorisé. Finalement, le troisième modèle présente la combinaison des tous ces effets aléatoires.

Selon ce dernier modèle, environ 47% de la turbidité dans la plaine inondable du LSP serait attribuable à l'effet du secteur. L'effet de l'année serait quant à elle responsable de

26% de la variance. C'est également $\approx 11\%$ de la variance qui serait expliquée par la quantité de sols peu protégés en amont. La phase de crue serait responsable de $\approx 8\%$ de la variance. Finalement, l'effet du traitement agricole étant calculé comme une variable à l'intérieur du secteur ne représente donc que $\approx 2\%$ de la variance.

À partir de ce modèle, il est donc possible de modéliser des valeurs de turbidité en prenant compte de ces facteurs importants. Les points noirs sur la figure 32 représentent la médiane et l'écart type utilisé dans la modélisation des données par le modèle no.3 pour chaque type de culture. Il est donc possible avec cette équation de modéliser la turbidité dans la plaine inondable du LSP en prenant en considération les facteurs les plus fortement corrélés à la turbidité (Objectif 6). En résumé, on constate donc qu'une faible portion de la turbidité est expliquée par les traitements de chaque secteur dans la plaine et qu'une part plus importante de la turbidité provient des ruisseaux tributaires et de leur bassin versant. Il est donc nécessaire de mieux définir cet apport. Il n'en demeure pas moins que les effets les plus importants restent les années et les secteurs.

Tableau 5 : Statistiques des modèles mixtes testant les effets aléatoires un par un. Le tableau met en évidence le lien entre un effet aléatoire et la turbidité sans considération des autres effets possibles.

Année (n=3)	AIC : 39307.1	BIC : 39328.9	Variance : 1.362	Résiduel : 2.471	Pourc. Var : 36%
Secteur (n=4)	AIC : 32442.4	BIC : 32464.1	Variance : 1.324	Résiduel : 1.133	Pourc. Var : 54%
Phase (n=3)	AIC : 42564.0	BIC : 42585.7	Variance : 0.4543	Résiduel : 3.3719	Pourc. Var : 12%
Traitements (n=6)	AIC : 42151.1	BIC : 42172.8	Variance : 0.4619	Résiduel : 3.2375	Pourc. Var : 12%
Protection (n=57)	AIC : 16828.6	BIC : 16850.3	Variance : 2.307	Résiduel : 0.290	Pourc. Var : 89%

Tableau 6 : Statistique des trois modèles les plus révélateurs testant une combinaison d'effets aléatoires. Le tableau présente différents modèles prenant en considération plusieurs effets aléatoires reliés à la turbidité.

	Modèle mixte no.1		Modèle mixte no.2		Modèle mixte no.3	
	AIC	BIC	AIC	BIC	AIC	BIC
	Variance	Pourc. Var	Variance	Pourc. Var	Variance	Pourc. Var
Année (n=3)	1.1150	31%	0.9827	26%	1.01517	26%
Secteur (n=4)	1.7783	50%	1.6548	45%	1.81467	47%
Phase (n=3)	0.1613	5%	0.2927	8%	0.31103	8%
Traitements, secteur (n=17)	0.1227	3%			0.08149	2%
Protection, catégories (n=15)			0.5212	14%	0.42388	11%
Résiduel	0.3986		0.2641		0.24789	

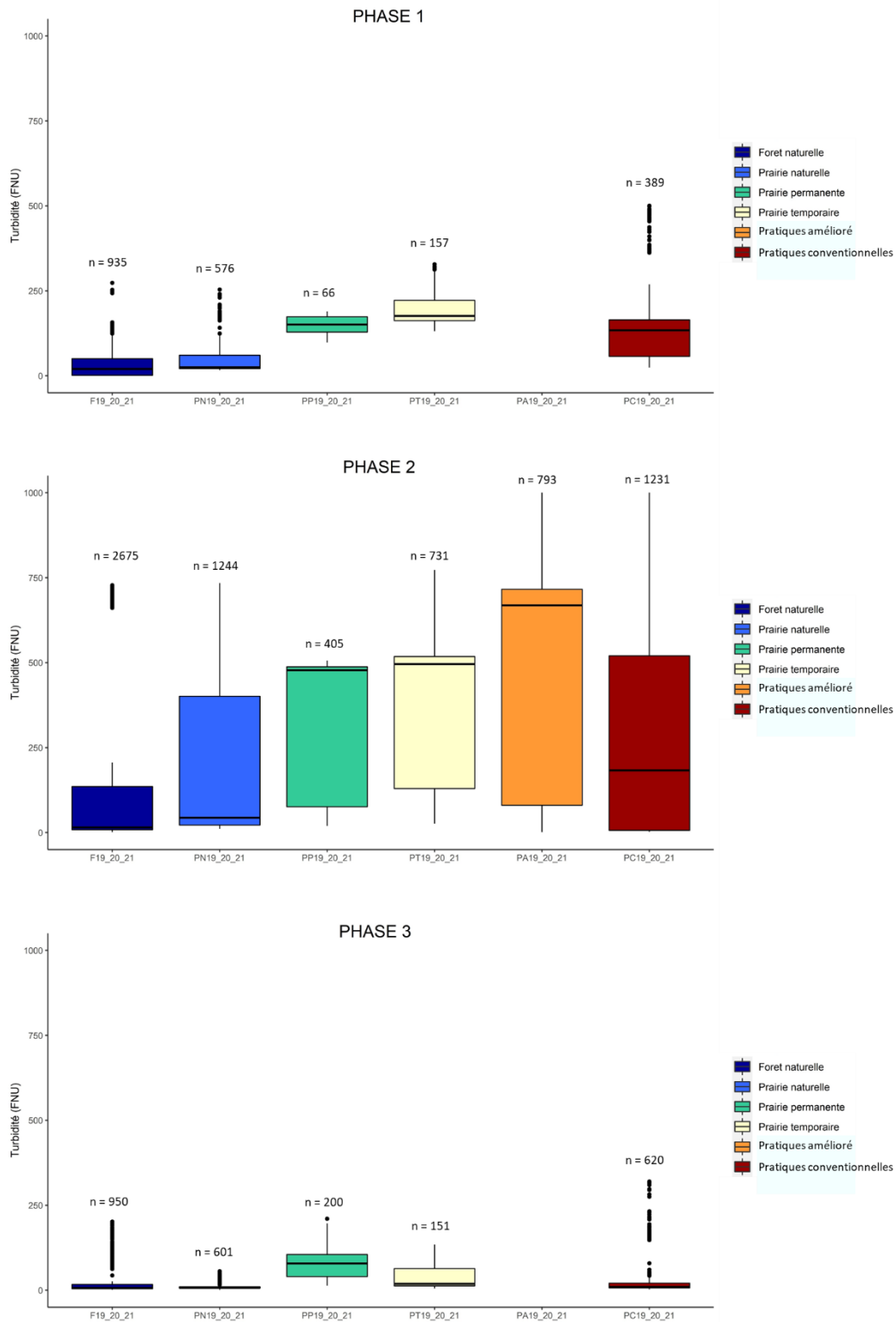


Figure 30 : Distribution des turbidités mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs selon les différentes phases de crue en 2019, 2020 et 2021.

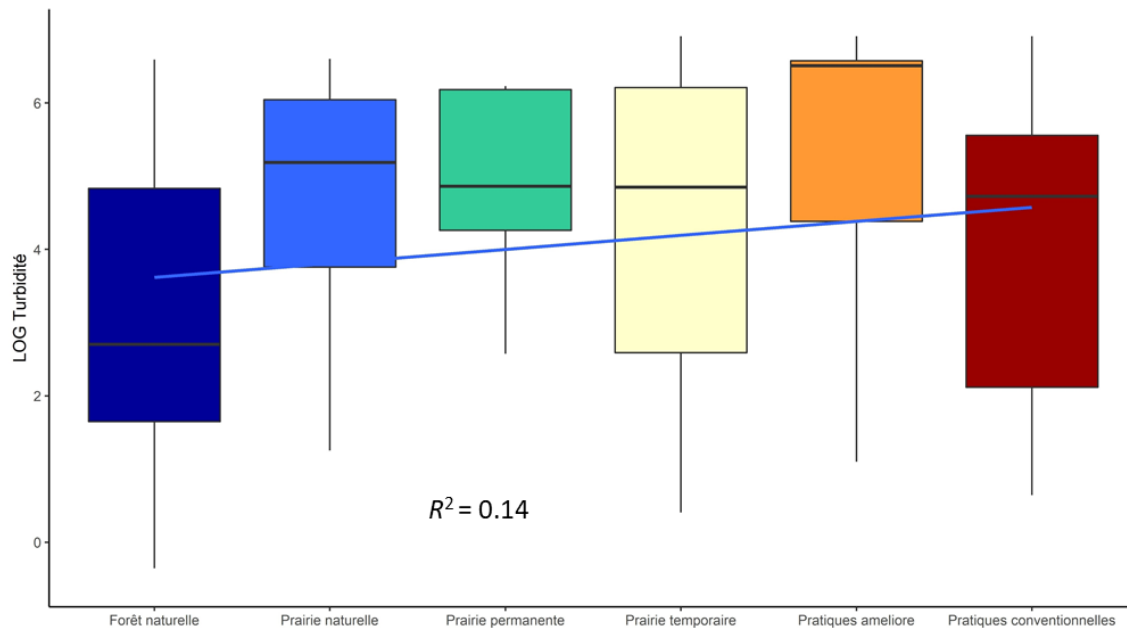


Figure 31 : Distribution des turbidités (LOG) mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs en fonction des traitements sous-jacents en 2019, 2020 et 2021. Modèle linéaire suggérant qu'il y aurait un lien entre ces variables et ne prenant pas en considération les variables corrélées à la turbidité.

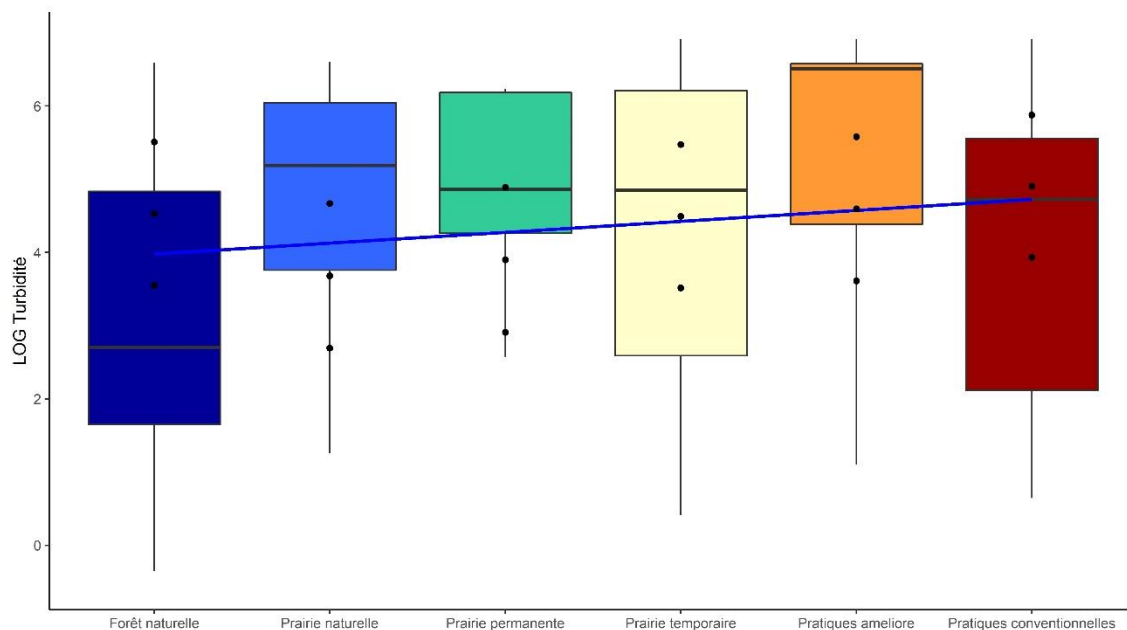


Figure 32 : Distribution des turbidités (LOG) mesurées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise dans les quatre secteurs en fonction des traitements sous-jacents en 2019, 2020 et 2021. Modèle mixte no.3 permettant la modélisation des valeurs de turbidité en fonction de différentes variables corrélées à la turbidité.

3.8. ANALYSE DES RUISSEAUX TRIBUTAIRE DE LA PLAINE INONDABLE

La figure 33 présente les valeurs médianes de turbidité récoltées dans les rivières et les ruisseaux tributaires de la plaine inondable au cours des trois années de récolte de données. On remarque que les turbidités mesurées sont corrélées avec la proportion de sols peu protégés dans les bassins versants délimités. Il est à noter que lors de la deuxième phase de crue, les données mesurées à Saint-Barthélemy ressortent du lot. Ce phénomène s'explique par le fait que les données récoltées dans les ruisseaux de Saint-Barthélemy à ces dates étaient influencées par l'entrée de l'eau du fleuve. Les mesures sont donc témoins de la confrontation des masses d'eau qui créent un bouchon vaseux sous les ponts et ponceaux et retournent des valeurs aberrantes. Toutefois, les données récoltées à Baie-du-Febvre et Pierreville suivent toujours la tendance puisque les mesures sont prises plus haut dans la plaine inondable, elles ne subissent pas cette influence de l'eau du fleuve.

Le tableau 7 permet de classer les bassins versants en fonction de la protection de leurs sols. Les données de ce tableau sont les données affichées dans les graphiques de la figure 33. Les bassins versants ayant un pourcentage de sol peu protégé supérieur à 50% ont été mis en gras. Les bassins versants ayant enregistré des turbidités médianes supérieures à 300 FNU ont également été mis en gras. Il est à noter que dans les deux cas, les données récoltées à Pierreville ne dépassent pas ces seuils.

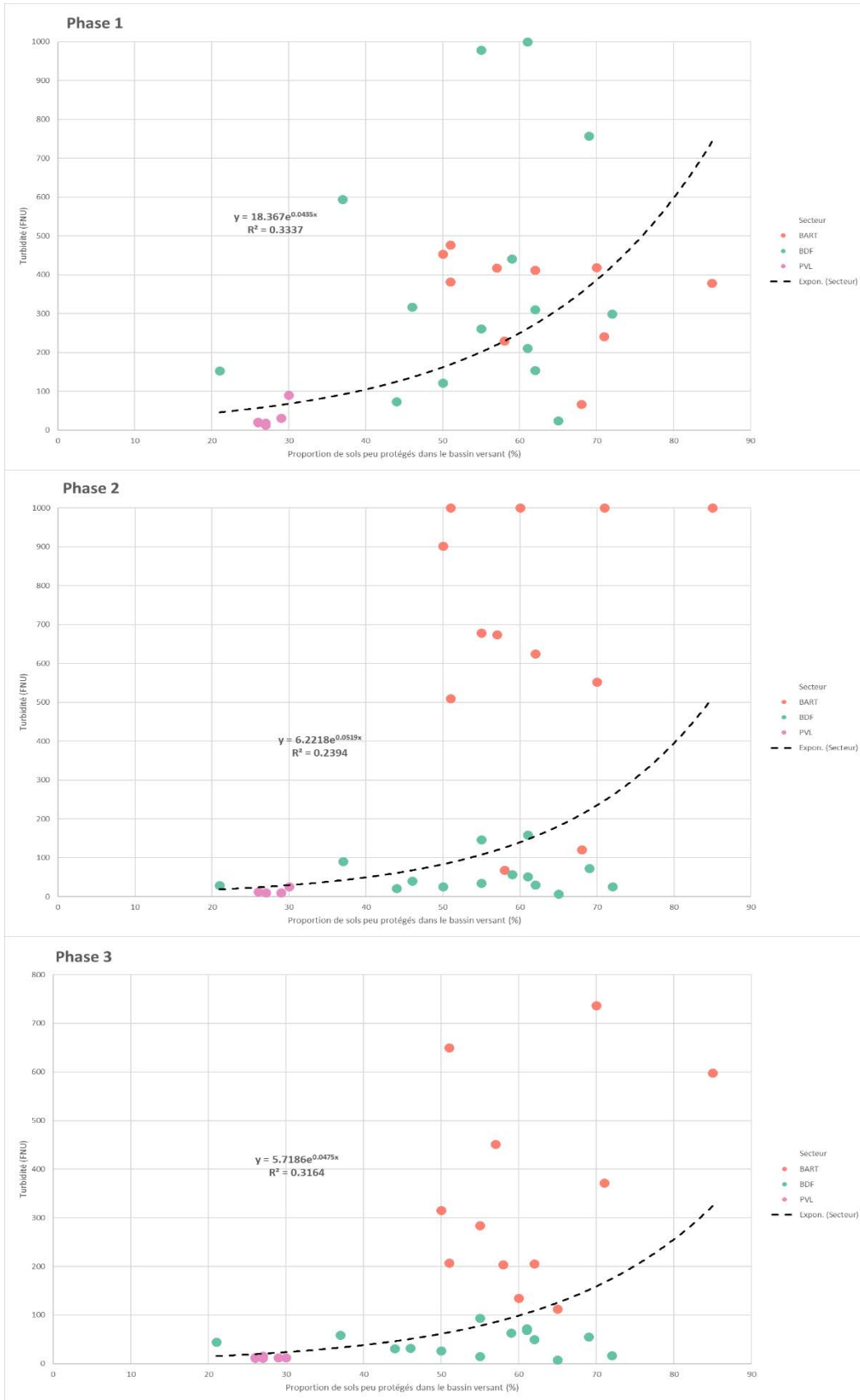


Figure 33 : Turbidité dans les ruisseaux tributaires de la plaine inondable en fonction de la proportion de sols peu protégés dans le bassin versant lors des trois différentes phases de crue.

Tableau 7 : Classification des bassins versants en fonction de leur proportion de sols peu protégés

Station	Année	Secteur	% de sols peu protégés	% de sols protégés	% autre	Turbidité médiane (FNU) Phase 1	Turbidité médiane (FNU) Phase 2	Turbidité médiane (FNU) Phase 3
ST11	2021	BART	51	36	13	382.4	1000	206.85
ST111	2019	BART	65	29	6			112.2
	2020	BART	68	22	10	66.6	121.2	
	2021	BART	70	25	5	418.3	551.5	736.55
ST112	2020	BART	58	29	13	229.9	67.9	203.9
	2021	BART	57	31	12	417.3	673.9	451.15
ST115	2021	BART	71	10	19	241.6	1000	371.55
ST116	2021	BART	60	22	18		1000	134.6
ST13	2021	BART	85	9	6	378.4	1000	598
ST14	2021	BART	62	28	10	412.4	624.4	205.85
ST15	2021	BART	55	21	24		678.4	283.75
ST18	2021	BART	50	37	13	453.9	902.2	315.6
ST19	2021	BART	51	36	13	477.1	509.7	650.2
ST21	2019	PVL	26	59	15	20.8		13.4
	2020	PVL	26	60	14	19.75	12.1	11.7
	2021	PVL	30	62	8	90.15	25.8	12.35
ST22	2019	PVL	27	67	6	19.1		16
	2020	PVL	27	65	8	12.55	9.8	11.1
	2021	PVL	29	65	6	30.7	10.5	12
ST31	2019	BDF	61	17	22	210.9	51.9	68.7
	2020	BDF	21	32	47	153.2	28.9	44.2
	2021	BDF	55	22	23	979	146.6	93.6
ST32	2019	BDF	62	22	16	310.6		
	2020	BDF	65	22	13	24.1	6.8	8.25
	2021	BDF	55	34	11	261.5	35.1	15.15
ST33	2019	BDF	50	28	22	121.8	26.1	26.4
	2020	BDF	44	31	25	73.2	21.7	31.35
	2021	BDF	37	39	24	593.9	90.9	58.65
ST34	2019	BDF	62	28	10	153.65	29.8	50.3
	2020	BDF	46	27	27	317.4	40.4	31.65
	2021	BDF	61	21	18	1000	158.4	72.55
ST35	2021	BDF	59	40	1	441.6	57.1	63.45
ST36	2021	BDF	69	5	26	756.8	72.9	55
ST38	2021	BDF	72	23	5	299.35	25.8	16.45

3.9. IMPACT DES SURFACES CONTRIBUTIVES SUR LA TURBIDITÉ DE LA PLAINE INONDABLE

La figure 34 présente les valeurs médianes de turbidité récoltées au-dessus des parcelles du pôle d'expertise au cours des trois années de récolte de données. Lors de la phase 1 et 3, les surfaces contributives dans lesquelles les sols sont adéquatement protégés ont des turbidités faibles, alors que celles où les sols sont peu protégés ont des turbidités élevées (Objectif 7). La relation entre ces deux variables est exponentielle. Tel qu'illustré, la turbidité augmente progressivement jusqu'à 100 FNU, puis lorsque l'on passe le seuil de 35% de sols peu protégés, l'augmentation de la turbidité s'accélère. On remarque également que dépassé ce seuil, la variabilité des données est plus importante. Il est remarquable de constater que le traitement de chaque parcelle ne semble pas être le facteur déterminant permettant de prédire la turbidité. Les pratiques conventionnelles sont par exemple réparties sur l'ensemble du gradient, autant pour la première phase que pour la troisième phase de crue. Le facteur le plus déterminant dans la variation de la turbidité de la plaine inondable lors des phases 1 et 3 serait donc en lien avec l'état des sols dans les surfaces contributives (r^2 de 0.48 et 0.58 respectivement). On constate, toutefois, que les valeurs extrêmes de turbidité ont toujours été mesurées au-dessus des parcelles ayant des pratiques conventionnelles. Ainsi, afin de réduire la turbidité dans la plaine inondable du LSP, il sera essentiel de modifier les pratiques culturales d'abord dans les zones contributives en amont, mais également dans la plaine inondable elle-même.

En ce qui concerne les données récoltées au cours de la deuxième phase de crue, force est de constater que les données sont beaucoup moins bien corrélées avec le pourcentage de sols protégés (r^2 de 0.23) et que plusieurs données aberrantes sont visibles sur le graphique. Cette observation s'explique par le fait que lors de la deuxième phase de crue, l'eau du fleuve, qui est moins turbide entrainé dans la plaine inondable et repoussait plus au nord l'eau turbide. Ainsi, les mesures de turbidité prises lors de cette phase de crue sont nécessairement plus faibles, et sont moins reliées avec les pratiques agricoles en amont. Il est donc normal de constater une plus faible corrélation dans entre la turbidité mesurée et les sols protégés pendant cette phase de crue.

