

RAPPORT FINAL

OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'EAU
DE SURFACE EN BASSINS VERSANTS
AGRICOLES
RÉSEAU MASSAWIPPI, ESTRIE

Aubert Michaud, Ph. D.

Jacques Desjardins, Mireille Dubuc, Ariane Drouin, Michèle Grenier,

Rapport présenté à la Direction de l'agroenvironnement et du développement durable,
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation

Mars 2017

Projet IRDA # : 900067

L'IRDA a été constitué en mars 1998 par quatre membres fondateurs, soit le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et le ministère de l'Économie, de l'Innovation et des Exportations (MEIE).

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement est une corporation de recherche à but non lucratif qui travaille à chaque année sur une centaine de projets de recherche en collaboration avec de nombreux partenaires du milieu agricole et du domaine de la recherche.

Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

Notre vision

En 2016, l'IRDA est reconnu à l'échelle canadienne comme un chef de file en recherche, développement et transfert en agroenvironnement. L'IRDA se démarque par son approche intégrée et par le dynamisme de ses partenariats qui lui permettent d'anticiper les problèmes et de proposer des solutions novatrices répondant aux besoins des agriculteurs et de la société.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

PARTENAIRES



OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE EN BASSINS
VERSANTS AGRICOLES
RÉSEAU MASSAWIPPI, ESTRIE

Présenté à :

**Direction de l'agroenvironnement et du développement durable,
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation**
200, chemin Sainte-Foy, 10e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Préparé par :



Aubert Michaud, PhD
IRDA

LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

Michaud, A.R., J. Desjardins, M. Dubuc, A. Drouin, M. Grenier. 2016. Rapport final de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles pour le réseau Tomifobia, Estrie. Rapport de recherche. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Québec, Canada. 72 pages plus annexes

Les résultats, opinions et recommandations exprimés dans ce rapport n'engagent aucunement le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

ÉQUIPE DE RÉALISATION DU PROJET

- Responsable scientifique et chargé de projet: Aubert Michaud, Ph. D., IRDA
- Jacques Desjardins, IRDA
- Mireille Dubuc, IRDA
- Ariane Drouin, IRDA
- Michèle Grenier, IRDA

COLLABORATEURS

- Roberto Toffoli, Conseiller en agroenvironnement, Direction régionale de la Mauricie, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
- Nezha Hayani, Direction de l'agroenvironnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
- Marie-Andrée Audet, Réseau AgriConseils Estrie
- Chloé Boucher-Ravenhorst, Réseau AgriConseils Estrie
- Stéphanie Durand, Club agroenvironnementale de l'Estrie
- Patrick Désilets, Bleu Massawippi

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Aubert Michaud

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 643-2380, poste 690

Courriel : aubert.michaud@irda.qc.ca

REMERCIEMENTS

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par la Direction de l'agroenvironnement et du développement durable du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Des remerciements s'adressent également à l'IRDA qui a fourni une contribution importante à la réalisation de cette étude. Les auteurs remercient également les fermes participantes au projet, de même que l'appui technique fourni par le personnel du Réseau Agriconseils Estrie, de la Direction régionale de la Mauricie du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, du Club agroenvironnementale de l'Estrie, de même que de l'équipe de Bleu Massawippi.

Avant-propos

Ce document offre une synthèse des suivis hydrométriques et des actions agroenvironnementales entreprises dans les deux micro-bassins versants de l'*Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles* du réseau d'étude du Lac Massawippi en Estrie pour la période 2009-2015.

Les activités de recherche-action coordonnées par l'IRDA et financées par le MAPAQ avec la participation des comités locaux de bassins versants s'inscrivent dans le *Plan d'intervention agroenvironnemental sur les algues bleu-vert du gouvernement du Québec (2007-2017)* et le *Plan d'intervention agroenvironnementale sur les algues bleu-vert (ZIPP- Zones Prioritaires sur le Phosphore)*. Grâce aux dispositifs expérimentaux de l'*Observatoire*, le développement de connaissances spécifiques aux transferts diffus de sédiments, de nutriments et de microorganismes pathogènes vers les eaux de surface appuie les actions concertées des communautés rurales dans la mise en valeur de leurs bassins versants.

RÉSUMÉ

La prévention de l'enrichissement en nutriments du Lac Massawippi, aux prises avec des épisodes récurrents d'inflorescences de cyanobactéries, a motivé la mise en œuvre d'un réseau d'études en micro-bassins agricoles dans le cadre de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles. Le réseau d'études a permis une description détaillée du fonctionnement hydrologique de deux micro-bassins versants agricoles, soit celui du ruisseau Brook (716 ha), affluent direct du Lac Massawippi, de même que celui du ruisseau Cass (618 ha) qui alimente la rivière Tomifobia, principal affluent du même lac. L'écoulement des eaux dominée par les parcours souterrains dans les deux micro-bassins à l'étude témoigne d'une occupation des sols, dominée par la forêt et les cultures fourragères pérennes. Les épisodes de crues à forte composante de ruissellement de surface sont courts et intenses, et concentrent l'essentiel des exportations de sédiments et du phosphore, à dominance particulière, vers les exutoires des ruisseaux. Un taux de ruissellement de surface relativement plus important au bassin Brook, malgré un relief beaucoup moins accidenté, reflète le mauvais drainage naturel d'une portion du micro-bassin. Cette émission accrue de ruissellement explique des taux d'exportation de sédiments et de phosphore relativement plus importants qu'au ruisseau Cass.