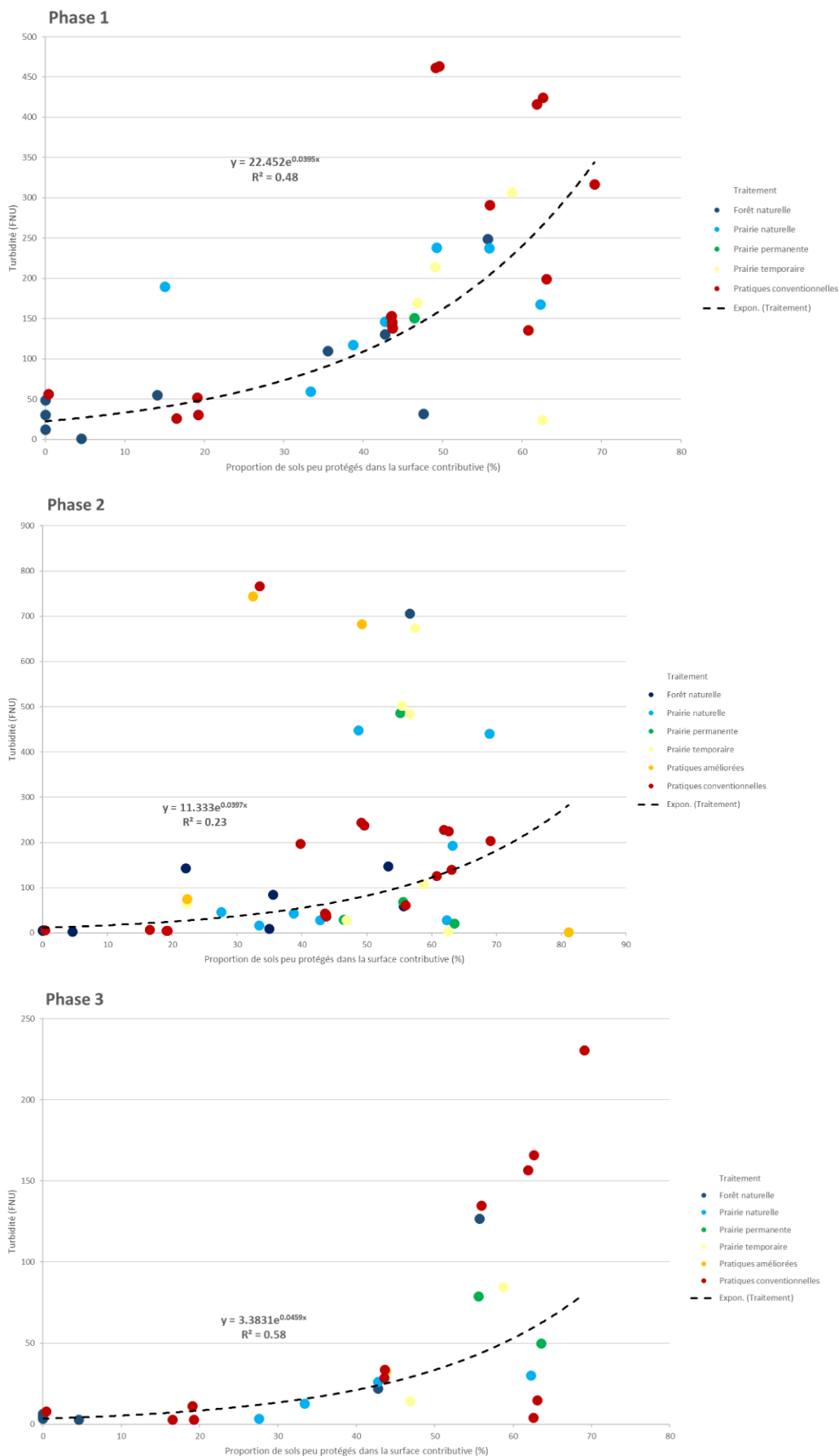


Figure 34 : Turbidité au-dessus des parcelles du pôle d'expertise en fonction de la proportion de sols peu protégés dans la surface contributive lors des différentes phases de crue.

CHAPITRE IV : DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans un contexte d'agriculture productiviste, où les grandes monocultures dominent le paysage, les questions environnementales quant à la qualité de l'eau et au rôle que jouent les plaines inondables se font nombreuses. Au LSP, la compréhension de l'écoulement de l'eau dans la plaine inondable en période de crue était incomplète. Plusieurs éléments cartographiques du territoire sont disponibles. À titre d'exemple, l'hydrographie, la délimitation des milieux humides, la délimitation des zones de récurrences de crue, les données LiDAR et des modèles numériques d'élévation sont tous des outils cartographiques intéressants et disponibles qui peuvent être utilisés dans le but de créer une caractérisation hydrologique. Néanmoins, une fois que l'eau entre dans les plaines inondables, toutes les références spatiales concernant l'écoulement de l'eau sont perturbées. L'écoulement tel que connu en période d'étiage est loin d'être la réalité en période printanière.

4.1. LES PHASES DE LA CRUE ET LES PATRONS D'ÉCOULEMENT DANS LA PLAINE DU LSP

L'analyse des hydrogrammes de crue, des données des courantmètres, des images satellitaires (Sentinel-2) et les observations sur le terrain ont permis de distinguer trois phases au cours de la crue printanière. La première phase de crue est caractérisée par une eau très turbide issue de l'érosion des terres agricoles dans les bassins versants des ruisseaux tributaires du LSP. Cette phase débute en mars avec la fonte des neiges dans les basses terres sur le pourtour du LSP. Les eaux turbides des ruisseaux, qui peuvent dépasser les 1000 FNU, commencent à inonder la plaine. Au cours de la deuxième phase, la crue des eaux du fleuve vient bloquer l'écoulement des ruisseaux, provoquant parfois une inversion d'écoulement dans certains ruisseaux. Les eaux turbides provenant des ruisseaux sont alors prisonnières de la plaine, dans laquelle se développe un bouchon vaseux très turbide, particulièrement dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre. Par contre, là où il y a intrusion des eaux du fleuve dans la plaine, la turbidité baisse drastiquement. C'est le cas notamment dans le secteur est de Saint-Barthélemy et le secteur est de Baie-du-Febvre. La troisième phase, qui peut s'étendre de la fin avril au début juin, est marquée par la décrue du fleuve et la vidange de la plaine. Les trois phases ont été observées en 2019 et 2020 à des dates variables. Toutefois, en 2021, la deuxième phase fut très ténue en raison de la faible amplitude de la crue. Les résultats du modèle mixte ont permis de constater que la turbidité dans la plaine est d'abord reliée à un effet de secteur et de variabilité interannuelle étant associées à respectivement 47% et 26% de la variance dans la turbidité. Le pourcentage de sols peu protégés dans la surface contributive s'est également avéré être un facteur déterminant avec 11% de la variance qui lui est attribuable, les phases de la crue quant à elle sont associées à 8% de la variance. Lessels & Bishop (2013) avaient utilisé le même genre de modèle afin d'évaluer la qualité de l'eau de certains tributaires à partir de la turbidité. Leurs résultats démontraient qu'il était possible d'évaluer le phosphore total et les nitrates totaux à partir

de la turbidité mesurée et des modèles d'écoulement. La véracité de leur modèle prédictif était de 0.63 pour la turbidité et de 0.17 pour les modèles.

Les patrons d'écoulement dans la plaine sont donc influencés par les phases de la crue, mais également par l'origine des masses d'eau qui inondent la plaine. Le secteur de Saint-Barthélemy présente les patrons d'écoulement les plus complexes. À l'ouest de la montée Saint-Laurent, la plaine est principalement influencée par les ruisseaux qui drainent les terres agricoles au nord de l'autoroute 40, mais aussi possiblement par les rivières Chicot et Bayonne, surtout lors des crues importantes. Entre la montée Saint-Laurent et la rivière Maskinongé, la plaine baigne dans les eaux turbides provenant des ruisseaux agricoles. Toutefois, au cours de la phase 2 de la crue, l'eau du fleuve pénètre en partie dans la plaine par certains ruisseaux. Au cours de cette phase, un écoulement en direction est s'établit dans ce secteur. La rivière Maskinongé bloque toutefois complètement cet écoulement. Les eaux turbides issues de ce secteur sont repoussées plus au large du LSP par la rivière Maskinongé, qui est colorée (COD), mais qui a une faible turbidité. La baie de Maskinongé est ainsi en partie protégée des eaux turbides du secteur de Saint-Barthélemy. Le secteur de Pierreville présente le patron d'écoulement le plus simple. Les parcelles du Pôle sont situées sur une pointe qui ne reçoit les eaux d'aucun ruisseau. Ces parcelles sont entièrement inondées par les eaux de la rivière Saint-François, qui ont une faible turbidité (comparable à la rivière Maskinongé). Cette particularité a probablement un effet déterminant sur les écosystèmes de ce secteur puisqu'elle offre un environnement avec une qualité d'eau supérieure aux autres secteurs. Les eaux de la rivière Saint-François longent ensuite l'ensemble de la rive sud du LSP, repoussant les eaux de la Richelieu et de la Yamaska qui n'ont aucune influence sur la plaine inondable. Dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre, les eaux de la Saint-François inondent les terrains de la Défense nationale, mais ont peu d'impact sur les parcelles agricoles. La confrontation entre les eaux turbides provenant des ruisseaux et les eaux peu turbides de la Saint-François s'effectue précisément à la limite entre les parcelles agricoles et les terrains de la Défense nationale. Par contre, dans le secteur est de Baie-du-Febvre, les eaux peu turbides de la Saint-François inondent en partie les terres agricoles au cours de la deuxième phase de la crue. À l'île Dupas, le haut des terres est turbide au printemps en raison du ruissellement des terres agricoles. Les zones plus basses sont par contre nettement moins turbides puisqu'elles sont inondées par la crue du fleuve. En résumé, chaque secteur possède des particularités, et la plage de variation de la turbidité est différente entre ces secteurs. Les propriétés des masses d'eau, l'élévation du terrain, la présence de digues, l'emplacement des routes et le débit des rivières, ruisseaux ou fossés sont tous des facteurs qui influencent l'écoulement et la turbidité de l'eau dans la plaine inondable. Ainsi, la façon dont est organisé le territoire est déterminante dans la façon dont l'eau se déplace.

À notre connaissance, cette étude est la première à décrire dans le détail les patrons d'écoulement dans la plaine inondable du LSP. Il nous apparaissait essentiel d'étayer cette connaissance fine de l'écoulement afin de répondre aux objectifs du Pôle d'expertise. Par exemple, au cours de la phase 2, une parcelle agricole située dans le secteur est de Baie-du-Febvre sera inondée par une masse d'eau dont les propriétés sont très différentes de celles d'une parcelle située dans le secteur ouest de Baie-du-Febvre.

Ces propriétés contrastées des masses d'eau sont susceptibles d'influencer l'écosystème dans une proportion qui pourrait être supérieure aux propriétés induites par le type de culture (traitement) ou la pratique culturale dans les parcelles en question. Les résultats du modèle mixte ont en effet permis de constater que la variabilité entre les quatre secteurs du pôle expliquait davantage la variance dans la turbidité (47%) que le gradient de perturbation étudié dans le cadre du Pôle (2%). Un bon exemple de cela est illustré par les données de deux turbidimètres autonomes à Saint-Barthélemy en 2021 (Figure 21), installés sur les parcelles BART10 et BARTNA03, situées à proximité l'une de l'autre. La parcelle BART10 possédait de courtes tiges d'avoine qui ont été recueillies à l'automne alors que la parcelle BARTNA03 est une zone forestière ayant une litière abondante. La protection du sol est donc assez différente d'une parcelle à l'autre ; néanmoins, les mesures de turbidité recueillies dans les deux parcelles sont similaires. Cela s'explique par le fait qu'il s'agit de la même masse d'eau qui recouvre ces deux parcelles puisqu'elles sont spatialement près l'une de l'autre. De plus, dans cette même figure, les données de turbidité suivent la courbe des trois phases de crue, ce qui confirme que l'effet des différentes masses d'eau est plus déterminant que l'utilisation du sol sous les parcelles agricoles inondées.

4.2. IMPACT DES PRATIQUES CULTURALES DANS LES SURFACES CONTRIBUTIVES SUR LA TURBIDITÉ DE L'EAU DANS LA PLAINE INONDABLE

La cartographie des surfaces contributives associées à chacune des parcelles du Pôle est sans doute l'apport le plus significatif de cette étude. La délimitation de ces surfaces permet de connaître l'origine de l'eau qui inonde chaque parcelle. Les surfaces contributives sont en quelque sorte les «bassins versants» des parcelles. Bien que la délimitation des surfaces contributives pourrait encore être raffinée, les caractéristiques de ces surfaces (pratiques culturales, proportion de milieux naturels, etc.) se sont avérées déterminantes afin d'évaluer la turbidité des masses d'eau de la plaine. Nos résultats démontrent que le pourcentage de sols peu protégés dans le bassin versant est un facteur prépondérant (Figures 33 et 34). En effet, les bassins versants des tributaires qui regroupent les plus grandes superficies de sols laissés à nu (labours) où ayant peu de résidus de culture (soya et maïs ensilage en semis direct) au printemps sont également les tributaires qui enregistrent les données de turbidité les plus élevées (Tableau 7). Cette affirmation va dans le même sens que plusieurs études au LSP qui décrivent les pratiques actuelles comme changeantes et souvent inadaptées aux particularités d'une plaine inondable. (Ruiz & Domon, 2005; Richard et al., 2011 ; de la Chenelière et al., 2014; Dauphin & Jobin, 2016).

Une analyse attentive de la figure 34 suggère l'existence d'un seuil, autour de 35%, au-delà duquel la turbidité explose au printemps. On observe en effet sur cette figure que lorsque la proportion des sols peu protégés dépasse 35% dans la zone contributive d'une parcelle du Pôle, la turbidité dans la plaine dépasse les 100 FNU au début de la crue printanière. Ces résultats suggèrent ainsi qu'afin d'éviter des niveaux de turbidité extrême dans la plaine, il est souhaitable qu'au moins 65% des zones contributives soient

constituées de sols adéquatement protégés. Cette protection peut être apportée de différentes façons, incluant des milieux naturels, des bandes riveraines, des prairies et des cultures de couverture bien implantées en grandes cultures. D'ailleurs, dans un souci de viabilité de ces solutions, il est à noter que plus les diverses protections seront appliquées près de la plaine inondable, dans la section amont, plus leurs effets seront perceptibles directement dans la plaine. Ces protections agissant comme des filtres, elles pourront retenir une partie des sédiments et ainsi améliorer la qualité de l'eau qui se jette dans la plaine inondable. Ces constats rejoignent les affirmations de Douzet et al. (2008), Seguy et al. (2009), Husson et al. (2009) ainsi que plusieurs autres, selon lesquels un sol mieux protégé entraînera une turbidité moindre. Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de ces données puisqu'elles sont fortement influencées par la période de relevés terrain, mais également par les précipitations précédant les relevés ainsi que par la quantité de données récoltées. L'existence de seuil dans l'occupation du territoire des bassins versants fut également observée par d'autres auteurs. Dans les zones de cultures intensives du Québec, Clément et al. (2017) démontrèrent que lorsque la superficie des milieux boisés est inférieure à 47% dans leur bassin versant, les cours d'eau présentent de façon presque systématique des signes d'eutrophisation. À titre d'exemple, Gergel et al. (2002) ont également démontré que la relation entre la structure d'un écosystème aquatique et les structures du paysage en amont n'est pas linéaire et peut dépendre de l'existence de certains seuils. Plusieurs études ont démontré que les plaines inondables avaient d'importants impacts sur la qualité de l'eau des lacs et rivières (Dunne et al., 1998 ; Visser et al., 2007 ; Shields et al., 2013). Toutefois, à notre connaissance, la présente étude est la première à tenter d'identifier les conditions nécessaires en amont afin de rétablir une qualité de l'eau satisfaisante dans un environnement aussi complexe que la plaine inondable d'un lac fluviale.

4.3. LIMITE DE L'ÉTUDE

La méthode utilisée dans cette étude est plutôt longue et nécessite beaucoup d'effort d'échantillonnage. De plus, son application est assez restreinte dans l'espace. La reproduction à grande échelle est donc peu envisageable. Elle est toutefois très efficace dans l'optique où l'on désire avoir un portrait précis de l'écoulement de l'eau d'un secteur dans une plaine. Cette méthode est ainsi plus adaptée à des projets à fine échelle. En ce qui concerne les difficultés rencontrées, les années de faible crue et de courte durée ont engendré des difficultés d'accès ou un manque de temps pour échantillonner. La pandémie de COVID-19 nous a également empêchés d'échantillonner certains secteurs en raison de la fermeture de certaines MRC au printemps 2020. Ces facteurs ont donc eu une influence sur la distribution des données, qui est parfois légèrement inégale. De plus, la variation du niveau de l'eau en fonction de l'intensité de la crue a nécessairement une influence sur les turbidités mesurées. Si le scénario d'inondation avait été différent, les conclusions auraient pu être différentes. Finalement, il est important de mentionner que les crues sont des phénomènes complexes qui sont influencés par une tonne de facteurs incontrôlables. Même si nous avons tenté de calculer et de contrôler au maximum chacun d'entre eux, il est impossible d'y arriver. Il y aura toujours une incertitude dans les résultats des recherches environnementales, et cette recherche n'y fait pas exception.

4.4. CONCLUSION

En conclusion, les résultats de cette recherche démontrent qu'il est possible d'estimer la turbidité et les MES dans la plaine inondable du LSP. Ils permettent également de mettre en lumière que le nœud du problème de la turbidité et des MES ne provient pas seulement des parcelles directement dans la plaine inondable, mais qu'elles sont surtout issues des pratiques culturales utilisées en amont de la plaine, dans les bassins versants s'écoulant vers celle-ci. Afin de prendre des décisions éclairées en zone inondable, il était nécessaire de comprendre les patrons de l'écoulement de l'eau printanier dans la plaine inondable du LSP, mais aussi dans les bassins versants en amont de cette dernière. D'ailleurs, les relations établies par cette étude pourraient devenir une référence pour des projets futurs concernant la turbidité et les MES dans la plaine inondable du LSP. Également, les méthodes peu communes qui ont été utilisées ici pourraient éventuellement être utiles pour acquérir ces informations hydrologiques dans une autre plaine inondable. Le fait de mieux connaître les différentes caractéristiques des plaines inondables et de leurs surfaces contributives permettra inévitablement d'en améliorer la gestion à travers le monde.

BIBLIOGRAPHIE

- Alcântara, E., Novo, E., Stech, J., Lorenzzetti, J., Barbosa, C., Assireu, A., and Souza, A. 2010. A contribution to understanding the turbidity behaviour in an Amazon floodplain, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 14, 351–364.
- Aygün, O., Kinnard, C., & Campeau, S. 2021. Responses of soil erosion to warming and wetting in a cold Canadian agricultural catchment. *CATENA*, 201, 105184.
- Barling, R. D., & Moore, I. D. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental management*, 18(4), 543-558.
- Blanco-Canqui, H., M.M. Mikha, D.R. Presley, and M.M. Claassen. 2011. Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75:1471–1482.
- Bond, N. R., & Lake, P. S. 2003. Local habitat restoration in streams: constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration*, 4(3), 193-198.
- Brodeur, P. 2013. État des stocks et gestion de la perchaude au lac Saint-Pierre et dans le tronçon Bécancour-Batiscan. Atelier sur la faune aquatique. Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs. 19-21 février 2013, Québec, 2 p.
- Caux, P.-Y., D.R.J. Moore, et D. MacDonald. 1997. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments, Technical Appendix - British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Water Management Branch, 82 p.
- Clément, F., Ruiz, J., Rodriguez, M.A., Blais, D., Campeau, S., 2017. Landscape diversity and forest edge density regulate stream water quality in agricultural catchments. *Ecological Indicators*, 72, 627-639.
- Collins, K. E., Doscher, C., Rennie, H. G., & Ross, J. G. 2013. The effectiveness of riparian restoration on water quality - a case study of lowland streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology*, 21(1), 40-48.
- CRAAQ, 2000. Guide des pratiques de conservation en grandes cultures. Engrais verts et cultures intercalaires. 24 pp.
- Dauphin, D., & Jobin, B. 2016. Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le naturaliste canadien*, 140, 42-52.
- de la Chenelière, V., Brodeur P., & Mingelbier, M. 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le naturaliste canadien* 138, 50-61.

- Daryanto S., Bojie Fu, Lixin Wang, P.A. J., Wenwu Z. 2018. Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops, *Earth-Science Reviews*, 185, 357-373,
- Delestre, O. 2010. Simulation du ruissellement d'eau de pluie sur des surfaces agricoles. *Mathématiques*. Université d'Orléans.
- Dionne, J. C. 1993. Sediment load of shore ice and ice rafting potential, upper St. Lawrence estuary, Quebec, Canada. *Journal of coastal research*, 628-646.
- Douzet, Jean-Marie., Muller, Bertrand., Scopel, Eric., Albrecht, Alain., Rakotoarisoa, Jacqueline., Rakotoalibera, Haingo., 2008. Réduction du ruissellement et de l'érosion par les systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale pour les cultures pluviales des Hautes terres malgaches. In *Terre Malgache - Tany Malagasy*. ESSA – CID. p. 99-102
- Dunne, T., Mertes, L. A., Meade, R. H., Richey, J. E., & Forsberg, B. R. 1998. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. *Geological Society of America Bulletin*, 110(4), 450-467.
- ECCC & MDDELCC. 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent. Plan d'action Saint-Laurent. Québec. Données vectorielles en format shapefile. NAD83. Mise à jour juin 2018.
- Frenette, J., Arts, M.T., Morin, J. 2003. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River). *Aquatic Ecology* 37, 77–85.
- Frenette, J.-J., Arts, M. T., Morin, J., Gratton, D., Martin, C. 2006. Hydrodynamic control of the underwater light climate in fluvial Lac Saint-Pierre. *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2632–2645.
- Fennessy, M. S., & Cronk, J. K. 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical reviews in environmental science and technology*, 27(4), 285-317.
- Fremling, C.R., J.L., Rasmussen, R.E., Sparks, S.P., Cobb, C.F., Bryan, T.O., Claffin, 1989. Mississippi River fisheries: a case history. In D.P. Dodge (ed.). *Proc. Of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science. 106.
- Gratton, L. & Dubreuil, C. 1990. Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent. Ministère de l'Environnement, Québec.
- Gangbazo, G., & A., Le Page. 2005. Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matière en suspension dans les bassins versants prioritaires. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 50 pages. Envirodoq : ENV/2005/0215.

- Gangbazo, G., Pesant, A. R., Côté, D., Barnett, G. M., & Cluis, D. 1997. Spring runoff and drainage n and p losses from hog-manured corn 1. *Journal of the American Water Resources Association*, 33(2), 405-411.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M., Stanley, E.H, 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.* 64, 118–128.
- Gouvernement du Québec. 2020. L'eau au Québec : une ressource à protéger. (Consulté le 28 février 2020)
- Gouvernement du Canada. 2021. Données d'inventaire de la station. Station 15930. (Consulté le 15 mai 2021).
- Hein, T., Schwarz, U., Habersack, H., Nichersu, I., Preiner, S., Willby, N., Weigelhofer, G. 2016. Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment*, 543, 778-790.
- Holliday, C. & Rasmussen, Todd & Miller, W. 2003. Establishing the relationship between turbidity and total suspended sediment concentration, *Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference, held April 23-24, 2003, at The University of Georgia*
- Husson, Olivier., Charpentier, Hubert., Naudin, Krishna., Razanamparany, Célestin., Moussa, Narcisse., Michellon, Roger., Andrianasolo, Razafintsalama. Hubert, Rakotoarinivo, Christian., Rakotondramanana, Enjalric, Frank., Seguy, Lucien. 2009. Le choix des cultures, associations et successions adaptées aux contraintes agro-climatiques. Vol II. Chap 1. 24pp.
- Jean, M. & Bouchard, A. 1991. Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environ. Manage.* 15, 241-250
- La Violette, N. 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent: hydrologie et modifications humaines. *Le naturaliste canadien*, 128, 98-104.
- Lewis, J. 1996. Turbidity-controlled suspended sediment sampling, *Redwood Sciences Laboratory, Water resources research.* Vol. 32. P. 2299-2310
- Lessels, J. S., & Bishop, T. F. A., 2013, Estimating water quality using linear mixed models with stream discharge and turbidity. *Journal of Hydrology*, 498, 13–22.
- Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., & Mailhot, Y. 2018. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. vii + 34 pp. + annexes.
- Magdof F. & Van Es H. 2009. Building soils for better crops – Sustainable soil management, 3rd edition. SARE Handbook Series Outreach Publications, Book 10. Beltsville, MA. 310pp.

- Martin C.K., & Cassel D.K., 1992. Soil loss and silage yield for three tillage management systems. *J Prod Agric* 5:581–6.
- MDDEFP. 2013. Le lac Saint-Pierre un joyau à restaurer. Bibliothèque et archives nationales du Québec. ISBN : 978-2-550-69237-9. (PDF).
- MEF. 1998. Lac Saint-Pierre. Fiche d'information sur les zones humides Ramsar. Ministère de l'Environnement et de la Faune. p.1-3.
- MELCC. 2018. Avec des investissements de 4,66 M\$ sur quatre ans - Québec crée le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. 19 juillet 2018. Communiqué de presse. CNW Telbec. Trois-Rivières.
- MELCC. 2020a. Niveau d'eau à la station. (Consulté le 24 avril 2020)
- MELCC. 2020b. Critères de qualité de l'eau de surface. Matières en suspension. (Consulté le 6 mars 2020)
- Michaud, A.R., R. Lauzier, M.R., Laverdière. 2002. Description du phosphore dans le bassin versant du ruisseau au Castor. *Agrosol*, vol. 13 (2), p. 124-139.
- Michaud, A.R., R. Lauzier, M.R., Laverdière. 2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau au castor, tributaire de la rivière aux brochets, Québec. *Agrosol*, vol. 16 (1), P. 47-59.
- Morin, J. & J.-P. Côté, 2003. Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent. *VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement*, 4 (3).
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405-408.
- Pittock, J. & M. Xu. 2010. World Resources Report Case Study. Controlling Yangtze River Floods: A New Approach. World Resources Report, Washington DC.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurtz, D., McNair, M. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117–1123.
- Parker, R. S. 1988. Uncertainties in defining the suspended sediment budget for large drainage basins, sediment budgets, *IAHS Publ.*, 174, 523-532, in *Proceedings of the Porto Alegre Symposium*, December 1988.
- Patni, N.K., Masse, L., Jui, P.Y. 1996. Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage – Part 1 : flow and nitrate. *ASAE*. 39(5) : 1665-1672.
- Petts GE. 1990. Forested river corridors: a lost resource. In *Water, Engineering and Landscape: Water and Control and Landscape Transformation in the Modern Period*, Cosgrove D, Petts GE (eds). Belhaven: London; 12–34.

- Pieters, A.J. and R. McKee. 1938. The use of cover and green-manure crops. p. 431-444. In: Soils and Men. USDA Yearbook of Agriculture. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C
- Pesant, A.R., Dionne, J.L., Genest, J. 1987. Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. *Can. J. Soil. Sci.*, 67, 835-843.
- Quilb , R., Rousseau, A. N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G., & Villeneuve, J. P. 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326(1-4), 295-310.
- Raith, Sarah. 1999. The Rhine Action Program: Restoring Value to the Rhine River. University of Minnesota, Department of Horticultural Science. Retrieved from the University of Minnesota Digital Conservancy,
- Reeves, D.W. 1994. Cover Crops and Rotations. In: Hatfield, J.L. and Stewart, B.A., Eds., *Crops Residue Management. Advances in Soil Science*, Lewis Publishers, Boca Raton, 125-172.
- Rodríguez, M.A., & Lewis, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67, 109-128.
- Rondeau, B., Cossa, D., Gagnon, P., et Bilodeau, L. 2000. Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence River, Canada. *Hydrological Processes*, 14(1), 21-36.
- Richard, G., D. Côté, M. Mingelbier, B. Jobin, J. Morin et P. Brodeur, 2011. Utilisation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) durant les périodes 1950, 1964 et 1997 : interprétation de photos aériennes, numérisation et préparation d'une base de données géoréférencées. Rapport technique préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Environnement Canada, Québec, 42 p.
- Ruiz, J. & G. Domon. 2005. Les paysages de l'agriculture en mutation. In : Poullaouec-Gonidec, P., Domon, G. et S. Paquette ( ds.). *Paysages en perspective*. Presses de l'université de Montréal, série « Paysages », Montréal, pp. 47-97.
- Schulte-Wulver-Leidig, A. 1992. International Commission for the Protection of the Rhine against Pollution - the integrated ecosystem approach for the Rhine. *European Water Pollution Control* 2(3): 37-41.
- Seguy, Lucien., Husson, Olivier., Charpentier, Hubert., Bouzinac, Serge., Michellon, Roger., Chabanne, André., Boulakia, Stéphane., Tivet, Florent., Naudin, Krishna., Enjalric, Frank., Ramaroson, Ignace., Rakotondramanana. 2009. Principes et fonctionnement des écosystèmes cultiv s en semis direct sur couverture végétale permanente, Vol I. Chap 1. 32pp.

- Sharpley, A.N., and S.J. Smith. 1991. Effects of cover crops on surface water quality. p. 41–49. In W.L. Hargrove (ed.) *Cover crops for clean water*. Soil and Water Conserv. Soc., Ankeny, IA.
- Shields Douglas Jr, F., Lizotte Jr, R. E., et Knight, S. S. 2013. Spatial and temporal water quality variability in aquatic habitats of a cultivated floodplain. *River research and applications*, 29(3), 313-329.
- Schwarz, U., 2010. Assessment of the restoration potential along the Danube and main tributaries. For WWF International Danube-Carpathian Programme, Vienna, 58 p.
- Sun, Y. Yongjun Z., Qinghua S., Xiaohua P., Shan H. 2015. No-tillage controls on runoff: A meta-analysis, *Soil and Tillage Research*, Volume 153, Pages 1-6,
- Tejerina-Garro, F. L., Fortin, R., & Rodríguez, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51, 399-410.
- TCRLSP (Table de Concertation Régionale du lac Saint-Pierre), 2017. Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Fiche synthèse. 38 p.
- Tan, C.S., Drury, C.F., Sultani, M., Van Wesenbeeck, I.J., Ng, H.Y.F., Gaynor, J.D., Welacky, T.W. 1998. Effect of controlled drainage and sillage on soil structure and the drainage nitrate loss at field scale. *Wat. Sci. Tech.* 38 :103-110.
- Tockner, K., & Stanford, J.A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation*, 29(3), 308-330.
- Tockner, K., Uehlinger, U., & Robinson, C. T. 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press.
- The Nature Conservancy. 2002. *Conservation planning in the Mississippi Alluvial Plain*. 162 pp.
- UNESCO. 2020. Réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre. Faune. (Consulté le 6 mars 2020)
- UQTR. 2020. Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre. (Consulté le 23 février 2020).
- USGS. 2017. Turbidity – Units of measurement. Oregon water Science Center. (Consulté le 5 mars 2020)
- Verhoeven, J.T.A., & Setter, T.L. 2010. Agricultural use of wetlands: opportunities and limitations. *Annals of Botany*, 105(1), 155–163.
- Visser, F., Roth, C. H., Wasson, R., Govers, G. 2007. A sediment budget for a cultivated floodplain in tropical North Queensland, Australia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(10), 1475–1490.

- Van Steveninck, E. D. R., van Zanten, B., Admiraal, W. 1990. Phases in the development of riverine plankton: examples from the rivers Rhine and Meuse. *Hydrobiological Bulletin*, 24(1), 47-55.
- Van Doren, C.A., Stauffer, R.S., Kidder, E.H. 1950. Effect of contour forming on soil loss and runoff. *Soil Science Society Proceedings*. 413-417.
- Wendt R.C., Burwell R.E. 1985. Runoff and soil losses from conventional, reduced, and no-till corn. *J Soil Water Conserv* 40,450-4
- Wenger, S. 1999. A Review Of The Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation. University of Georgia, Athens.

ANNEXE 1

Aperçu du modèle builder utilisé pour créer la matrice
d'écoulement de l'eau, les écoulements LiDAR et les bassins versants

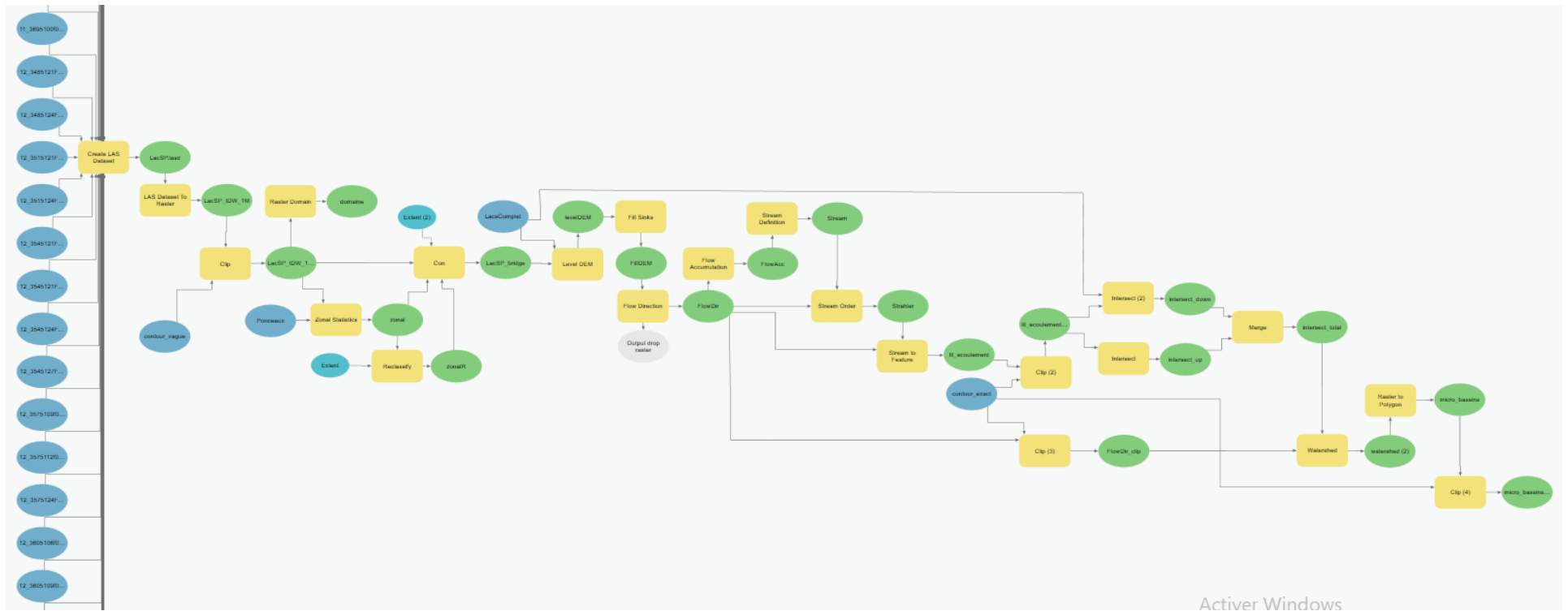


Figure 35 : Model builder du logiciel ArcGIS permettant de créer la matrice d'écoulement de l'eau qui tient compte de la présence des ponceaux ainsi que la création des bassins versants automatisés (P.-A. Bordeleau, UQTR).

ANNEXE 2

Résumé visuel des journées terrain : Saint-Barthélemy Est

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées

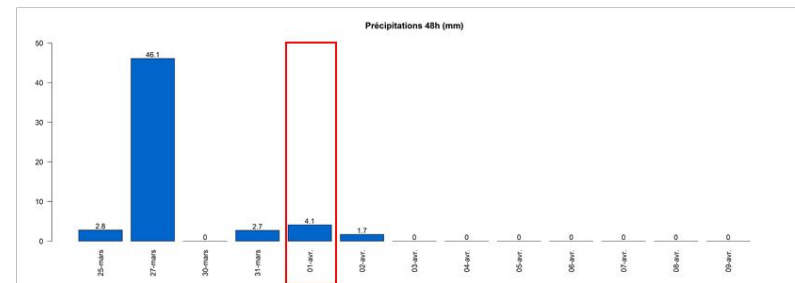
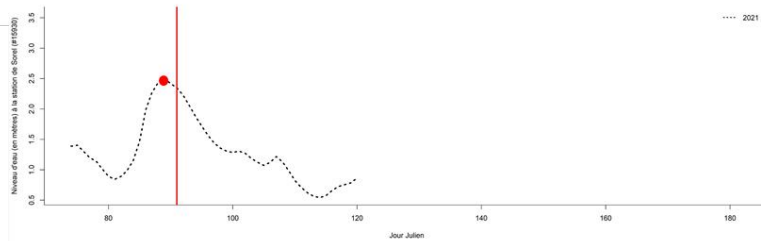
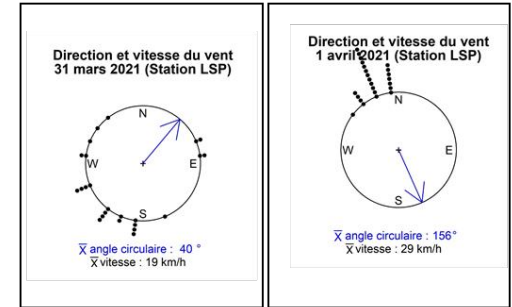
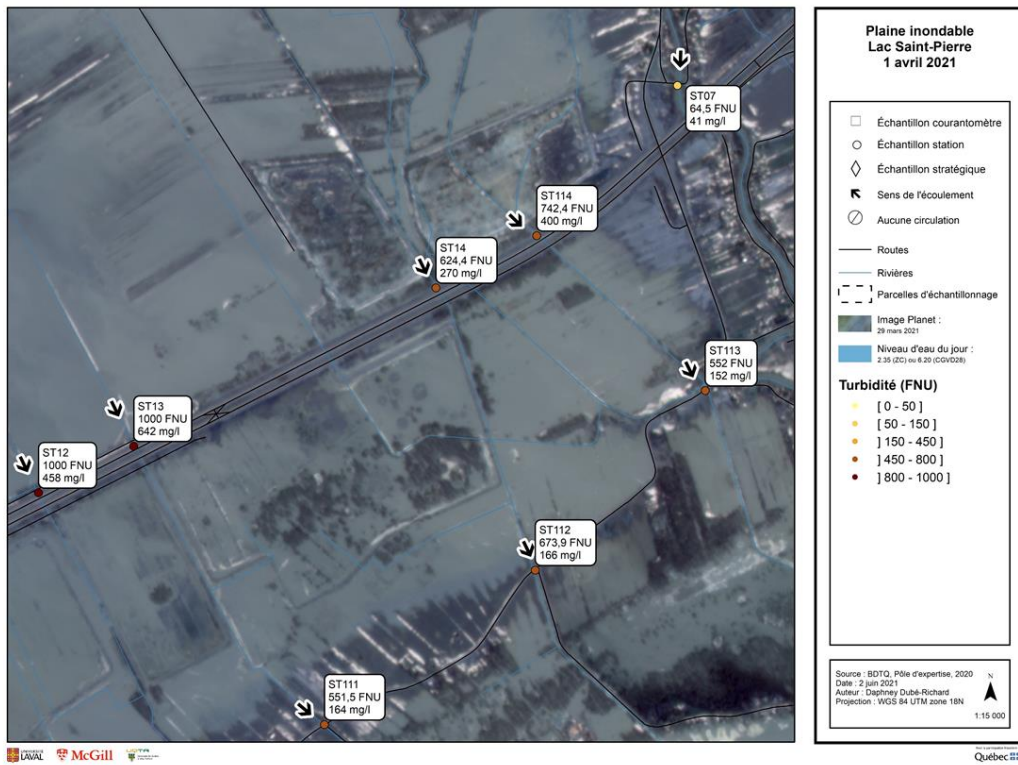


Figure 36 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la première phase de crue en 2021. Les ruisseaux tributaires apportent une importante quantité de sédiments dans la plaine inondable.

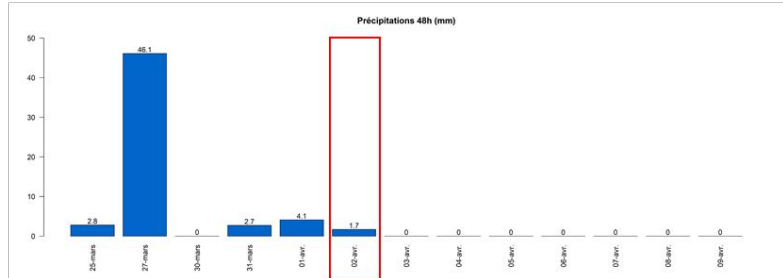
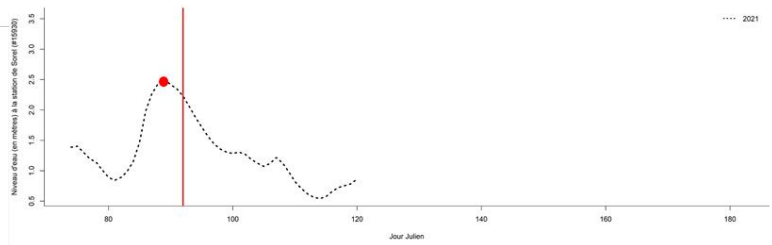
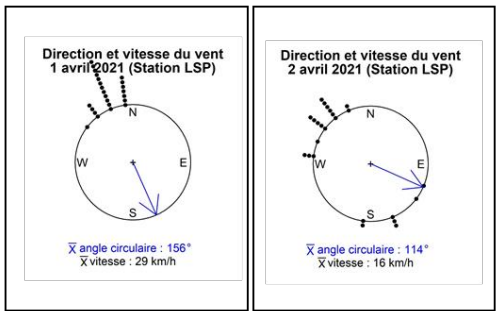
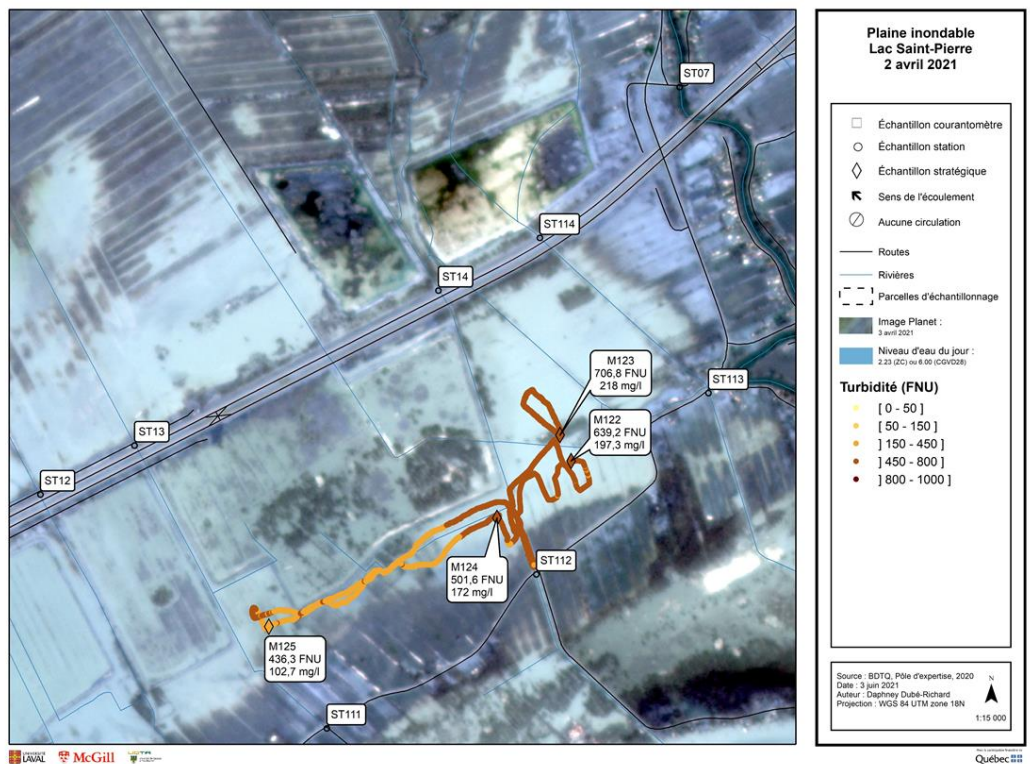


Figure 37 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la première phase de crue en 2021. La turbidité dans la plaine inondable est très élevée, on constate que l'eau en provenance des stations 14 et 13 ne se mélange pas beaucoup et a des turbidités légèrement différentes.