Les charges annuelles mesurées de sédiments (91 à 228 kg/ha), de nitrates (8 à 12 kg N/ha) et de phosphore (0.22 à 0.65 kg P/ha) demeurent somme toute modestes, comparées aux autres bassins versants de l'Observatoire à l'étude, dont les vocations agricoles sont plus intensives. Les suivis hydrologiques des ruisseaux ont également mis en relief l'influence marquée des deux marais qui interceptent le cours du tronçon principal du ruisseau Cass. Ces effets incluent un laminage des crues, la rétention de sédiments, le captage de phosphore et sa réorganisation en forme plus soluble, de même que la dénitrification de l'azote. Le dispositif expérimental en bassins jumeaux, arrimant l'enregistrement en continu des débits et des signaux de conductivité et de turbidité, de même que le prélèvement et le dosage d'échantillons des eaux des micro-bassins, a permis de quantifier les effets d'une action concertée sur la qualité de l'eau du ruisseau Brook (bassin Intervention) en utilisant les observations hydrométriques du ruisseau Cass à titre de référence (bassin Témoin) au cours de deux périodes distinctes, soit précédant l'intervention (période de référence 2009-2011) et suivant cette dernière (période d'évaluation 2013-2015). L'implantation de cultures de couverture et la culture sur résidus sur la plus large part des superficies en cultures annuelles vulnérables du bassin du ruisseau Brook s'est traduite en une réduction significative des exportations de sédiments de l'ordre de 40%, et ce malgré une augmentation substantielle des superficies dédiées à la culture du maïs, aux dépens des cultures pérennes au cours de la période d'évaluation.

L'atténuation significative du flux de sédiments au ruisseau Brook ne s'est cependant pas traduite en réduction significative des flux de phosphore total, notamment en raison d'une augmentation significative de l'exportation de phosphore réactif dissous. Cette augmentation de l'exportation de P réactif et soluble est principalement attribuée à l'application d'engrais de ferme, peu ou non incorporé, sur les cultures de couverture et les prairies. Une implication pratique de ce constat est toute la pertinence de combiner les lignes de défense agroenvironnementales afin d'assurer des retombées optimales aux investissements consentis dans la préservation de la qualité des sols et de l'eau de surface. Dans le contexte du lac Massawippi et son bassin versant, les modalités de gestion des engrais de ferme et les systèmes de culture du bassin versant sont particulièrement interpellés.

Table des matières

Avant-propos.....	5
RÉSUMÉ	6
Table des matières.....	7
Liste des tableaux	8
Liste des figures	10
1 Introduction.....	12
2 Méthodologie.....	13
2.1 Description des sites d'étude	13
2.2 Dispositifs et protocoles expérimentaux.....	23
3 Résultats.....	36
3.1 Problématique et action agroenvironnementale	36
3.2 Suivi hydrologique.....	40
3.2.1 Hauteurs d'eau et débits.....	40
3.2.2 Concentrations et charges sédimentaires.....	46
3.2.3 Concentrations et charges de nutriments	52
4 Conclusion	69
5 Références citées	73
Annexes	76

Liste des tableaux

Tableau 1. Élévations et pentes dans les bassins expérimentaux des ruisseaux Brook et Cass.	15
Tableau 2. Série, texture et qualité du drainage des sols des bassins expérimentaux des ruisseaux Brook et Cass.....	15
Tableau 3. Occupation du territoire des micro-bassins des ruisseaux Cass et Brook.....	21
Tableau 4. Répartition des superficies cultivées des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass.	21
Tableau 5. Distribution des taux de richesse en phosphore des sols en culture des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).....	21
Tableau 6. Distribution des indices de saturation en phosphore des sols en culture des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).....	22
Tableau 7. Taux spécifiques moyens d'application de N et P total (engrais de ferme et de synthèse confondus) dans les micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).....	22
Tableau 8. Bilans des apports totaux en N et P à la surface du sol en excédent du prélèvement par les cultures (2013).....	22
Tableau 9. Besoins des cultures en N et P comblés par la valeur fertilisante efficace des engrais de ferme et de synthèse (2013).	22
Tableau 10. Synthèse des activités d'entretien et de mesures aux stations de l' <i>Observatoire</i> pour la période d'avril 2013 à mars 2015.	26
Tableau 11. Synthèse du nombre et du type d'analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées aux stations de l' <i>Observatoire</i>	26
Tableau 12. Stratification des écoulements de base et de crue pour les périodes de référence (septembre 2009 à octobre 2011) et d'évaluation (avril 2013 à novembre 2015) des micro-bassins des ruisseaux Cass et Brook.....	40
Tableau 13. Séparation des lames d'eau exportées aux exutoires des micro-bassins Cass et Brook en ses composantes d'écoulement souterrain et de ruissellement de surface dérivée de l'analyse du signal de conductivité électrique.....	42
Tableau 14. Charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit des matières en suspension observées aux exutoires des micro-bassins Cass et Brook au moyen des sondes multi-paramètres pour la période de référence 2009-2011 et la période d'évaluation 2013-2015.....	46
Tableau 15. Coefficients de corrélation de Spearman entre les concentrations instantanées en nutriments (N, P et Ca) des eaux des ruisseaux Cass et Brook avec les observations en continu des ruisseaux pertinentes au débit, à la conductivité et à la turbidité.	55
Tableau 16. Modèles de régression linéaire et indicateurs d'ajustement obtenus pour la prédiction des concentrations en Ptotal, Psoin, NO3 et Ca pour les strates distinctes de débit de base et de crue et suivant un modèle complet, mettant à profit les observations des	

sondes multiparamètres, et un modèle réduit, sans contribution des observations des sondes.	58
Tableau 17. Concentrations moyennes pondérées pour le débit et charges annuelles spécifiques de MES, de phosphore, d'azote et de calcium estimées aux exutoires des bassins Brook et Cass en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015) dérivées des séries chronologiques au pas de temps de 15 minutes issues des 32 modèles de régression linéaire propres à chaque variable, micro-bassin et strate de débit.....	59
Tableau 18. Lames d'eau, charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit en MES, phosphore, azote et calcium par strate de débits (crue vs base) et de saison (production vs hiver) estimées aux exutoires des bassins Brook et Cass en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015).....	60
Tableau 19. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le débit instantané et les paramètres de qualité de l'eau instantanés (dosages en laboratoire) au bassin Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.....	62