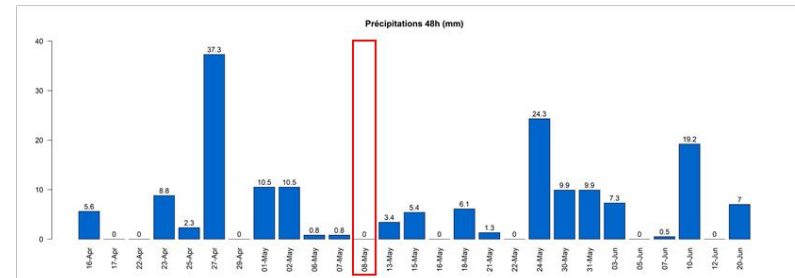
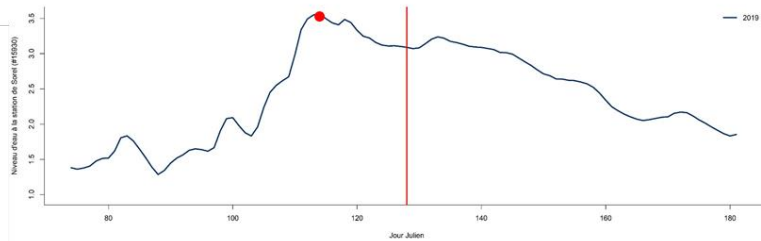
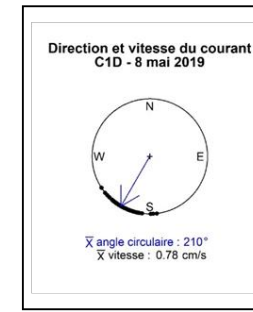
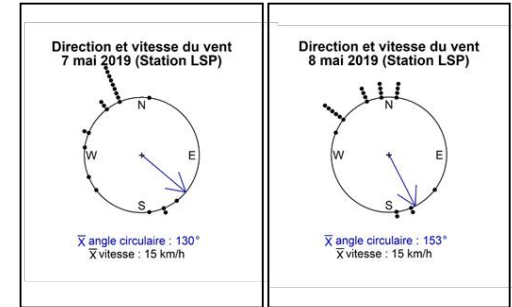
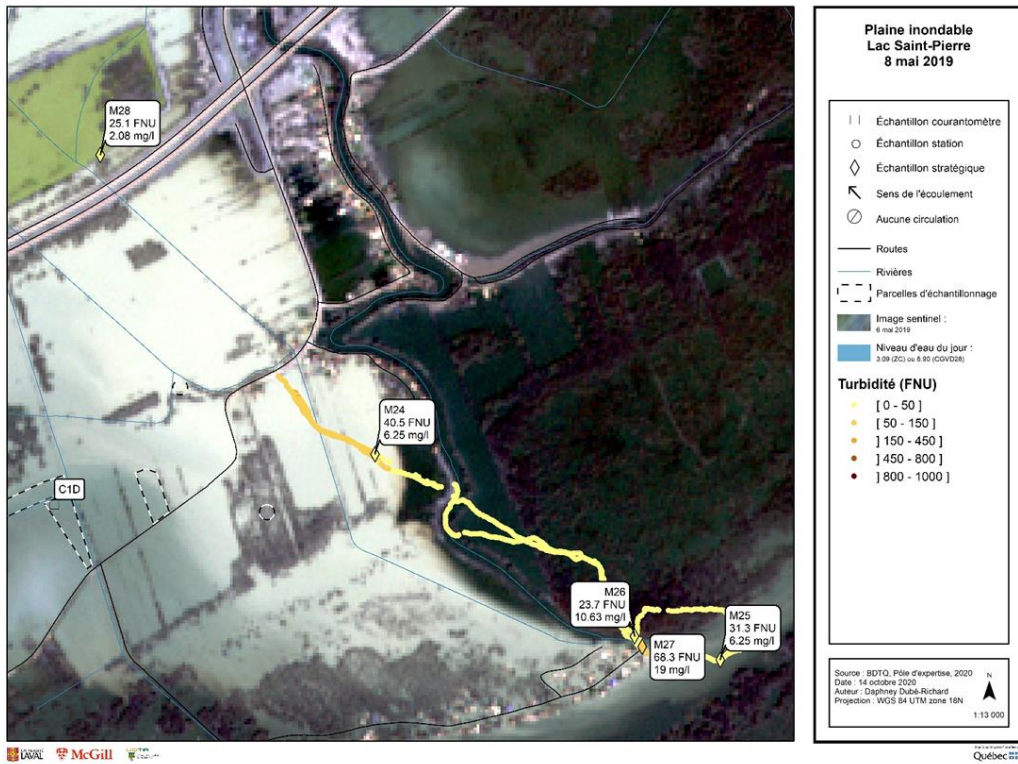


Figure 38 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. La rivière Maskinongé peu turbide crée une barrière avec la masse d'eau de la plaine inondable (très turbide). Au nord de l'autoroute, dans le bassin pour la sauvagine, l'activité photosynthétique est visible par la couleur verdâtre de ce bassin, la turbidité est très faible.

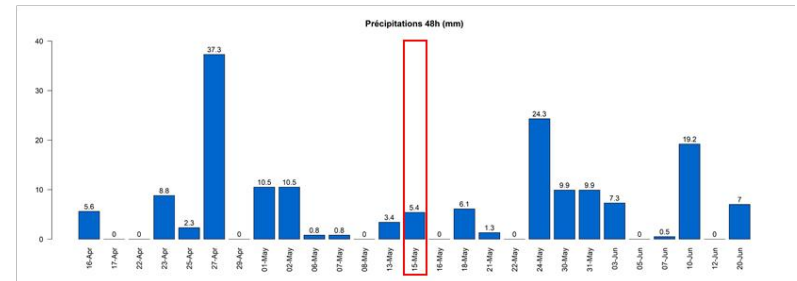
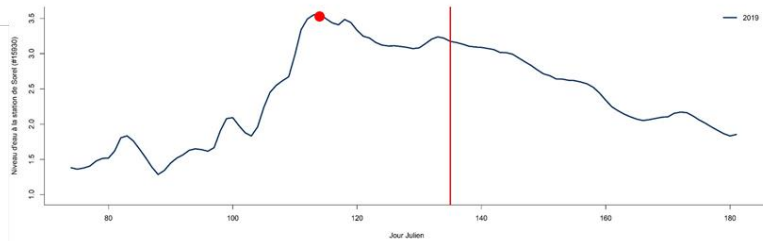
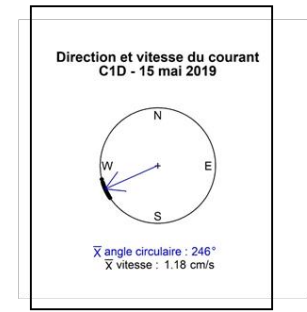
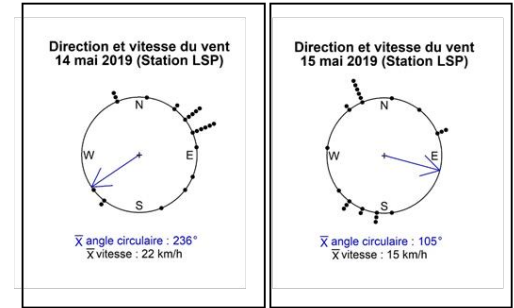
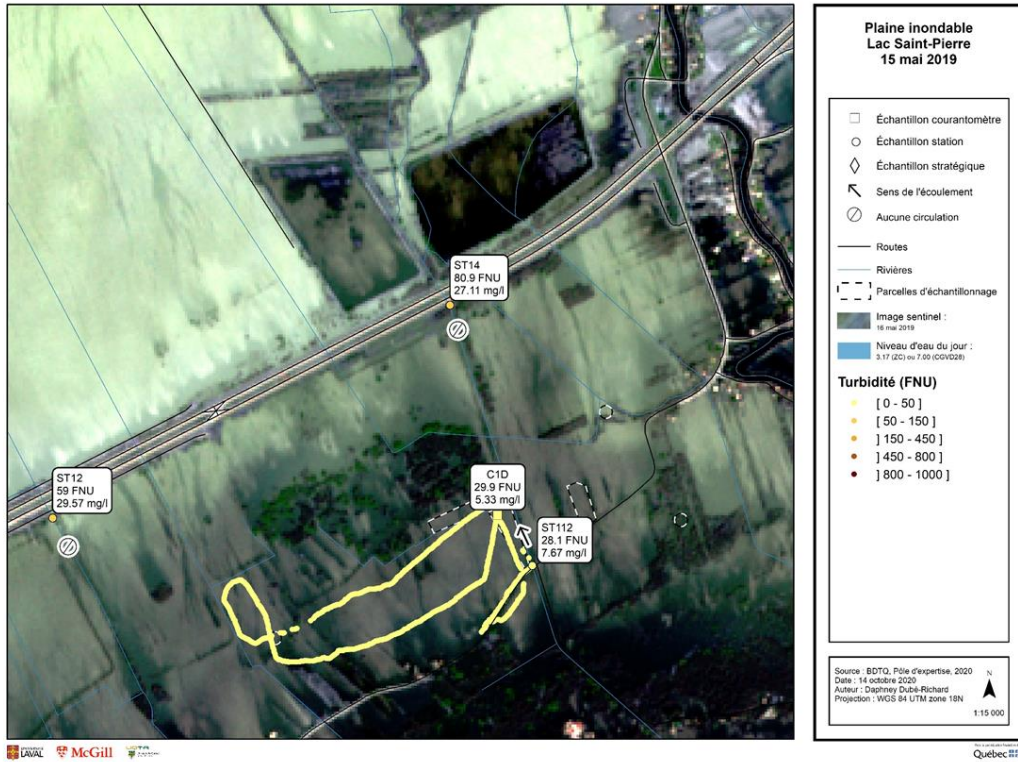
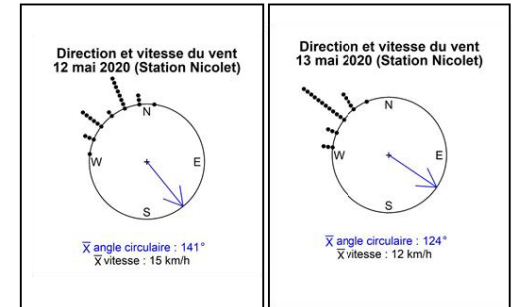
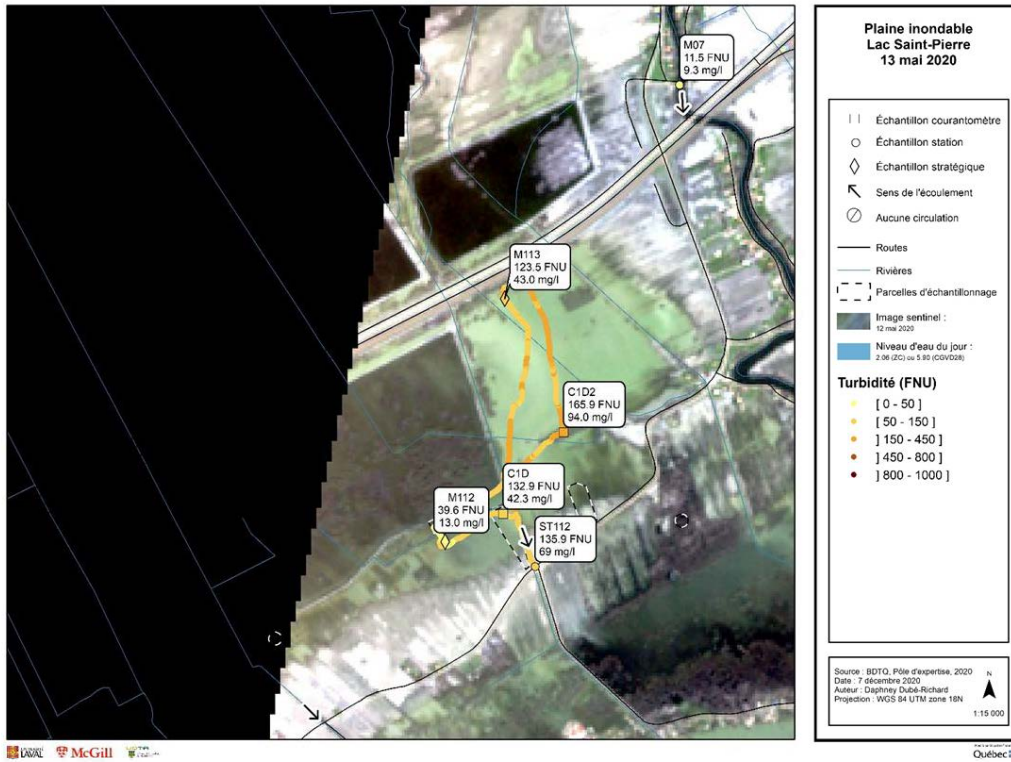


Figure 39 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve monte par la rivière du Bois Blanc et pousse sur l'eau turbide qui est confinée au nord de l'autoroute. La circulation de l'eau dans les ponceaux de l'autoroute est perturbée.



Note : La station LSP (rive nord) n'était pas opérationnelle pendant la crue 2020.

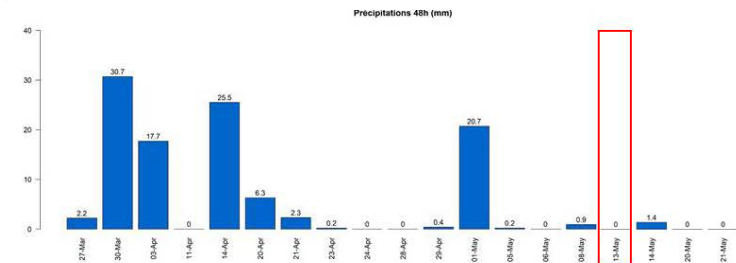
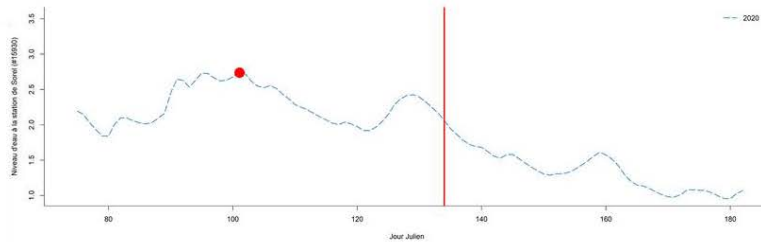
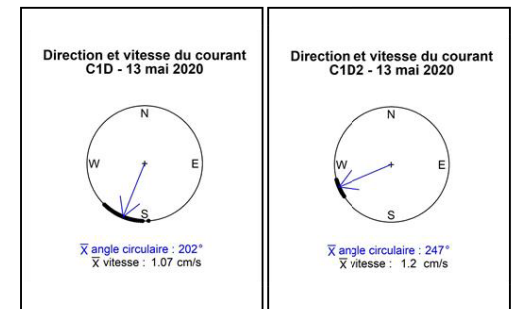


Figure 40 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Est lors de la troisième phase de crue en 2020. La plaine se vidange et le courantomètre C1D prend une direction visant davantage le sud puisque l'eau au-dessus de lui se vide tranquillement dans la rivière du Bois Blanc (ST112)

ANNEXE 3

Résumé visuel des journées terrain : Saint-Barthélemy Ouest

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées

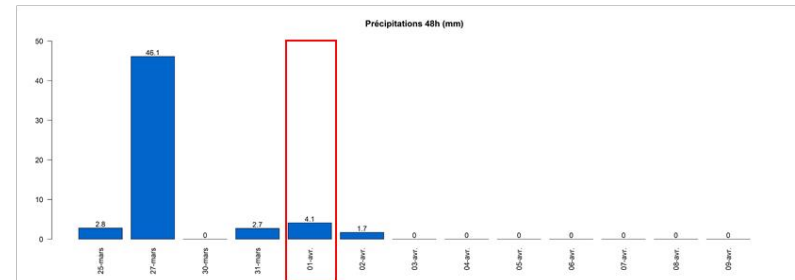
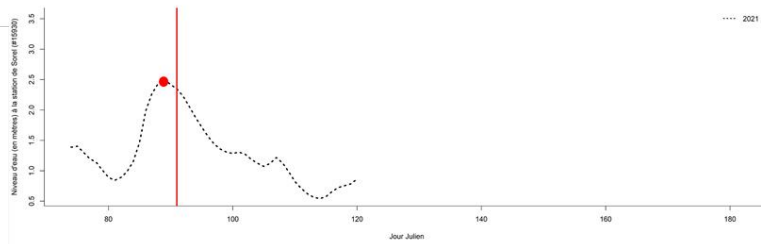
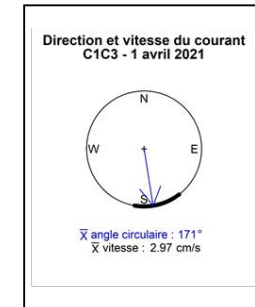
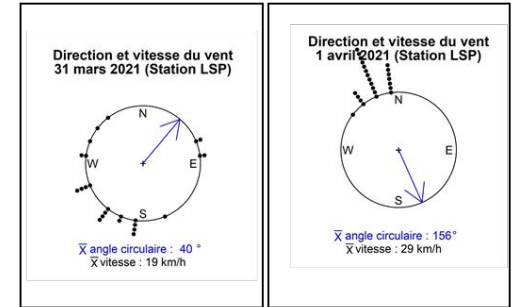
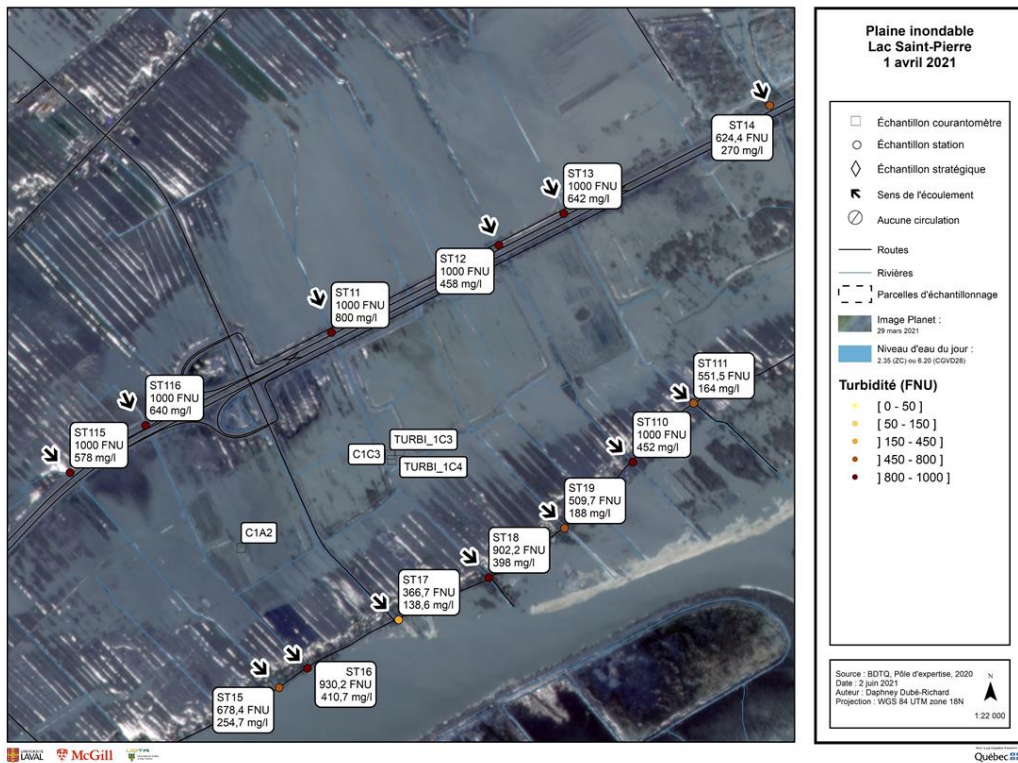


Figure 41 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Tous les ruisseaux tributaires de la plaine inondable entrent dans la plaine avec une turbidité extrême. Le trajet que l'eau emprunte est très linéaire et à ce stade, aucun écoulement latéral n'est décelé (C1C3).

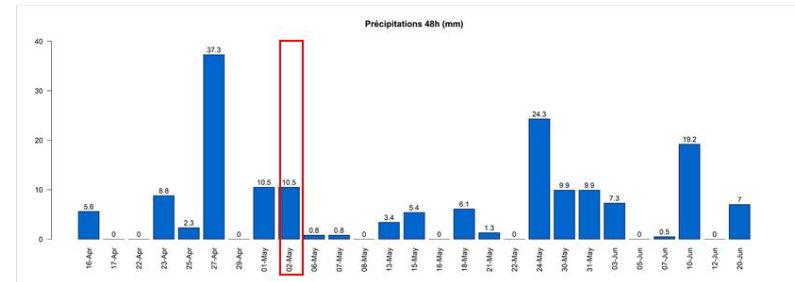
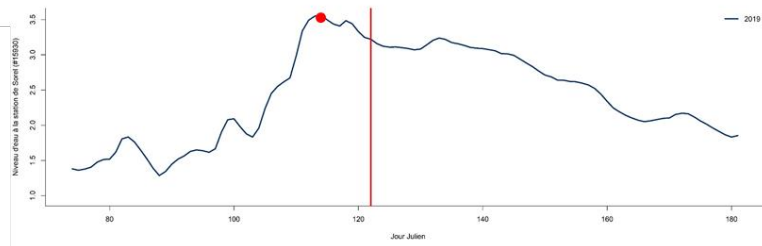
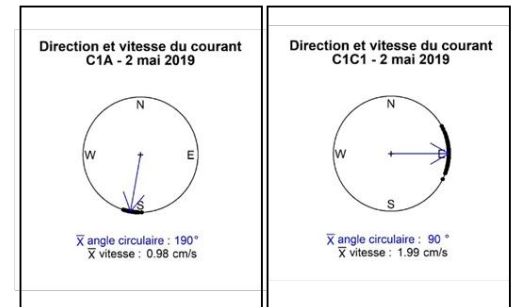
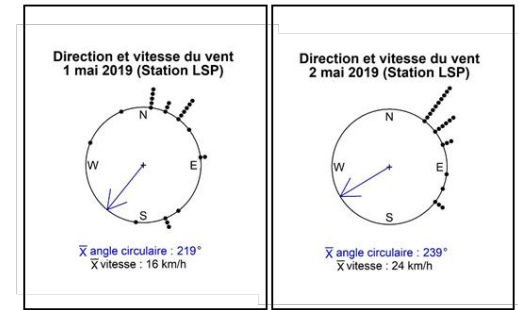
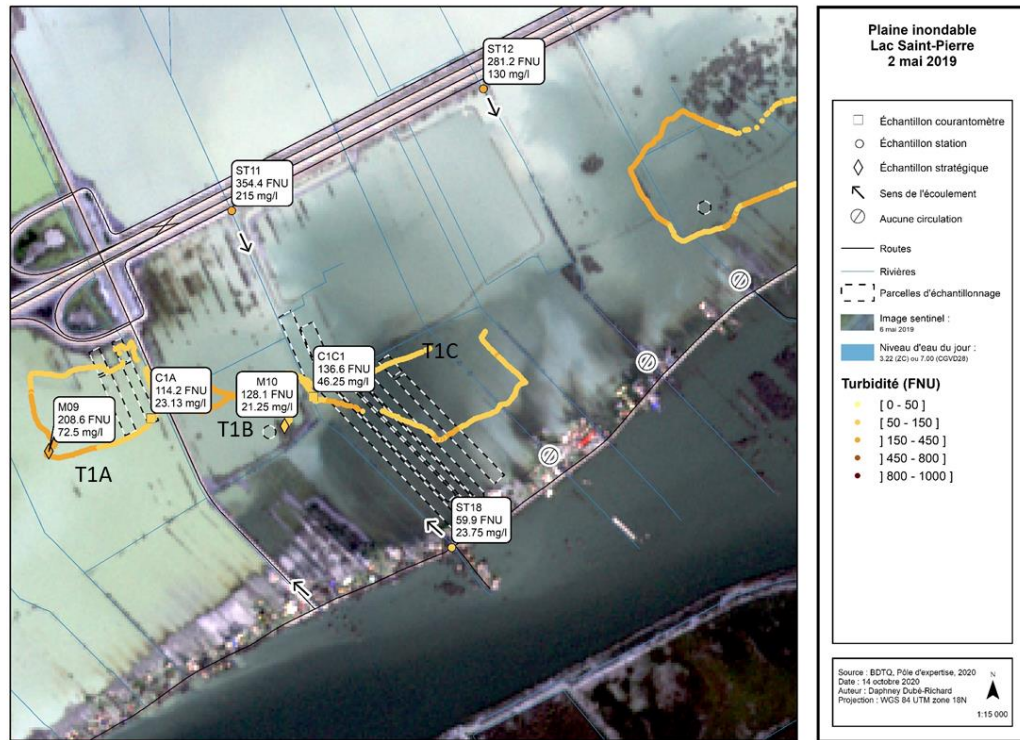
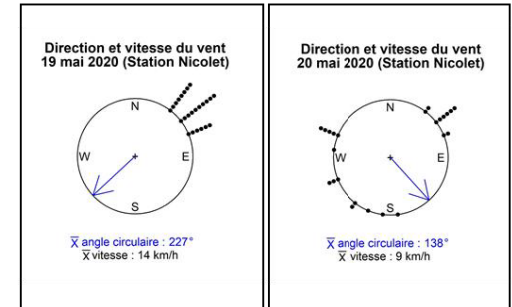
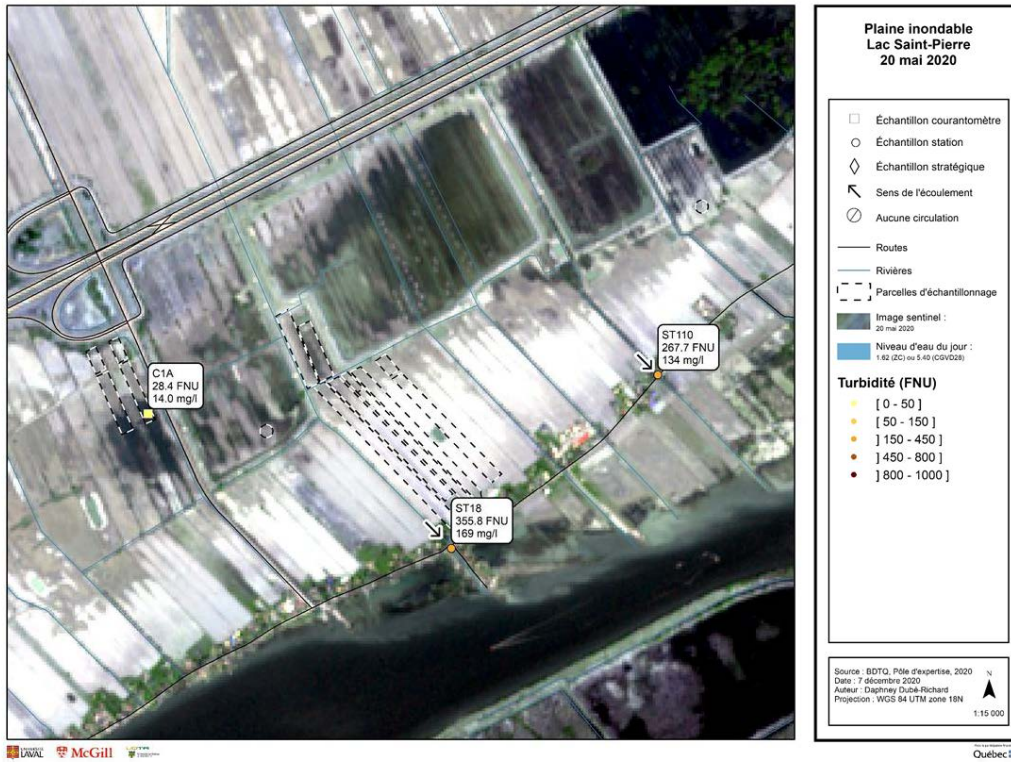


Figure 42 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve entre majoritairement par le ruisseau Sarrazin (ST18). Dans la plaine, l'eau moins turbide se déplace dans un mouvement latéral vers l'est. À l'ouest de la montée Saint Laurent, le courantomètre C1A démontre que l'eau est freinée par la route et dévie vers le sud.



Note : La station LSP (rive nord) n'était pas opérationnelle pendant la crue 2020.

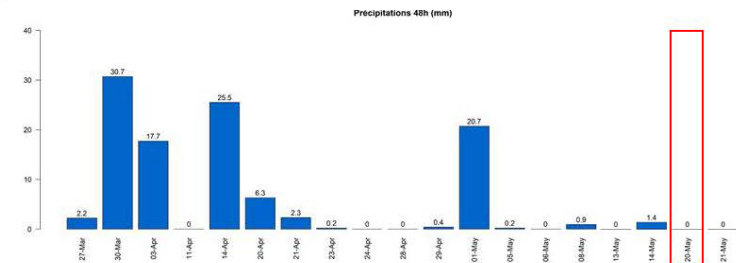
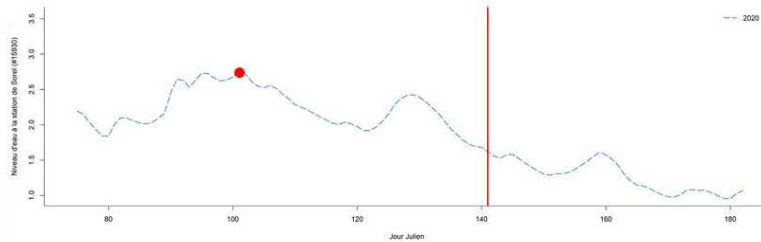
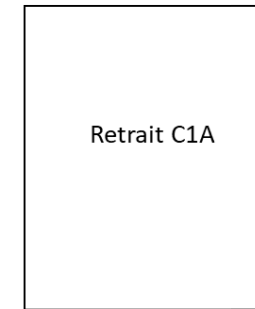


Figure 43 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Saint-Barthélemy Ouest lors de la troisième phase de crue en 2020. La plaine inondable termine de se vidanger dans le fleuve, créant un contraste de turbidité le long de la rive. Dans la plaine, le courantomètre C1A est à moitié exondé, la petite dépression topographique fait en sorte qu'il reste encore un peu d'eau à cet endroit.

ANNEXE 4

Résumé visuel des journées terrain : Pierreville

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées

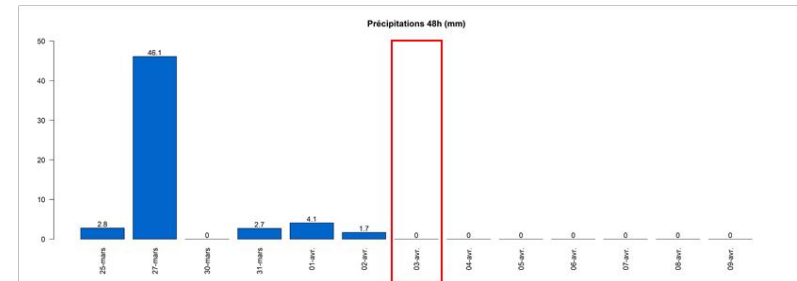
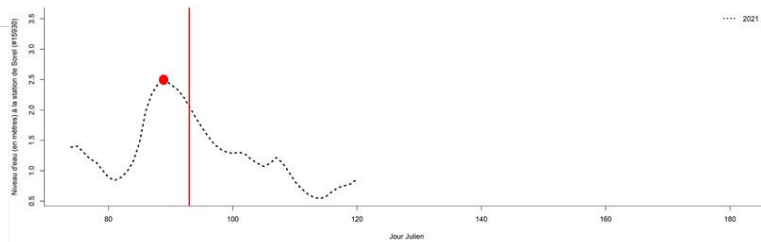
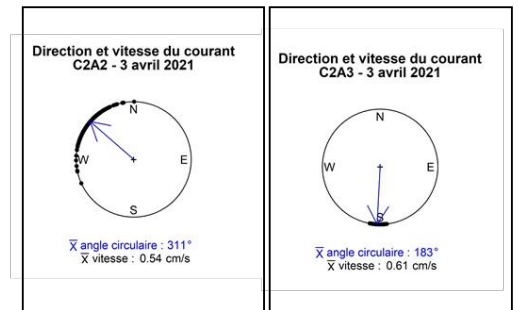
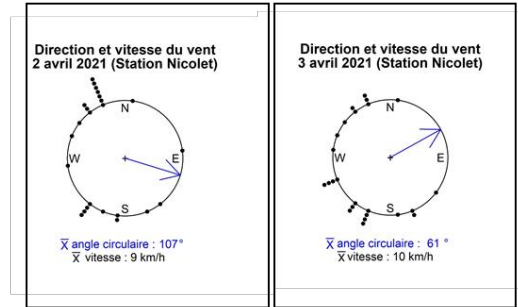
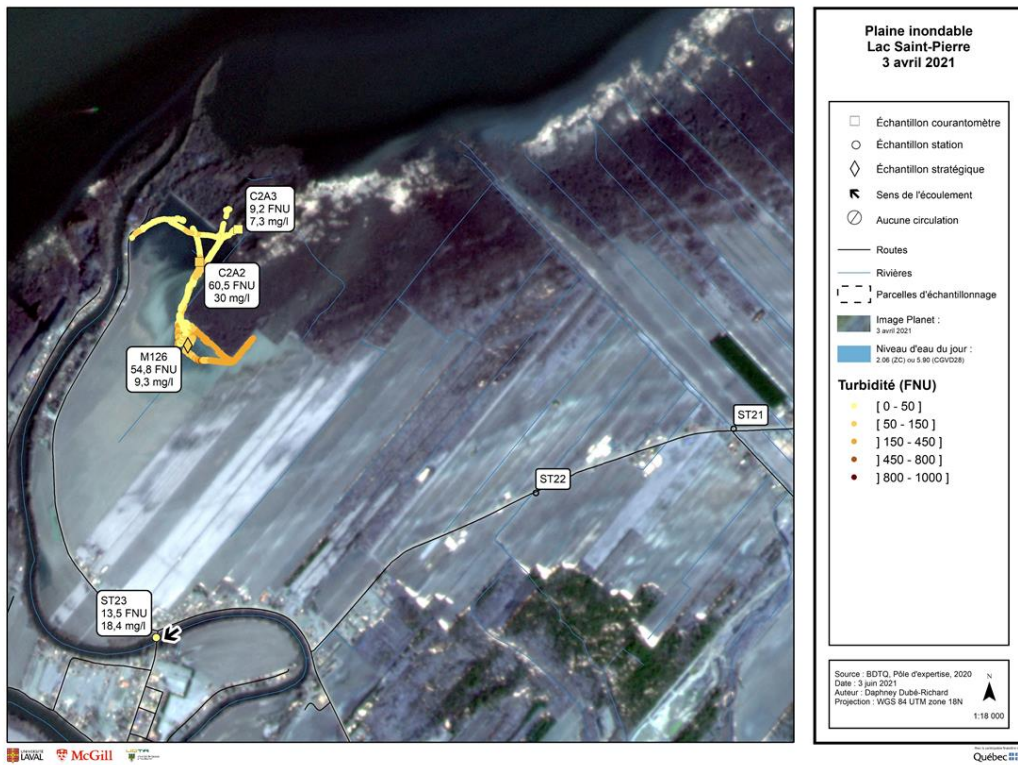


Figure 44 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la première phase de crue en 2021. Malgré que l'on soit dans la première phase de crue, les turbidités enregistrées sont nettement plus faibles que dans les autres secteurs. L'eau entre par le trou dans la digue (C2A3) et s'évacue par le ruisseau au nord-ouest du secteur (C2A2) ainsi que par le ruisseau au centre du secteur (visible sur l'image satellitaire).

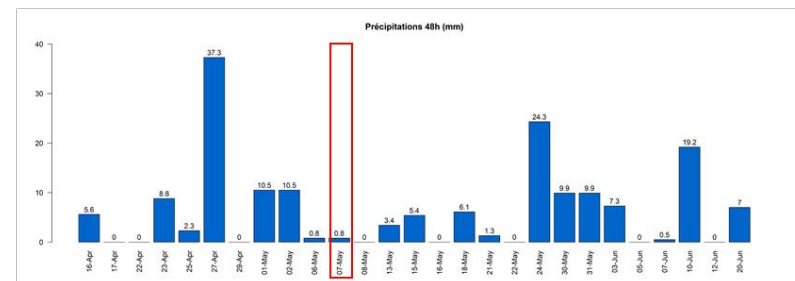
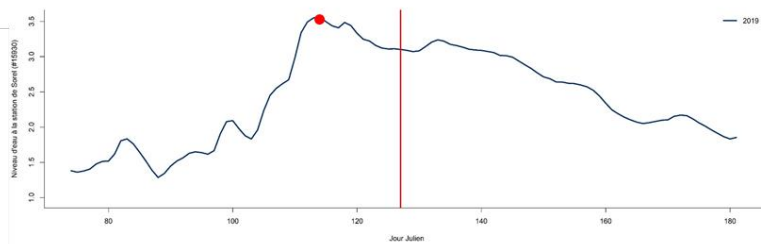
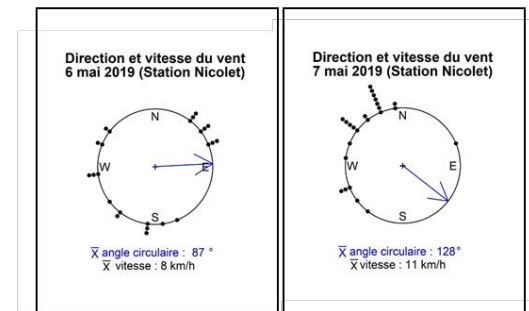
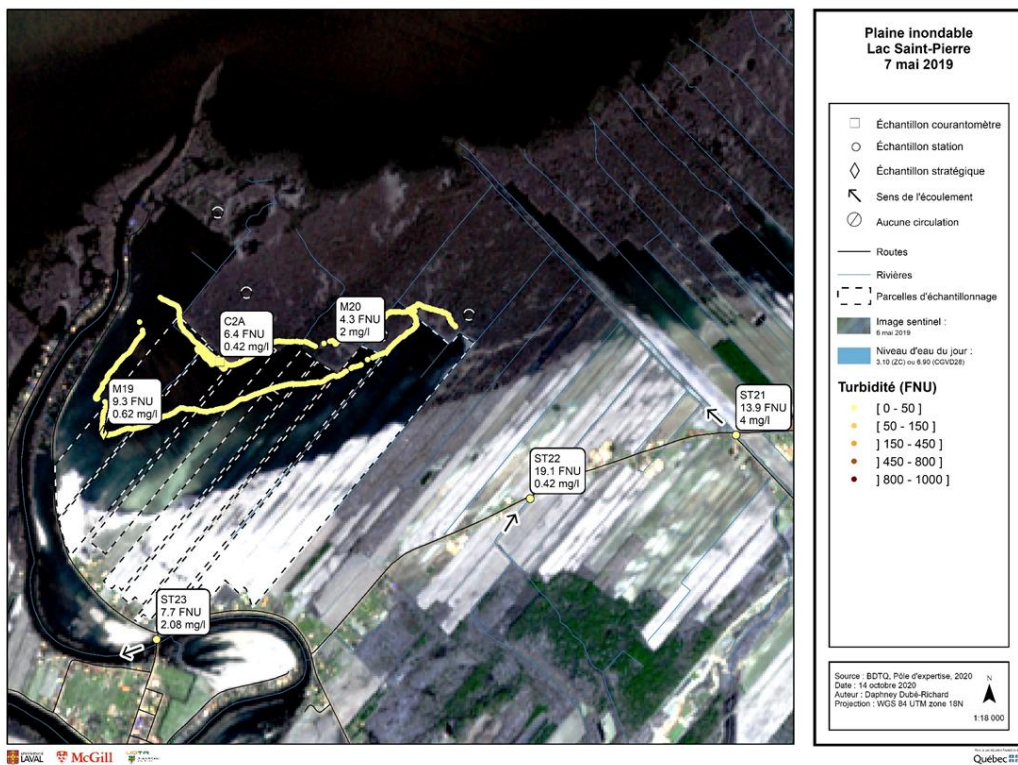


Figure 45 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la deuxième phase de crue en 2019. Étant donné le niveau d'eau important, un mouvement latéral vers l'est s'installe (C2A). On remarque également sur l'image Sentinel-2 qu'à la jonction entre la terre et l'eau, les sédiments sont soulevés du fond et créent une turbidité d'origine locale. À cet endroit précis, la couverture du sol de la parcelle sous-jacente est un facteur déterminant dans la valeur de turbidité mesurée.

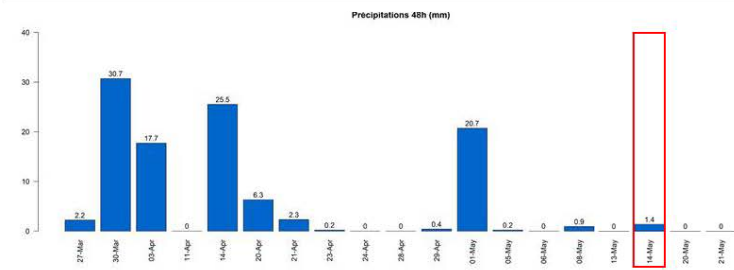
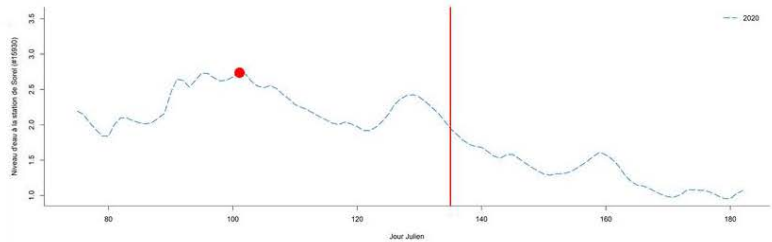
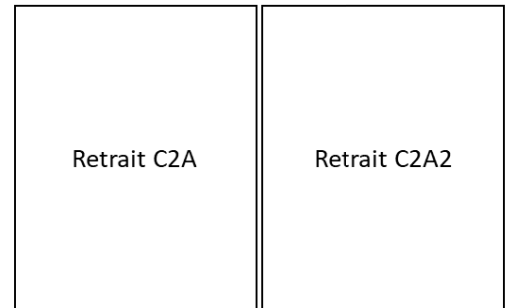
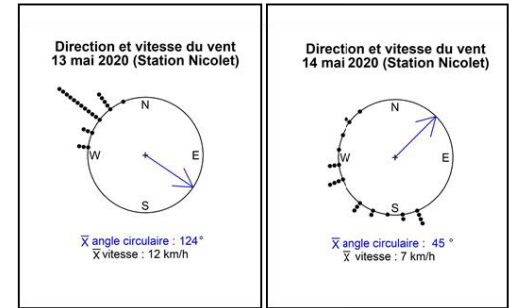
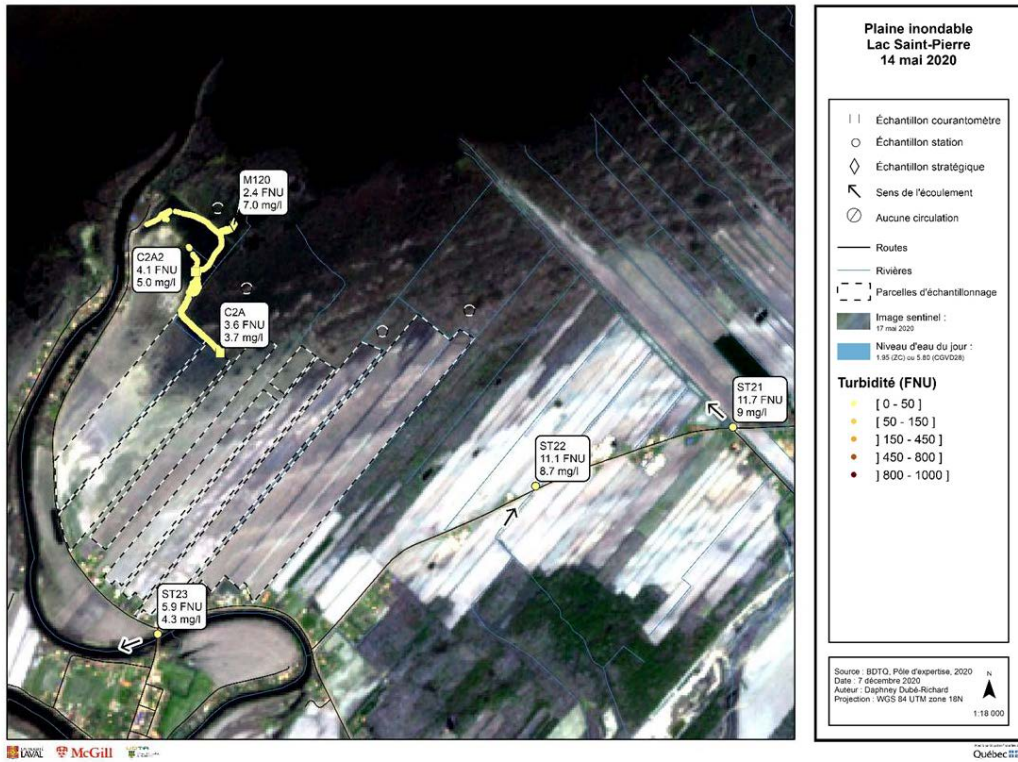


Figure 46 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Pierreville lors de la troisième phase de crue en 2020. Les valeurs de turbidité mesurée restent toujours les plus faibles. Les courantmètres sont rapidement exondés.