Liste des figures

Figure 1. Localisation des micro-bassins Cass et Brook en Estrie.....	14
Figure 2. Paysages des bassins des ruisseaux Brook (a) et Cass (b).....	14
Figure 3. Sols du bassin du ruisseau Cass en Estrie.	16
Figure 4. Sols du bassin du ruisseau Brook en Estrie.	17
Figure 5. Utilisation du territoire du bassin du ruisseau Cass en Estrie (BDCA, La Financière, 2013 et carte écoforestière (Ministère des Ressources naturelles du Québec).....	19
Figure 6. Utilisation du territoire du bassin du ruisseau Brook en Estrie (BDCA, La Financière, 2013, et carte écoforestière, Ministère des Ressources naturelles du Québec).....	20
Figure 7. La sonde multi-paramètres (vue rapprochée) installée avec un dispositif de flottaison dans le tube de plastique perforé de pvc (en noir) à la station hydrométrique du ruisseau Cass.	23
Figure 8. Dispositif d'alimentation solaire et d'enregistrement électronique des mesures provenant des sondes à la station hydrométrique du ruisseau Brook.	24
Figure 9. Les sondes barométriques et acoustiques installés dans le cours d'eau permettent la mesure en continu du niveau d'eau et de la vitesse du courant toute l'année.	25
Figure 10. Mesure du débit à l'aide du moulinet hydrométrique.	25
Figure 11. Schéma du traitement des données du suivi hydrologique des micro-bassins de l'Observatoire.	27
Figure 12. Variation de la turbidité et de la conductivité électrique en lien avec le débit sur 24 h lors de la crue du 8 avril 2010 à la station hydrométrique du ruisseau Brook.	29
Figure 13. Variation sur 24 h de la turbidité et de la conductivité électrique en fonction de la hauteur d'eau exportée lors de la crue du 8 avril 2010 à la station hydrométrique du ruisseau Brook.	29
Figure 14. Hauteur d'eau exportée et flux de sédiments observés à l'exutoire du ruisseau Brook du 22 au 24 mars 2010, en réponse à 41 mm de pluie et la fonte de neige (b), du 2 au 3 août 2010, en réponse à une pluie de 100 mm (c) et du 26 au 28 mai 2011 en réponse à une pluie de 103 mm (Michaud, 2013; Extraits du Colloque « Eau courante, on rigole plus »).	38
Figure 15. Concentrations ponctuelles en P total et débits instantanés observés ruisseau Brook pour la période d'étude 2009-2011 (Michaud, 2013; Extraits du Colloque «Eau courante, on rigole plus »).....	38
Figure 16. Séries chronologiques journalières des précipitations, des débits spécifiques et des écoulements souterrains estimés pour les ruisseaux des micro-bassins Cass et Brook pour la période d'avril 2013 à avril 2015. Le ruissellement de surface correspond à la différence entre le débit total et l'écoulement souterrain.	41
Figure 17. Évolutions comparées des débits et des signaux de turbidité et de conductivité aux ruisseaux Cass et Brook lors de la crue 30 septembre au 1er octobre 2010.....	43

Figure 18 Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le débit hebdomadaire du ruisseau Brook (micro-bassin Intervention), utilisant les observations du ruisseau Cass en covariable (micro-bassin Témoin).....	45
Figure 19. Séries chronologiques journalières des concentrations instantanées (15 minutes) de matières en suspension (MES) et des débits spécifiques observés aux stations des ruisseaux Cass et Brook pour la période d'évaluation 2013-2015.....	47
Figure 20. Flux hebdomadaires de sédiments dérivés des mesures en continu du signal de turbidité aux exutoires des bassins Brook (Intervention) et Cass (Témoin) pour les périodes de référence 2009-2011 et d'évaluation 2013-2015.....	48
Figure 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le flux hebdomadaire de matières en suspension (relevé par sondage de la turbidité) du ruisseau Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.	49
Figure 22. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur la concentration et le flux instantané de matières en suspension relevés par échantillonnage et dosage en laboratoire du ruisseau Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.....	51
Figure 23. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station du ruisseau Cass pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.	53
Figure 24. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station du ruisseau Brook pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.	54
Figure 25. Séries chronologiques des flux hebdomadaires de MES, nitrates, phosphore total et calcium estimés aux stations des ruisseaux Cass et Brook du réseau Tomifobia pour la période d'évaluation 2013-2015.....	59

1 INTRODUCTION

Ce rapport de recherche fait état des résultats obtenus dans le cadre de *l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles* en Estrie couvrant la période de mai 2009 à novembre 2015. Suivant un dispositif d'étude en bassins jumeaux, la démarche de suivi hydrologique retenue pour *l'Observatoire* est adaptée à la détection de réponses de la qualité de l'eau en réponse aux actions agroenvironnementales entreprises dans le micro-bassin Intervention (ruisseau Brook) en utilisant les observations colligées à l'exutoire du micro-bassin Témoin (ruisseau Cass) à titre de balise. Trois étapes ont jalonné le déroulement du projet:

- La période de référence (2009-2011) a permis la description des écoulements et de la qualité de l'eau à l'exutoire de chacun des bassins versants expérimentaux en lien avec les caractéristiques physiographiques, l'occupation du territoire et les systèmes de production agricole. Des relations significatives dans les régimes d'exportations de sédiments et de nutriments entre les bassins jumeaux ont également été établies, de façon à servir de balises dans la détection future de changements en réponse aux actions agroenvironnementales concertées dans le bassin *Intervention*.
- La période d'intervention, initiée en 2012, a été dédiée à la mise en œuvre d'actions concrètes de conservation des sols et de l'eau dans le bassin Intervention.
- La reprise en 2013 du suivi de la qualité de l'eau aux exutoires des deux micro-bassins jumeaux avait pour objectif de détecter et de quantifier la réponse de la qualité de l'eau aux actions concertées dans les bassins *Intervention*. Les différences dans les exportations de sédiments et de nutriments des deux micro-bassins en période d'évaluation (2013-2015) sont alors comparées à celles de la période de référence afin de quantifier, de façon relative, le changement dans les taux d'exportation.

La première partie de ce document présente une description des micro-bassins à l'étude de même que la méthodologie employée dans le suivi et l'analyse de leur comportement hydrologique. En deuxième partie, les résultats des suivis hydrologiques des deux micro-bassins sont exposés, précédés d'une description de la problématique agroenvironnementale propre au bassin *Intervention*, de même que d'un bilan des actions agroenvironnementales entreprises par les différents acteurs régionaux en collaboration avec l'équipe de l'IRDA.