ANNEXE 5

Résumé visuel des journées terrain : Baie-du-Febvre Ouest

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées

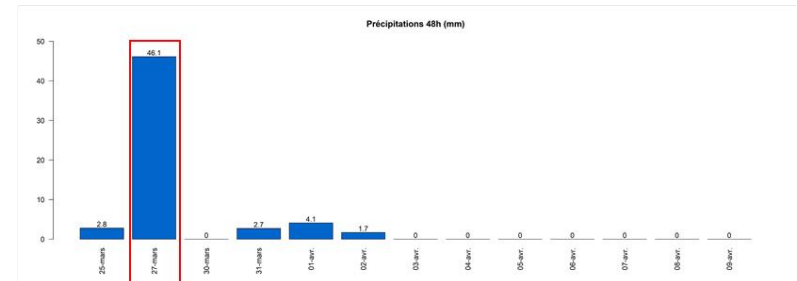
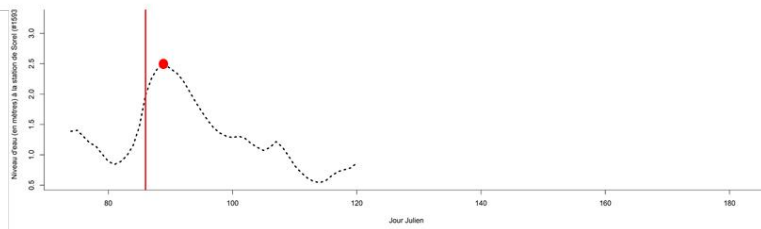
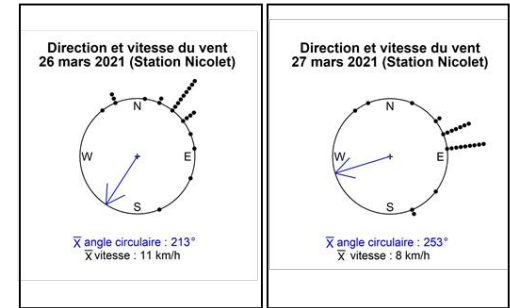
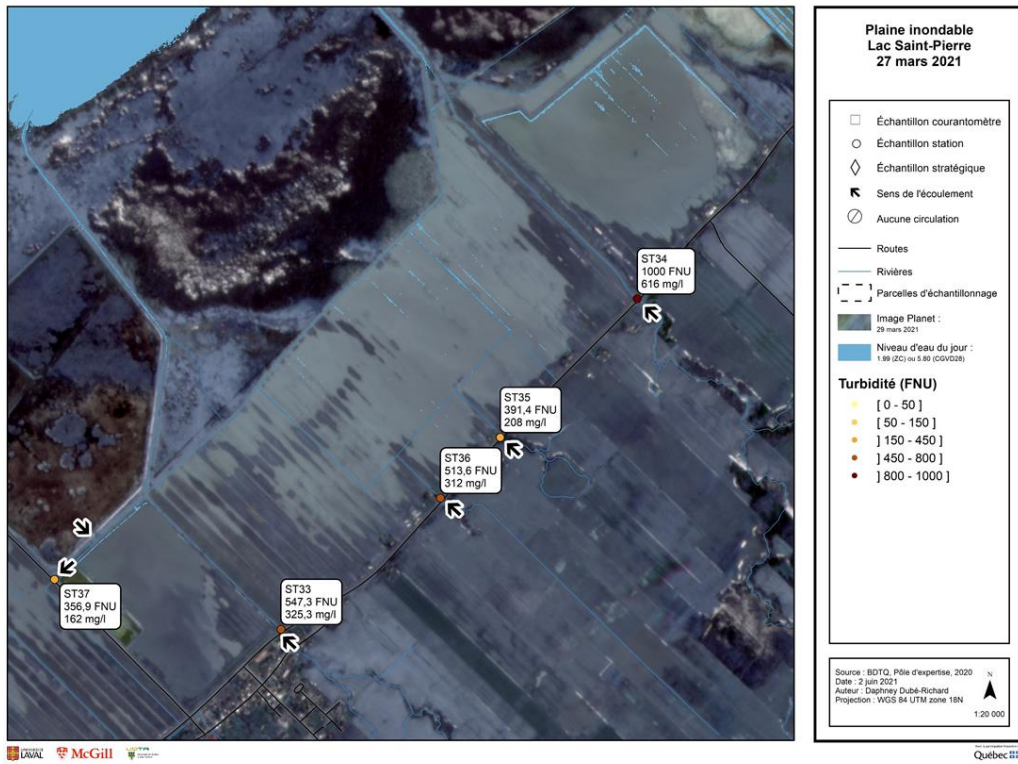


Figure 47 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Les valeurs de turbidité mesurée dans les ruisseaux sont très élevées. Les bassins de rétention de l'eau de fonte pour la sauvagine sont pompés et se déversent vers le fossé. L'eau de fonte claire dilue l'eau turbide dans le fossé. Les eaux se mélangent et s'écoulent en direction sud-ouest, ce qui explique la valeur de turbidité plus faible mesurée à la station 37.

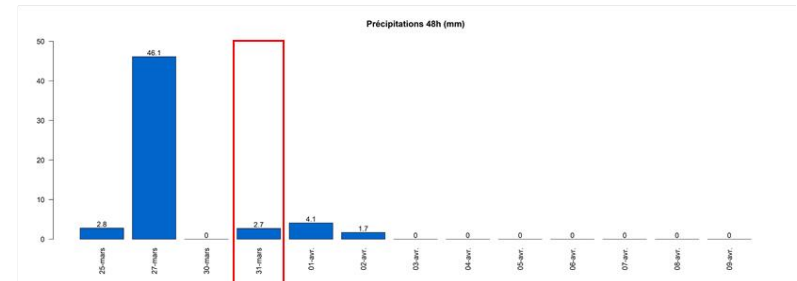
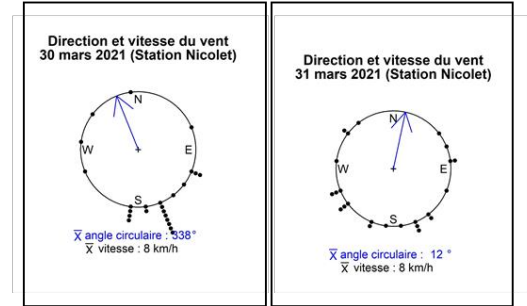
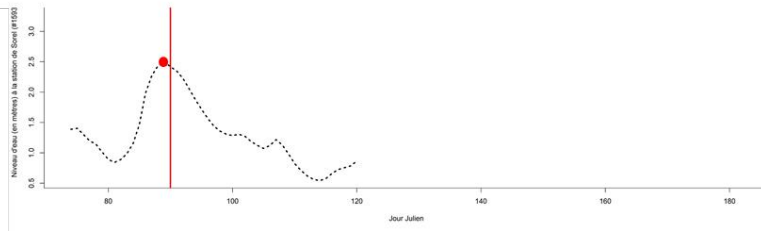
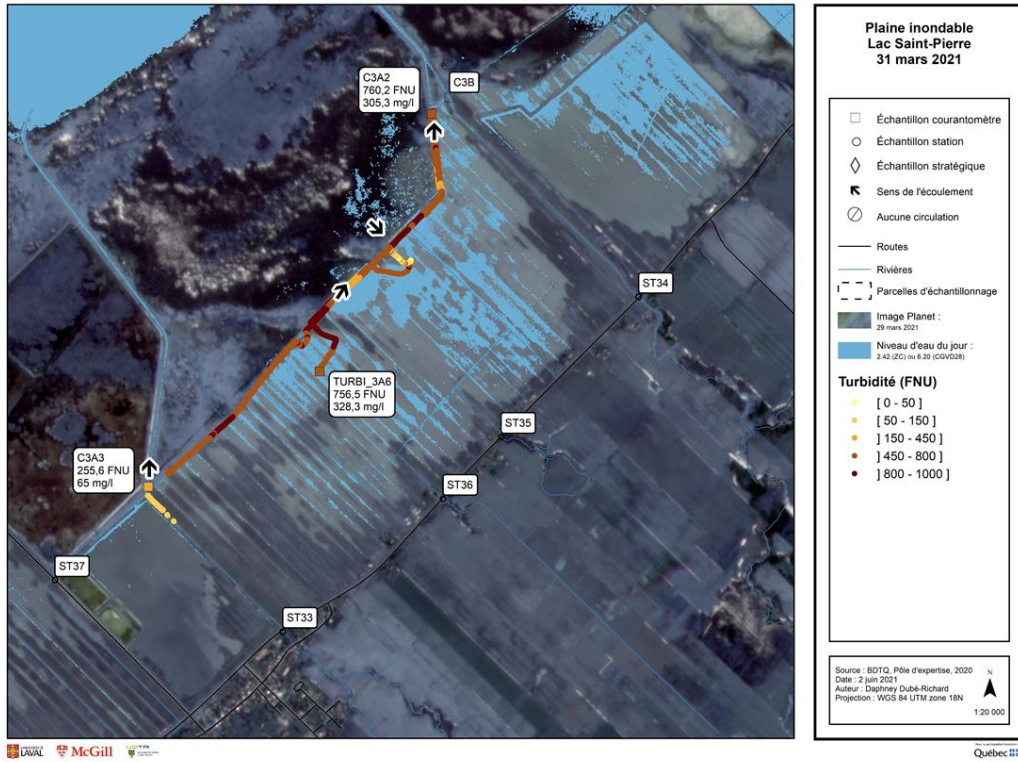


Figure 48 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la première phase de crue en 2021. Le faible niveau d'eau a confiné notre transect dans le fossé. L'eau de fonte issue des territoires de la défense nationale se déverse dans le fossé à différents endroits, diluant de façon sporadique l'eau turbide dans le fossé.

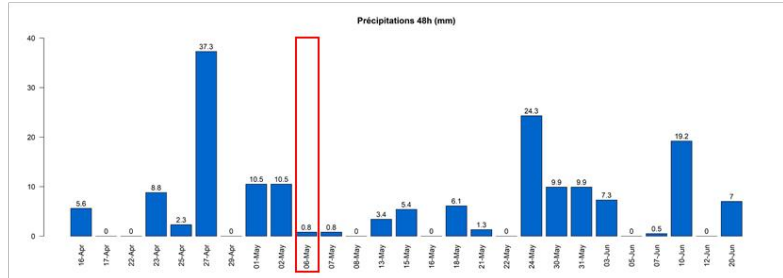
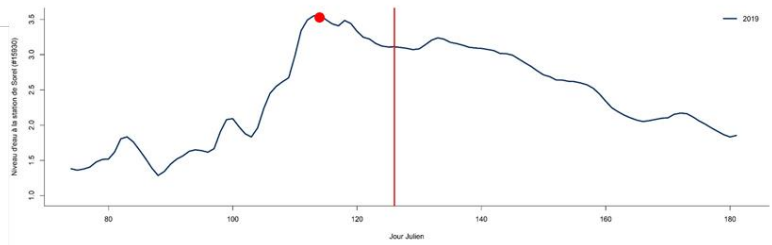
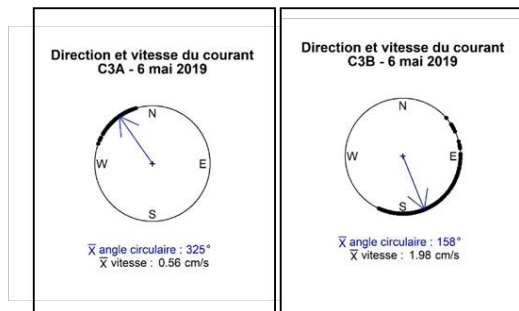
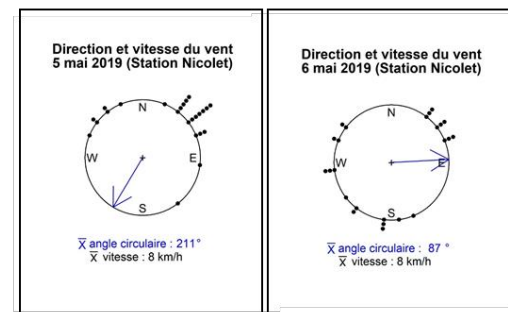
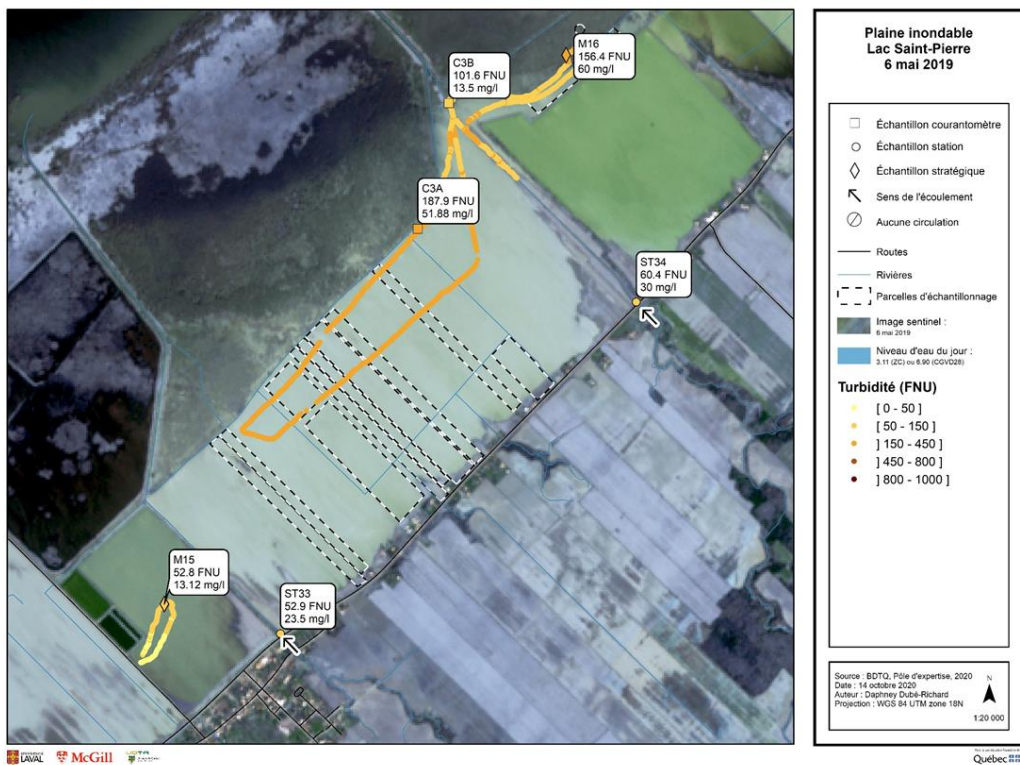


Figure 49 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau du fleuve entre dans la plaine inondable par la rivière Brielle (C3B). L'effet de dilution est assez localisé près de la rivière et la turbidité reste assez élevée au-dessus des parcelles agricoles. Dans les parcelles endiguées près des étangs d'épuration, la turbidité est moindre dû à l'absence d'apports externe de turbidité par les ruisseaux.

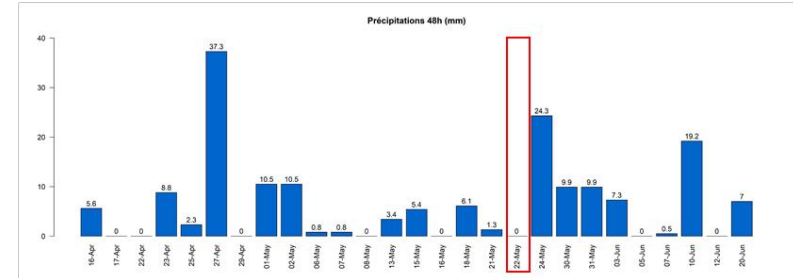
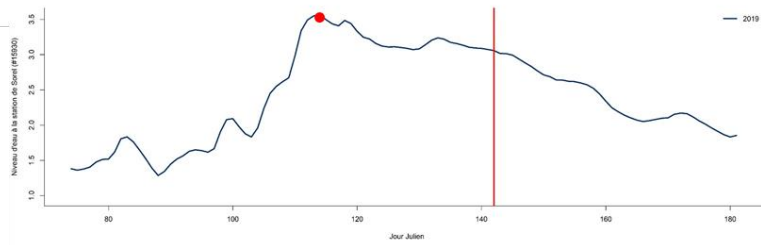
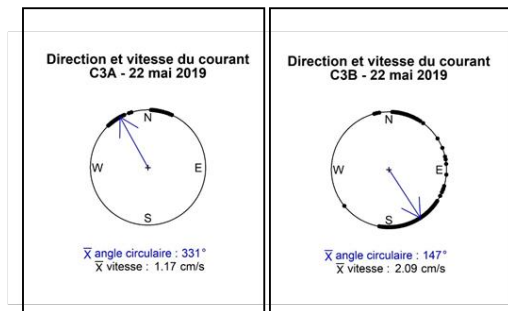
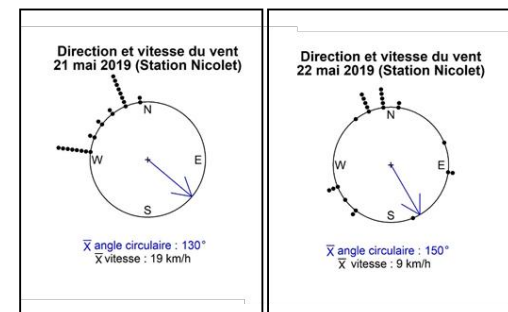
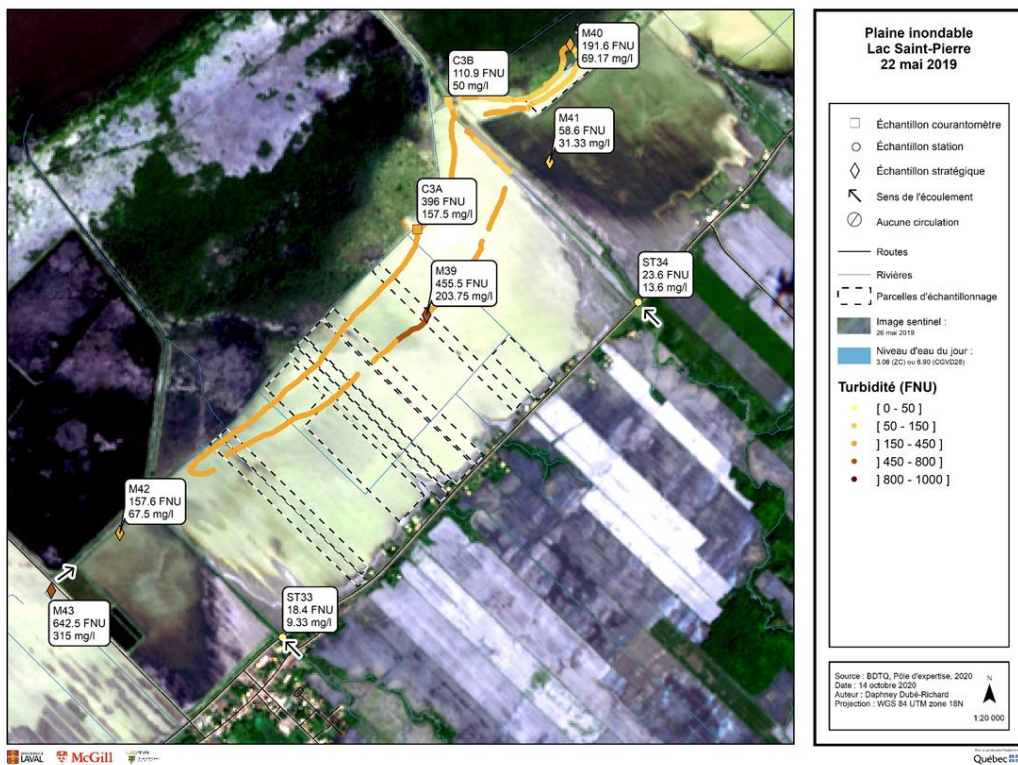


Figure 50 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la deuxième phase de crue en 2019. Le courantmètre C3B affiche toujours une direction sud-est. Les parcelles endiguées près des étangs d'épuration ainsi que celles à l'est de la rivière Brielle enregistrent des turbidités moindres qu'ailleurs dans la plaine, ce qui permet l'activité photosynthétique dans ces bassins.

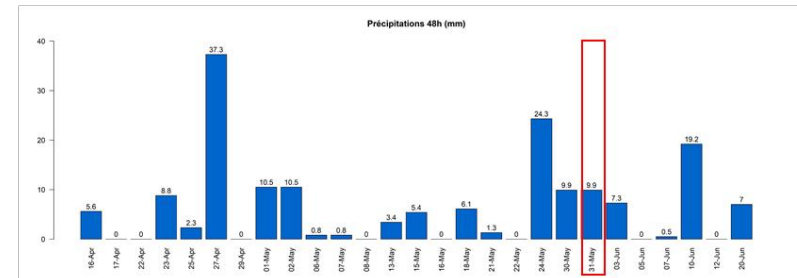
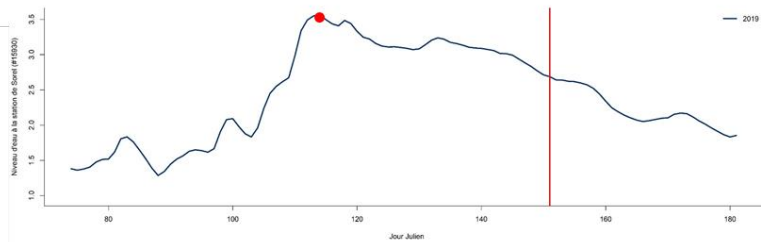
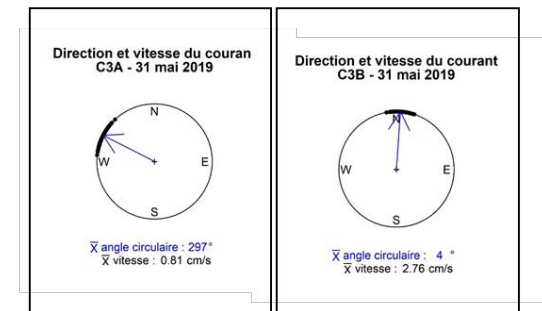
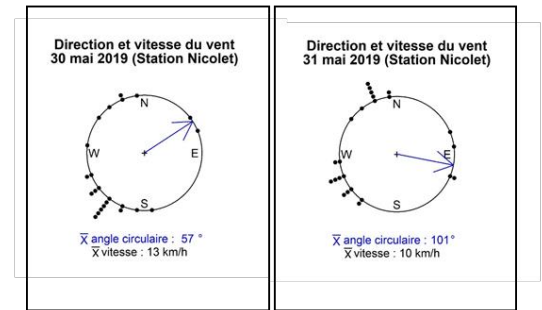
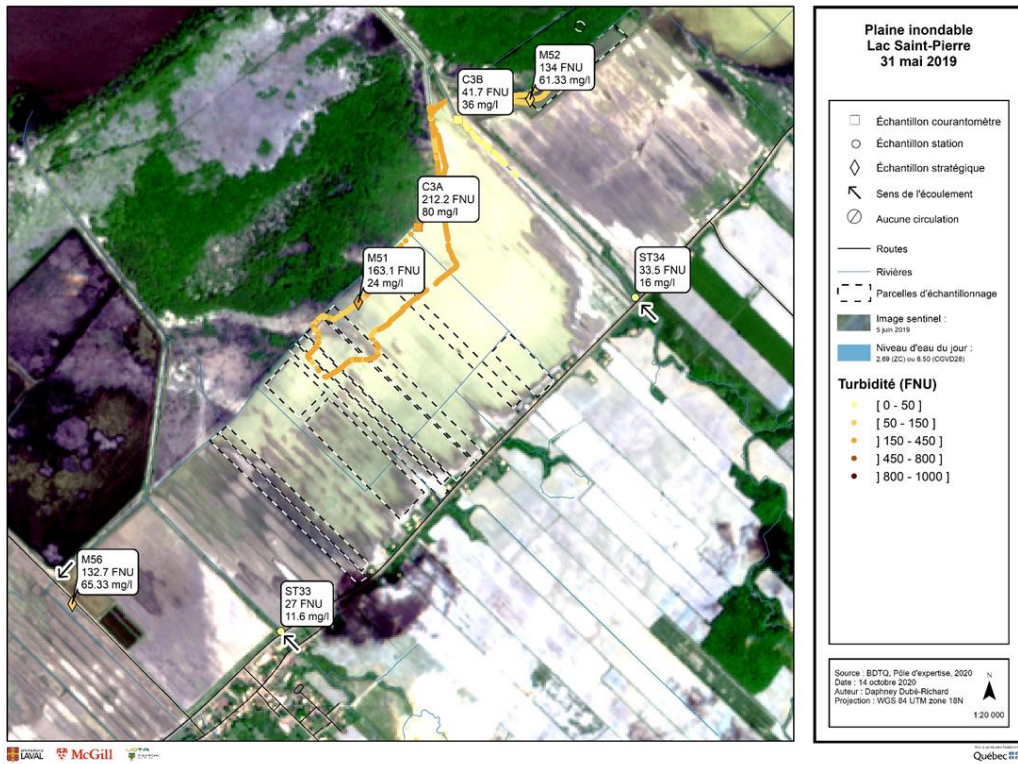


Figure 51 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Ouest lors de la troisième phase de crue en 2019. La plaine inondable se draine tranquillement. La rivière Brielle reprend son sens d'écoulement normal (C3B). La turbidité diminue légèrement. L'eau au-dessus des parcelles se dirige vers le fossé (C3A) pour ensuite rejoindre la rivière Brielle plus en aval.

ANNEXE 6

Résumé visuel des journées terrain : Baie-du-Febvre Est

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées

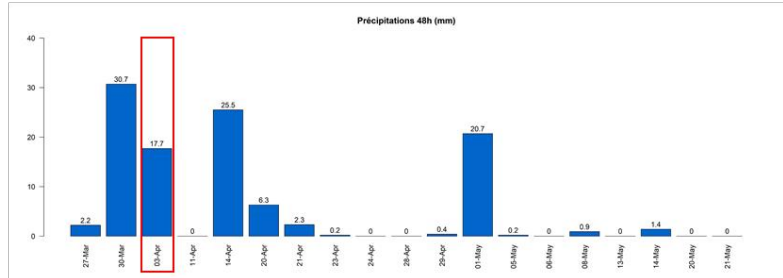
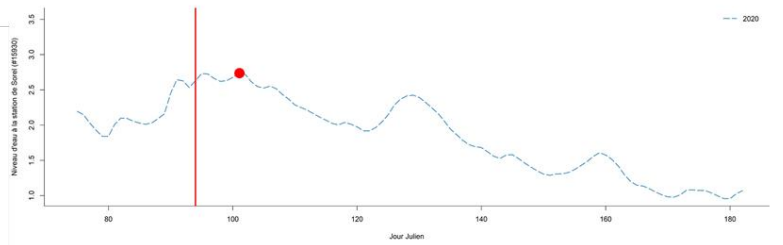
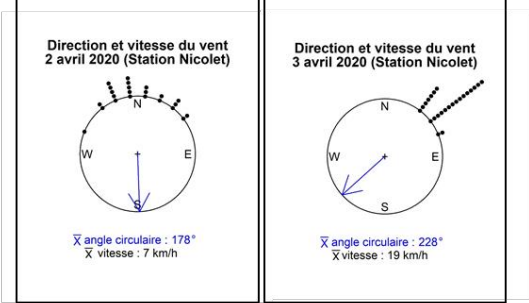
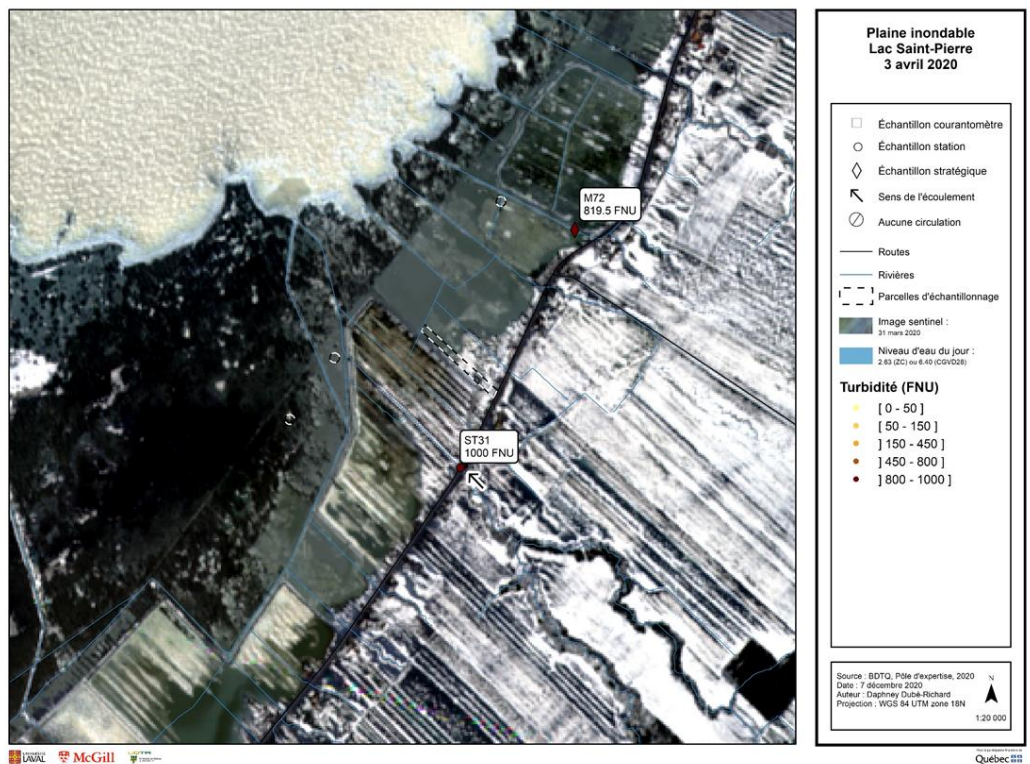
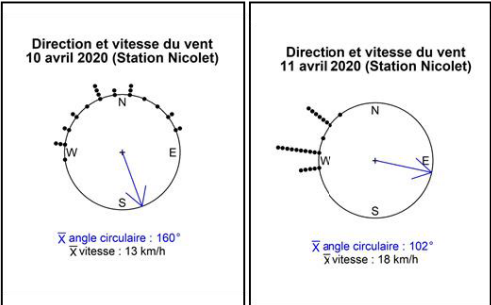
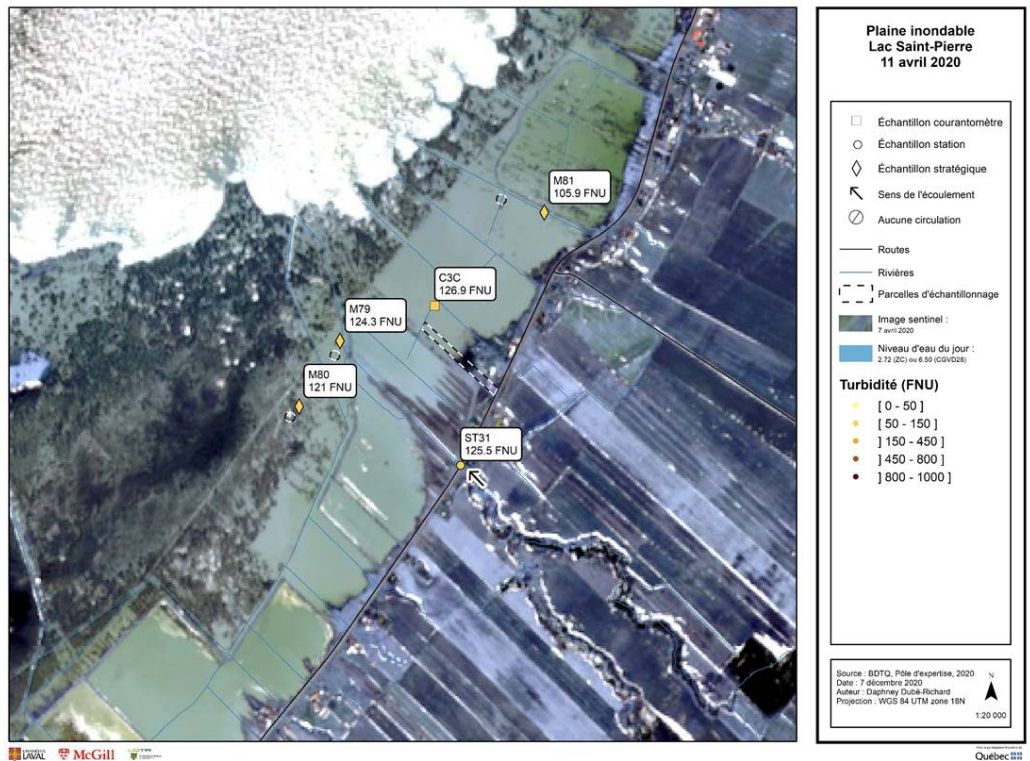


Figure 52 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la première phase de crue en 2020. La fonte des neiges et les précipitations entraînent des particules de sols dans les cours d'eau qui se dirigent vers la plaine inondable, la turbidité y est très élevée.



Installation C3C

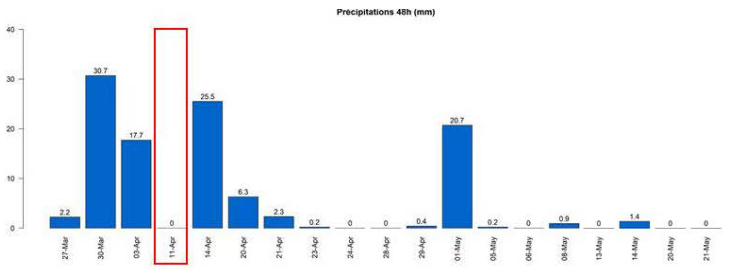
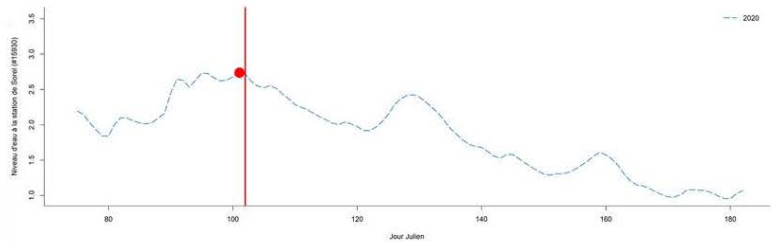


Figure 53 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la première phase de crue en 2020. L'eau emprisonnée dans la plaine à cause de la glace encore présente dans le fleuve stagne dans la plaine. Les plus grosses particules de sols se déposent au fond de l'eau provoquant une diminution assez rapide de la turbidité.

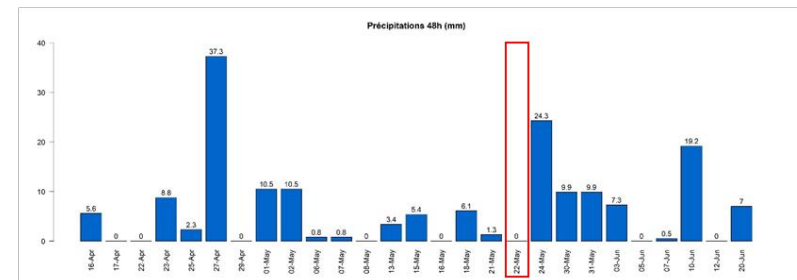
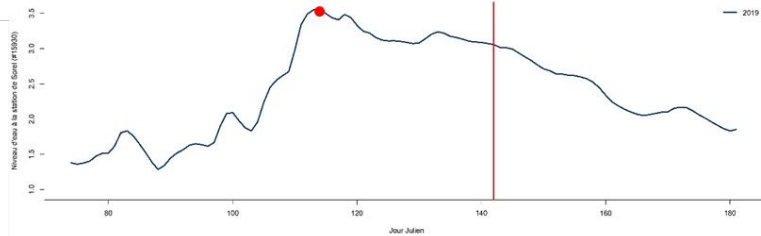
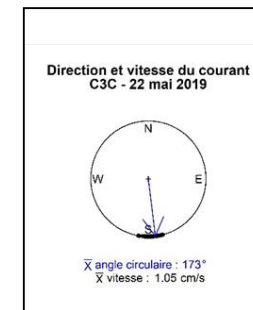
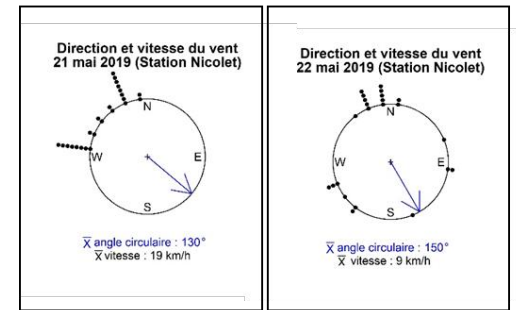
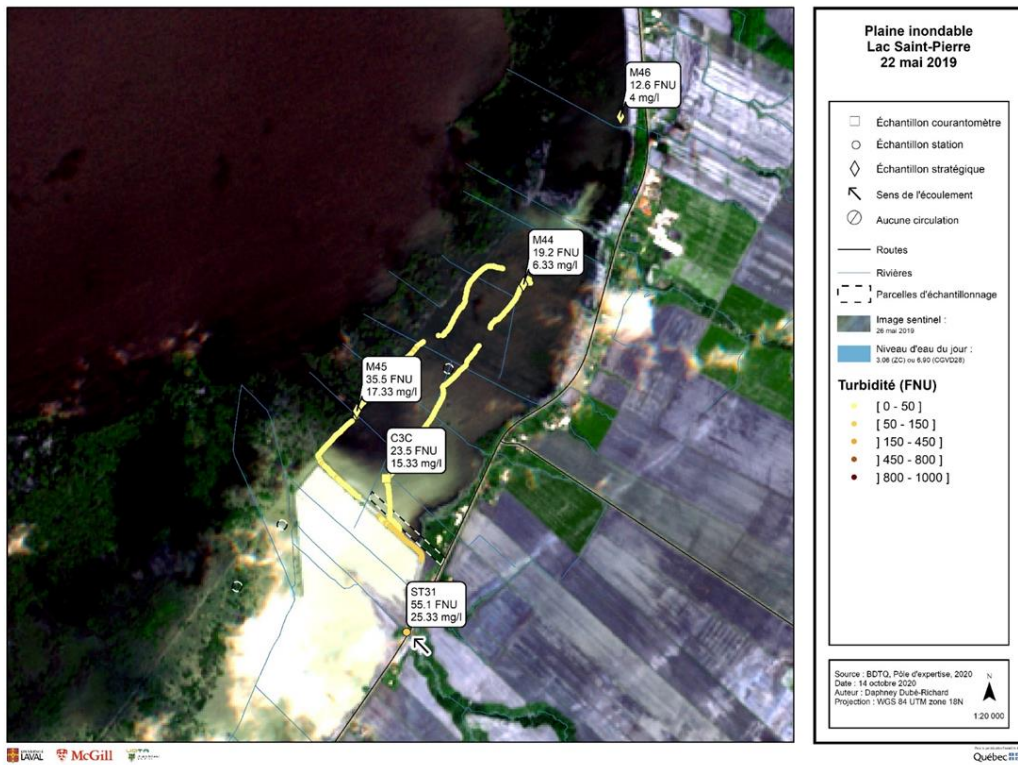


Figure 54 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la deuxième phase de crue en 2019. En fonction du niveau d'eau atteint, le ruisseau David-Houle (ST31) peut avoir un effet sur les parcelles à l'est de ce dernier. Toutefois, si le niveau d'eau n'est pas assez élevé, la digue l'empêchera de se mélanger avec les eaux à l'est. Lors de cette phase, l'eau du fleuve entre par le fossé (M45). On décèle également un écoulement vers l'est sur les images Sentinel-2.

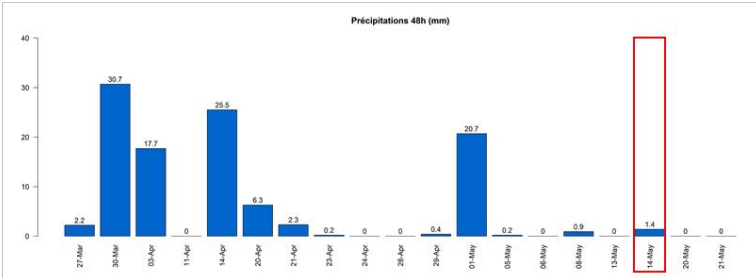
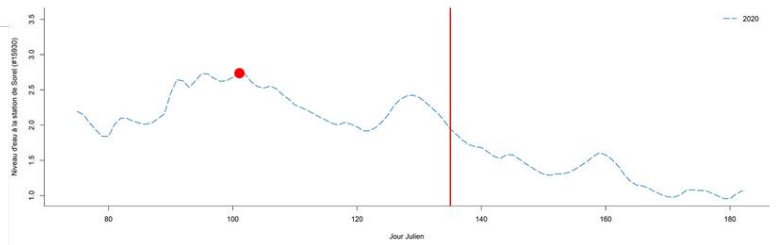
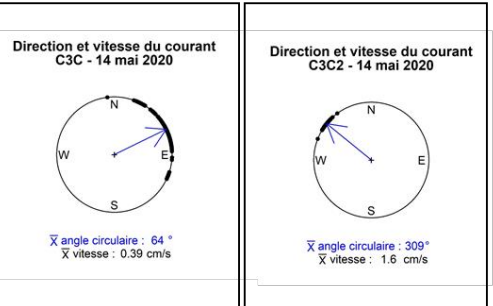
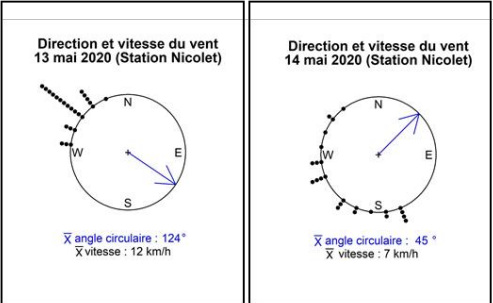
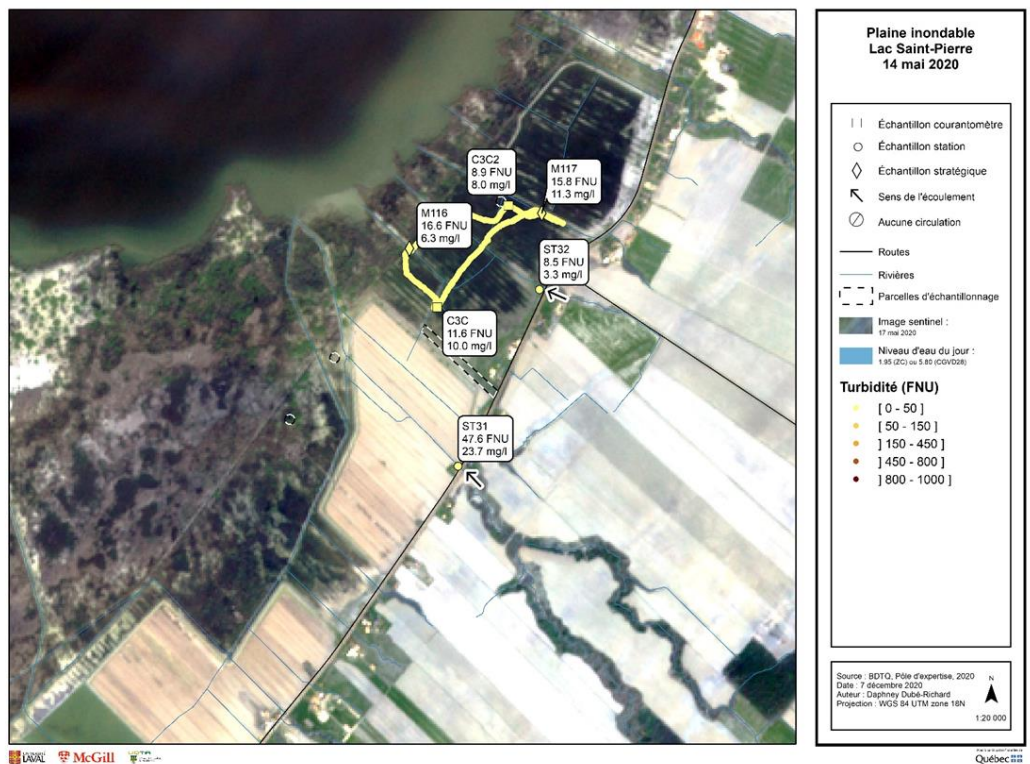


Figure 55 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la troisième phase de crue en 2020. L'eau au-dessus des parcelles endiguées est pompée pour permettre aux agriculteurs une entrée au champ plus hâtive. Dans les parcelles non endiguées, l'eau fait une boucle vers l'est (C3C) et est ensuite déviée par la digue de l'autre côté pour ensuite emprunter le cours d'eau de la station 38 afin de rejoindre le fleuve.