2 MÉTHODOLOGIE

Les dispositifs et protocoles expérimentaux mis en œuvre dans le réseau de l'*Observatoire* découlent d'expertises développées par l'équipe *Bassins versants* de l'IRDA dans le cadre de projets antérieurs dans diverses régions agricoles du Québec (Michaud et al., 2005; Michaud et al., 2009a; Michaud et al., 2009b). Ces projets ont permis une meilleure compréhension de la dynamique des transferts diffus de sédiments, des nutriments et microbes pathogènes vers les écosystèmes aquatiques en milieu agricole. Ils ont également permis de valider une approche d'évaluation des retombées environnementales d'actions concertées d'entreprises agricoles à l'échelle du bassin versant. Pour de plus amples informations sur l'application de ces dispositifs et protocoles expérimentaux, le lecteur est invité à consulter ces rapports de recherche, de même que le rapport de la période de référence 2009-2011 de l'*Observatoire* (Michaud et al., 2012a).

2.1 Description des sites d'étude

Le micro-bassin du ruisseau Brook (bassin *Intervention*) couvre une superficie de 716 ha, et est à cheval entre les municipalités de Hatley et de Barnston-Ouest. Le ruisseau Brook se déverse directement dans le Lac Massawipi, à l'est de celui-ci. Le micro-bassin du ruisseau Cass (bassin *Témoin*) occupe pour sa part 618 ha, dans la municipalité de Standstead-Est et fait partie du bassin de la rivière Tomifobia qui s'écoule vers le nord jusqu'au Lac Massawipi. (Figures 1 et 2).

Sols et relief. Les micro-bassins versants des ruisseaux Brook et Cass ont un relief vallonné, comportant des pentes parfois abruptes, typiques de la région de l'Estrie. Le bassin du ruisseau Brook présente néanmoins des pentes moyennes et maximales moins inclinées que le bassin du ruisseau Cass) (Tableau 1).

La texture des sols des micro-bassins expérimentaux est principalement loameuse (60 % des sols du bassin Brook et 85 % de ceux du bassin Cass), ou de type loam sableux (respectivement 39 % et 15 %) tel que décrit au Tableau 2. Les sols des micro-bassins se distinguent cependant par leurs classes de drainage. Alors que le loam Grensboro bien drainé occupe la majeure partie (85%) du micro-bassin Cass, environ le tiers du micro-bassin du ruisseau Brook est occupé par le loam sableux Dufferin associé à un mauvais drainage naturel (Figures 3 et 4).

Tableau 1. Élévations et pentes dans les bassins expérimentaux des ruisseaux Brook et Cass.

Territoire concerné	<i>Intervention</i>			<i>Témoin</i>		
	Ruisseau Brook			Ruisseau Cass		
	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.
Élévation (m)						
Totalité du bassin	250	344	295,34	300	444	374,02
Zone agricole*	251	341	286,91	305	444	385,83
Pentes (%)						
Totalité du bassin	0	20,71	4,12	0	50	7,85
Zone agricole*	0	15,81	3,45	0	21,51	6,66

* Zone agricole telle que définie par la Banque de données des cultures assurées (BDCA) de la Financière Agricole du Québec.

Statistiques établies à partir du modèle numérique d'élévation (MNE) des Données numériques d'élévation du Canada (DNEC) de Ressources naturelles Canada (1:50 000).

Tableau 2. Série, texture et qualité du drainage des sols des bassins expérimentaux des ruisseaux Brook et Cass.

Matériel parental	Série de sol	Texture	Drainage	<i>Intervention</i>		<i>Témoin</i>	
				Ruisseau Brook		Ruisseau Cass	
				ha	%	ha	%
Sols graveleux	Danby loam sableux graveleux	Loam sableux	Très rapidement drainé	33,4	4,66	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols issus de dépôts de tills	Dufferin loam sableux	Loam sableux	Mal drainé	248,6	34,70	48,1	7,82
Sols issus de dépôts de tills	Greensboro loam	Loam	Bien drainé	365,9	51,09	522,7	84,95
Sols issus de dépôts de tills	Greensboro loam mince	Loam	Bien drainé	66,9	9,34	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols argileux	Sheldon loam sableux	Loam sableux	Bien drainé	<i>np</i>	<i>np</i>	44,9	7,23
Sols divers	Étendue d'eau	<i>np</i>	<i>np</i>	<i>np</i>	<i>np</i>	<i>np</i>	<i>np</i>
Total				716,24		615,23	