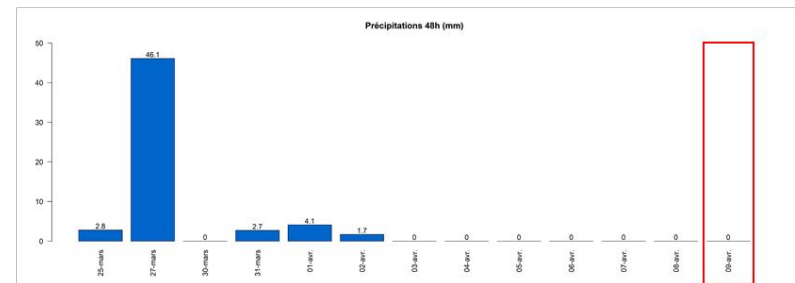
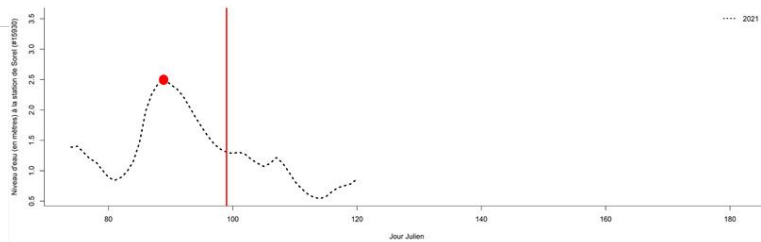
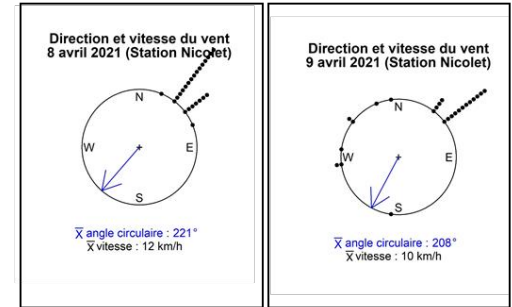
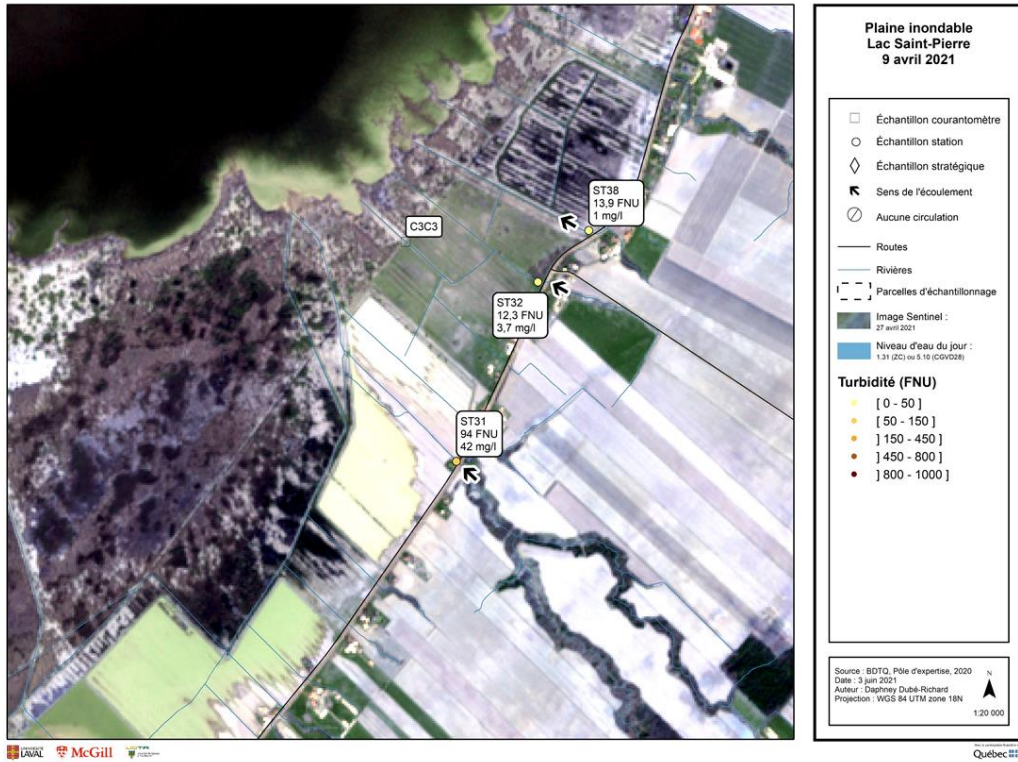
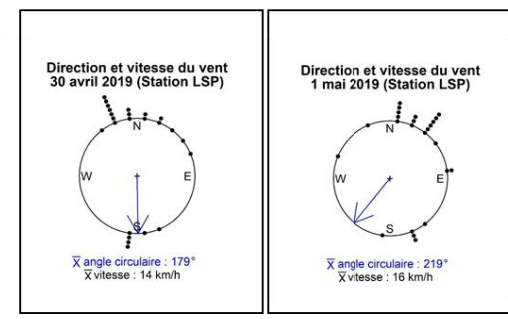
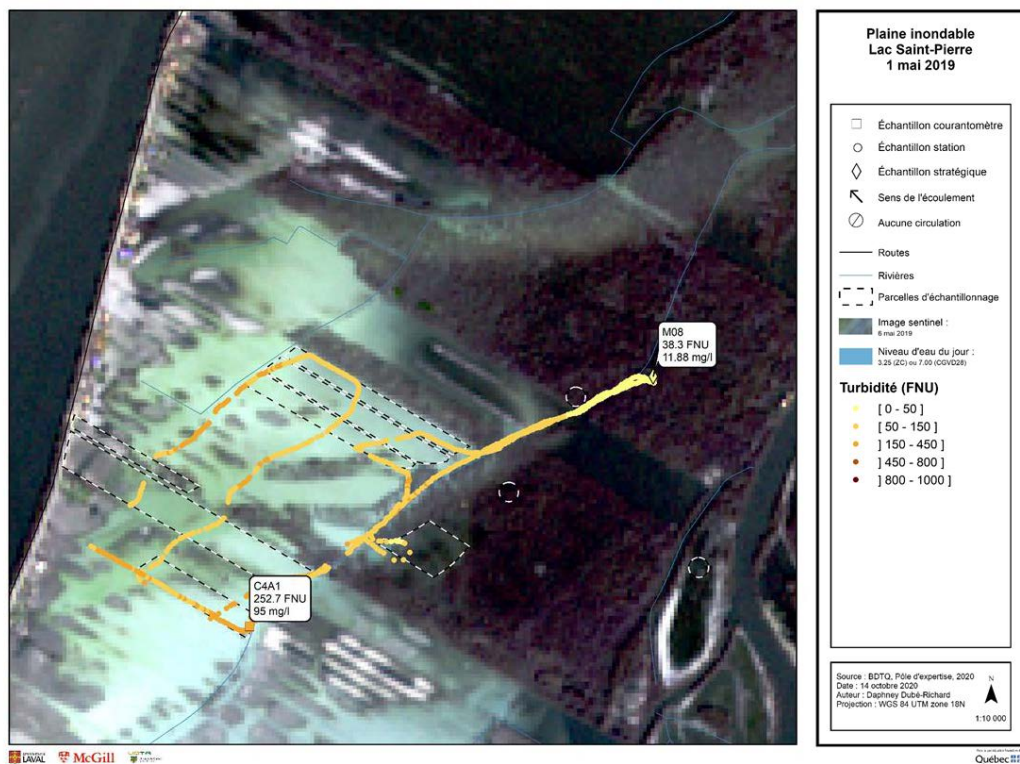


Figure 56 : Résumé visuel d'une sortie terrain à Baie-du-Febvre Est lors de la troisième phase de crue en 2021. Lorsque les niveaux d'eau sont faibles et que les crues sont de courte durée, l'eau à l'intérieur des digues est conservée plus longtemps pour permettre le repos de la sauvagine. La gestion des pompes a donc un effet sur le contexte hydrologique de la plaine.

ANNEXE 7

Résumé visuel des journées terrain : Île Dupas

* Seules les journées terrain les plus pertinentes sont présentées



Installation C4A1

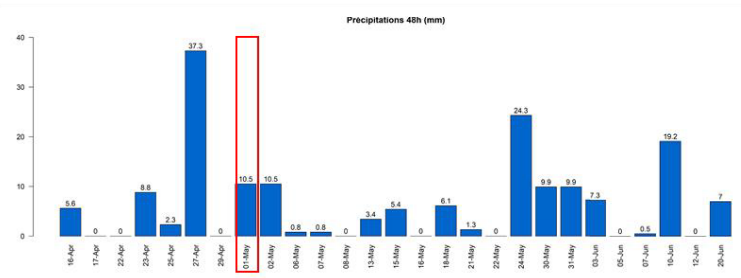
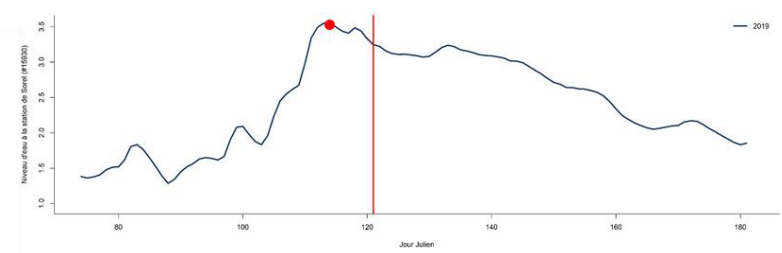


Figure 57 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la première phase de crue en 2019. La turbidité de ce secteur est influencée par les parcelles agricoles locales et par l'eau du fleuve. Puisque l'influence est seulement locale, l'eau n'est pas soumise à des régimes torrentiels dans les cours d'eau. La turbidité est donc assez faible comparativement aux autres secteurs lors de la première phase de crue.

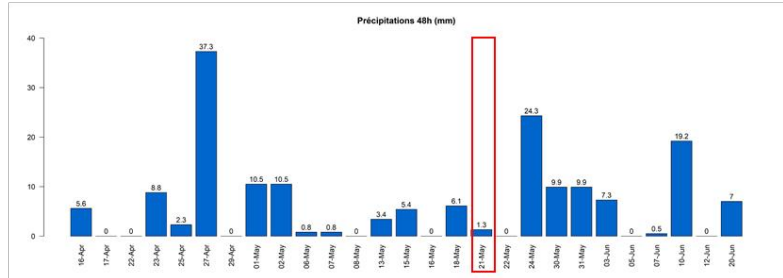
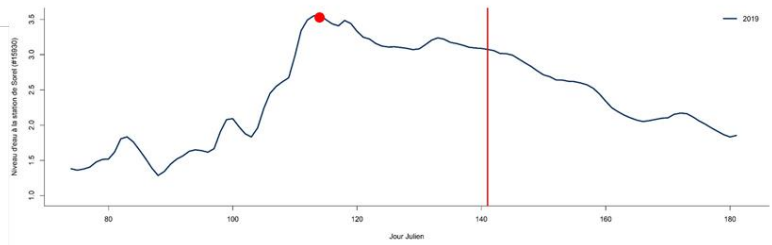
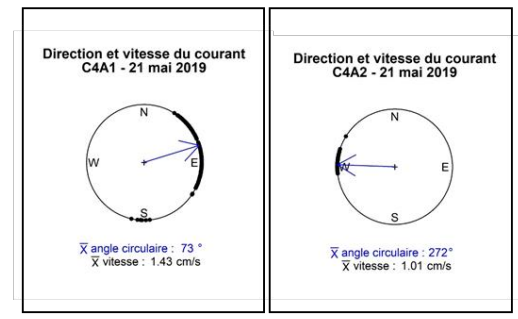
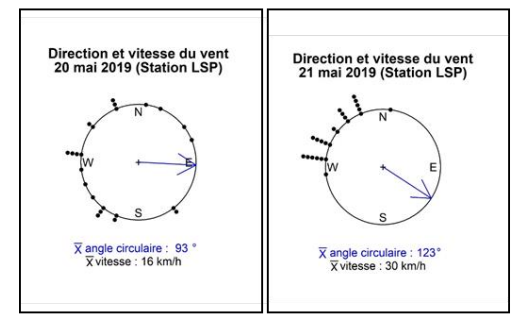
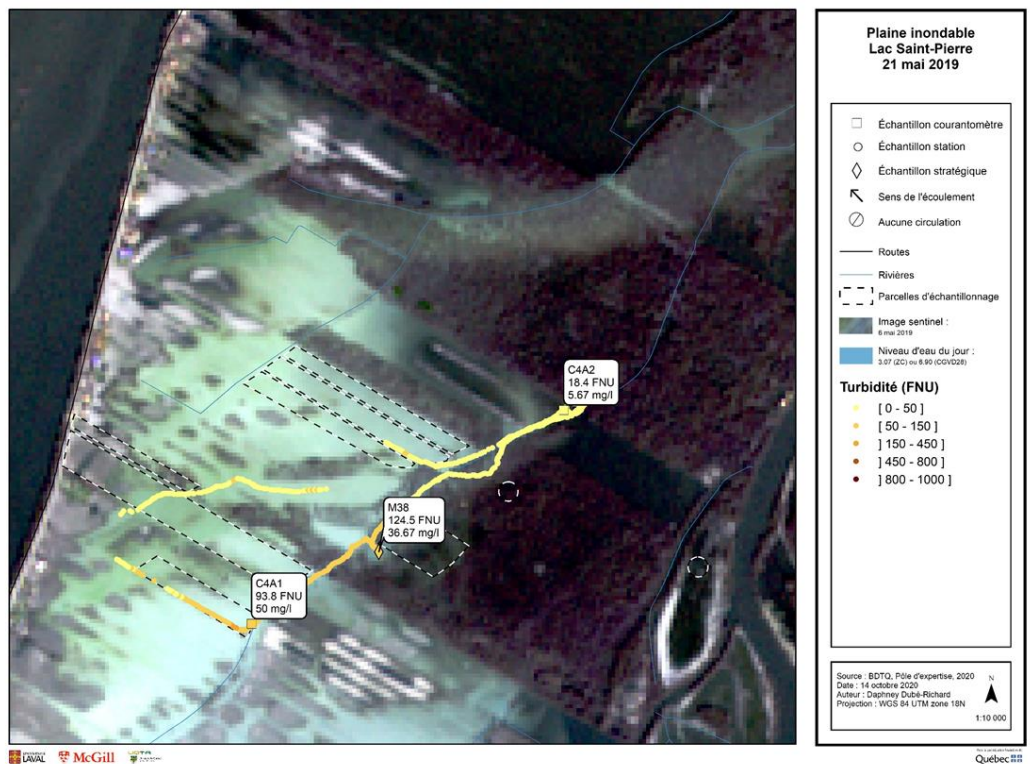


Figure 58 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la deuxième phase de crue en 2019. L'eau de fonte locale se dirige vers l'est (C4A1) alors que l'eau du fleuve qui monte se dirige vers l'est (C4A2). Cela crée une séparation des masses d'eau plus turbide à l'ouest et moins turbide à l'est, ainsi qu'un bouchon vaseux au centre. L'eau passe alors par le cours d'eau au nord du secteur pour rejoindre le fleuve.

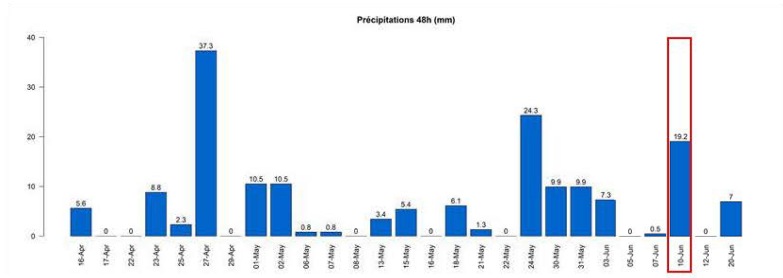
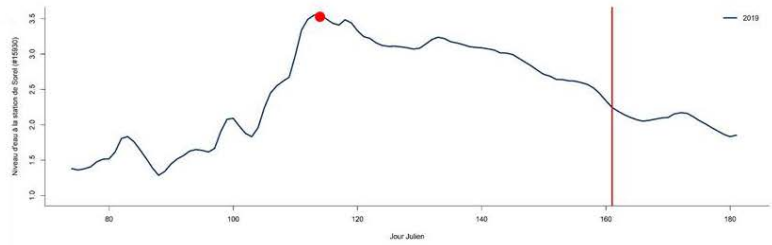
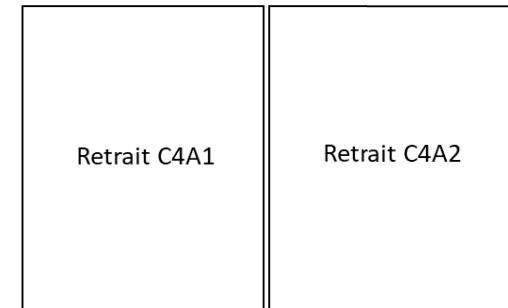
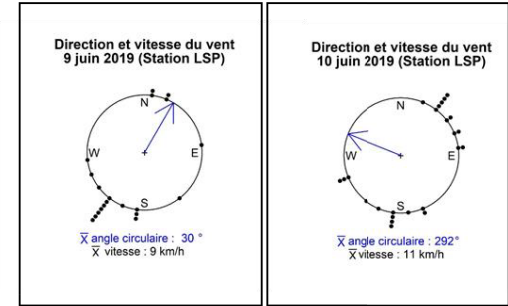
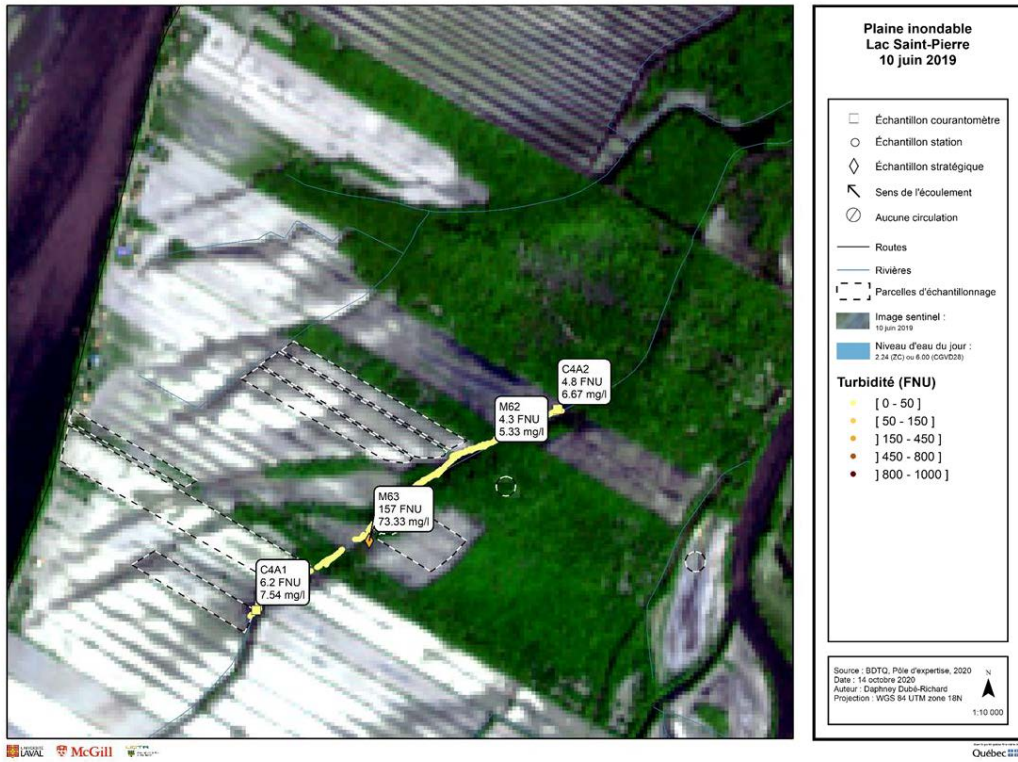


Figure 59 : Résumé visuel d'une sortie terrain à l'Île Dupas lors de la troisième phase de crue en 2019. L'eau finit par se retirer par les deux ruisseaux du secteur et la turbidité diminue.