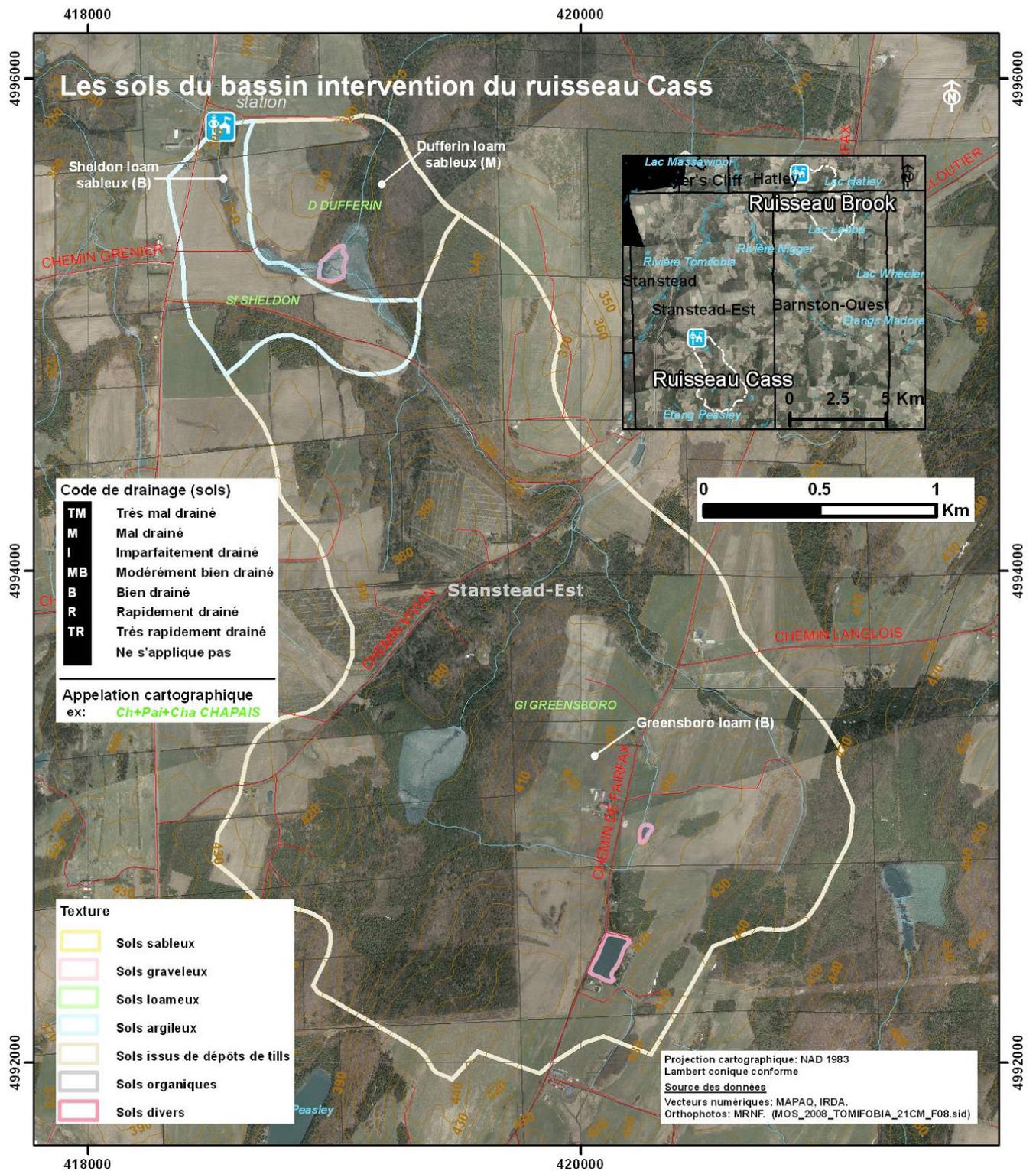


Figure 3. Sols du bassin du ruisseau Cass en Estry.

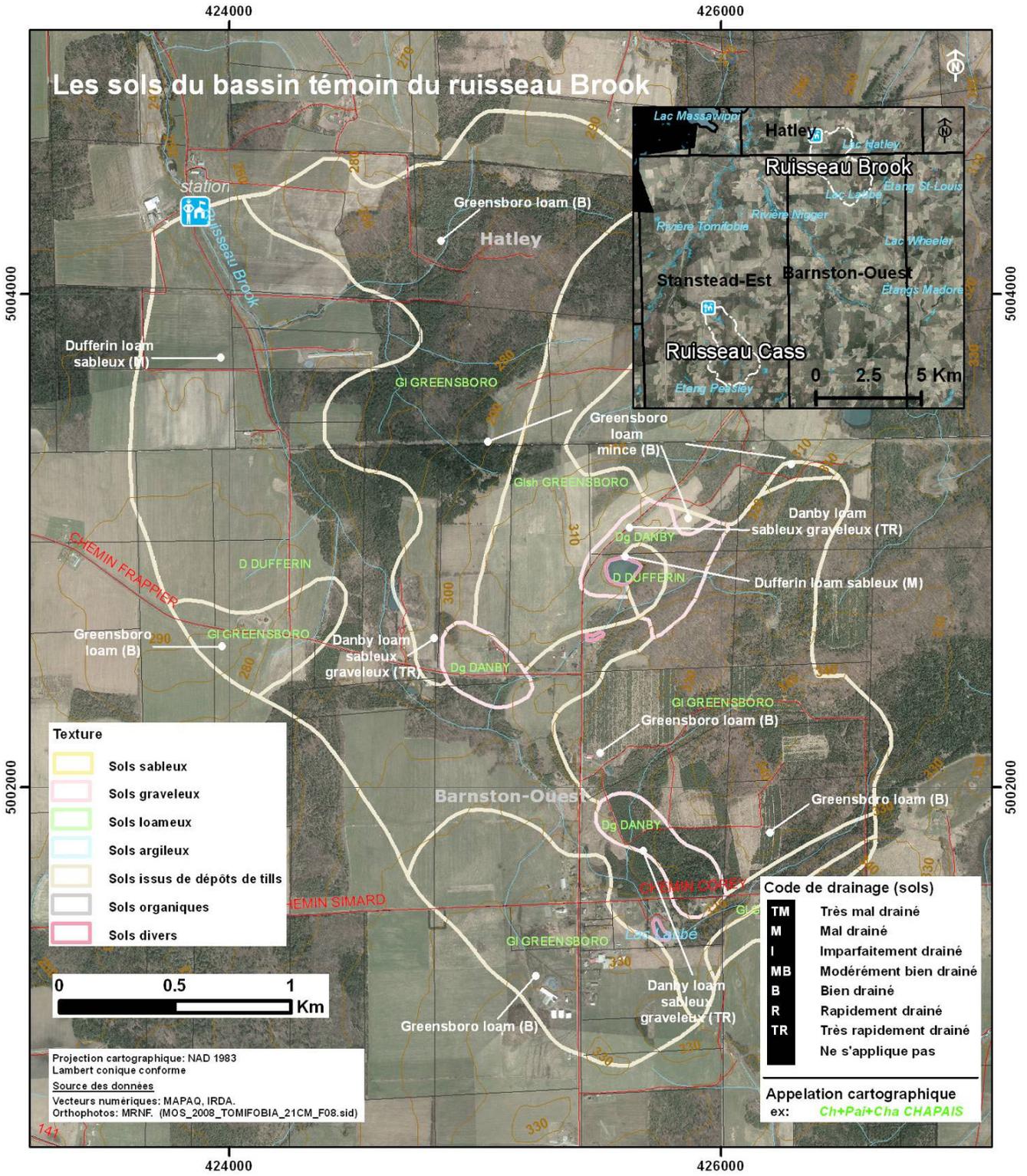


Figure 4. Sols du bassin du ruisseau Brook en Estrie.

Occupation du territoire. Les micro-bassins à l'étude ont un profil similaire d'occupation du territoire. La forêt occupe respectivement 53 % et 46% du territoire des ruisseaux Cass et Brook (Tableau 3). Deux marécages présents dans le bassin Cass couvrent une superficie de 9 ha. Bien qu'ils représentent à peine 1,5% de la superficie totale du bassin, comme nous le constaterons plus tard, ces milieux humides ont une influence marquée sur l'hydrologie du bassin versant. Le bassin du ruisseau Brook, pour sa part, se distingue par la présence significative de terres en friche (16 ha) et une occupation résidentielle (20 ha) dans la petite localité de Kingscroft dans la tête du micro-bassin. Le reste du territoire des micro-bassins est essentiellement à vocation agricole.

Les cultures pérennes dominent les paysages agricoles des deux micro-bassins. Le tableau 4 décrit les occupations des sols pour les années de référence 2010 (période de référence) et 2014 (période d'évaluation). Les superficies en cultures annuelles sont relativement plus importantes dans le bassin Cass (25-28%) que dans le bassin Brook. Ce dernier a cependant connu une augmentation marquée de sa superficie en maïs en période d'évaluation, passant de 7 à 17% de sa superficie totale.

Richesse des sols et bilans des apports. Les richesses des sols et les bilans des apports en azote (N) et en phosphore (P) ont été colligés sur la base des plans de fertilisation des entreprises agricoles du bassin versant pour l'année de référence 2013. Les tableaux 5 et 6 présentent la distribution des richesses de sol en P et celle des indices de saturation des sols en P (ISP) des deux secteurs d'étude. Globalement, les sols des bassins ont des distributions similaires, reflétant des enrichissements modestes en phosphore. Aucun champ des bassins à l'étude n'atteint le seuil critique environnemental de saturation en P retenu par le REA, soit 13,1% pour les sols des bassins à texture dominante grossière (MDDELCC, 2016).

Au plan des apports totaux de N et de P, engrais de ferme et de synthèse confondus, le ruisseau Brook se distingue à la hausse par rapport au bassin Cass (Tableau 7), reflétant les profils de cultures des secteurs d'étude. La culture de soya, qui ne reçoit pas d'engrais, couvre en effet une superficie importante du bassin Cass (15 à 17%), entraînant à la baisse l'apport de N et de P. En considérant les prélèvements des cultures en ces mêmes éléments, le bilan en P à la surface du sol (apports totaux/prélèvement) pondéré pour les superficies en culture est plus élevé pour le bassin Brook, atteignant 38 kg P₂O₅ ha⁻¹ (Tableau 8), alors que le bassin Cass est pratiquement à l'équilibre. Le gradient des bilans massiques en azote (N) entre les bassins s'inverse, avec un excédent plus important dans le bassin Cass. Le recours relativement plus important aux engrais de ferme dans le bassin Brook explique ces gradients contrastés dans les bilans de N et du P entre les bassins. Au plan agronomique, considérant maintenant la valeur fertilisante efficace des engrais N et P appliqués (Tableau 9), il est estimé que les besoins en N sont comblés à 104% et à 72%, respectivement dans les bassins Cass et Brook. Au plan du phosphore, les valeurs fertilisantes en P des engrais appliqués dans le bassin Brook dépasse de 23% les besoins en phosphore.

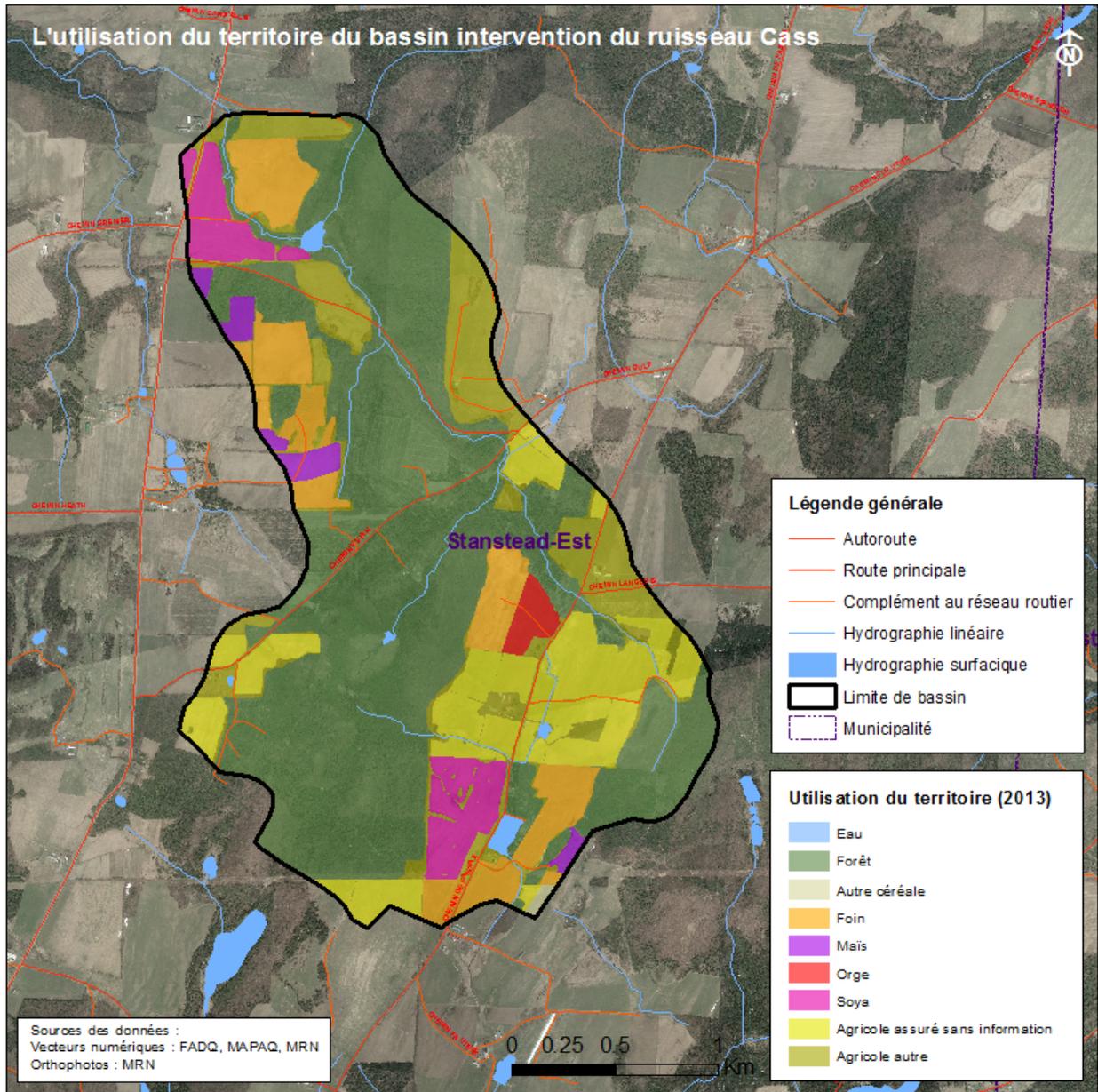


Figure 5. Utilisation du territoire du bassin du ruisseau Cass en Estrie (BDCA, La Financière, 2013 et carte écoforestière (Ministère des Ressources naturelles du Québec).

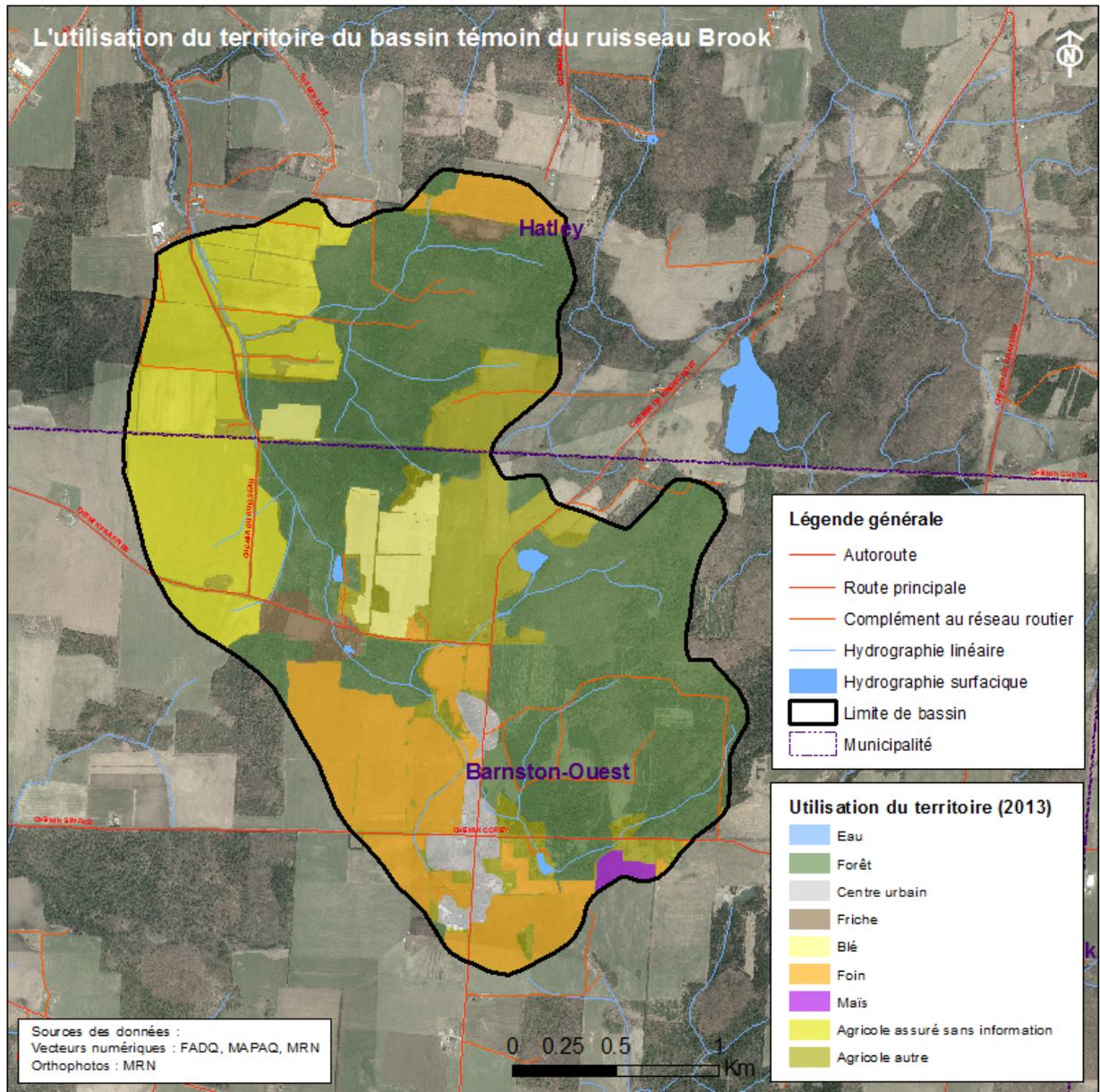


Figure 6. Utilisation du territoire du bassin du ruisseau Brook en Estrie (BDCA, La Financière, 2013, et carte écoforestière, Ministère des Ressources naturelles du Québec).

Tableau 3. Occupation du territoire des micro-bassins des ruisseaux Cass et Brook.

Bassins expérimentaux des ruisseaux Brook et Cass	Témoin		Intervention	
	Ruisseau Cass		Ruisseau Brook	
	ha	% du total	ha	% du total
Eau	2,97	0,5	1,53	0,2
Forêt	329,17	53	328,86	46
Milieu humide	9,07	1,5		
Centre urbain			19,96	2,8
Friche			16	2,2
En culture	276,98	45	349,89	48,8
Superficie totale du bassin	618,19	100	716,24	100

Sources : BDCA, 2011-2015 (Financière agricole du Québec) et carte écoforestière (Ministère des Ressources Naturelles du Québec).

Tableau 4. Répartition des superficies cultivées des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass.

Cultures	Ruisseau Cass		Ruisseau Brook	
	2010	2014	2010	2014
Cultures pérennes (prairies et arbres de Noël)	64%	74%	91%	83%
Mais	11%	10%	7%	17%
Soya	17%	15%	0%	0%
Céréale à paille	8%	1%	2%	0%

Tableau 5. Distribution des taux de richesse en phosphore des sols en culture des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).

Analyse (kg PM-3/ha)	% des superficies en culture	
	CASS	BROOK
0-50	27%	35%
51-100	25%	25%
101-150	29%	19%
151-200	11%	14%
201-300	6%	8%
301-400	1%	0%
401 et +	0%	0%

Tableau 6. Distribution des indices de saturation en phosphore des sols en culture des micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).

Analyse ISP (%)	% des superficies en culture	
	CASS	BROOK
0 - 2,5	50%	39%
2,6 - 5,0	21%	33%
5,1 - 10,0	30%	32%
10,1 - 15,0	0%	0%
15,1 - 20,0	0%	0%
20,1 et +.	0%	0%

Tableau 7. Taux spécifiques moyens d'application de N et P total (engrais de ferme et de synthèse confondus) dans les micro-bassins des ruisseaux Brook et Cass (2013).

Élément fertilisant	Ruisseau Cass	Ruisseau Brook
Élément fertilisant en N	151 kg N ha ⁻¹	166 kg N ha ⁻¹
Élément fertilisant en P ₂ O ₅	54 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	77 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹

Tableau 8. Bilans des apports totaux en N et P à la surface du sol en excédent du prélèvement par les cultures (2013).

Élément fertilisant	Ruisseau Cass	Ruisseau Brook
Excédent des exportations en N	81 kg N ha ⁻¹	49 kg N ha ⁻¹
Excédent des exportations en P ₂ O ₅	4 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	38 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹

Tableau 9. Besoins des cultures en N et P comblés par la valeur fertilisante efficace des engrais de ferme et de synthèse (2013).

Élément fertilisant	Ruisseau Cass	Ruisseau Brook
Besoins en N	104%	72%
Besoins en P ₂ O ₅	90%	123%

2.2 Dispositifs et protocoles expérimentaux

Les dispositifs et protocoles mis en place en 2009 dans le cadre du réseau de l'*Observatoire* sont spécifiquement adaptés à la détection de réponses de la qualité de l'eau dans le temps. Le dispositif repose sur un couple de micro-bassins *Témoin* et *Intervention*, de même que sur deux périodes de suivi hydrométrique, soit la période de *Référence*, précédant les interventions (2009-2011) et *Évaluation*, suivant l'introduction progressive des interventions (2012-2015). Le recours à deux périodes distinctes et à un bassin *Témoin* permet d'évaluer l'impact des actions agroenvironnementales entreprises au micro-bassin *Témoin* malgré la très grande variabilité interannuelle des conditions hydrologiques associées au climat québécois.



Figure 7. La sonde multi-paramètres (vue rapprochée) installée avec un dispositif de flottaison dans le tube de plastique perforé de pvc (en noir) à la station hydrométrique du ruisseau Cass.



Figure 8. Dispositif d'alimentation solaire et d'enregistrement électronique des mesures provenant des sondes à la station hydrométrique du ruisseau Brook.

Les stations hydrométriques et de suivi de la qualité de l'eau sont composées de plusieurs instruments localisés aux abords et dans le cours d'eau. Les visites régulières aux sites permettent d'entretenir les équipements, de procéder aux mesures de débits, d'échantillonner les eaux des ruisseaux et de récupérer les données enregistrées par les instruments, incluant :

- les sondes barométriques (pression liée à la hauteur d'eau) et acoustique (vitesse du courant) qui enregistrent en continu la hauteur de la colonne d'eau et la vitesse moyenne du courant à travers la section d'écoulement;
- les sondes multi-paramètres, qui enregistrent en continu la turbidité, la conductivité électrique et la température de l'eau;
- les stations météorologiques, qui enregistrent en continu la température et les précipitations.

Les sondes barométriques et acoustiques sont installées entre la rive et le centre de la section d'écoulement (Figure 7), tandis que la sonde multi-paramètres, munie de dispositifs de flottaison est insérée à l'intérieur d'un tube de plastique perforé et installée près de la rive (Figure 8). La mobilité verticale de la sonde permet une lecture optimale des signaux géochimiques malgré les élévations rapides du niveau de l'eau lors des crues. Les sondes multi-paramètres doivent cependant être retirées du cours d'eau avant la mise en place du couvert de glace (décembre) et réinstallées à la fin de l'hiver (mars). Cette installation implique généralement le dégagement manuel du couvert de glace. Les jaugeages et échantillonnages ponctuels se poursuivent toutefois pendant la période hivernale. Le panneau solaire ainsi que les dispositifs électroniques d'enregistrement des mesures sont pour leurs parts installés sur la rive (Figure 9).



Figure 9. Les sondes barométriques et acoustiques installés dans le cours d'eau permettent la mesure en continu du niveau d'eau et de la vitesse du courant toute l'année.

Chaque station fait l'objet d'un entretien selon un intervalle moyen de trois à quatre semaines. L'équipe terrain nettoie alors les sondes, les calibre, et en extrait les données. La section du cours d'eau est nettoyée au besoin (sédiments, végétation, glace). Un jaugeage du débit est effectué à l'aide d'un moulinet hydrométrique (Figure 10) et un échantillon d'eau est prélevé et ramené au laboratoire pour l'analyse de sa qualité. En période hivernale, l'équipe terrain brise la glace ou la perfore afin de procéder aux mesures de débit et à l'échantillonnage de l'eau. L'échantillonnage de la qualité de l'eau est complété par un collaborateur local en période de crue. Le nombre d'échantillons prélevés varie entre les sites d'étude en fonction de la distribution des périodes d'activité hydrologique plus intenses. Le tableau 10 présente une synthèse des visites d'entretien des stations et des mesures hydrométriques qui ont été effectuées aux stations durant la période 2013-2015. Le tableau 11 rapporte pour sa part le nombre et le type d'analyses qui ont été effectuées dans chacun des bassins de l'*Observatoire* au cours de la même période. Pour l'ensemble du réseau, un total de 454 échantillons ont été prélevés entre 2009 et 2015 et dosés dans les laboratoires de l'IRDA pour l'analyse physico-chimique.



Figure 10. Mesure du débit à l'aide du moulinet hydrométrique.

Tableau 10. Synthèse des activités d'entretien et de mesures aux stations de l'*Observatoire* pour la période d'avril 2013 à mars 2015.

Bassin	Bassin versant	Région	Mesures et entretien des sites Avril-2013 à mars 2015
			Hydrométrie
Ruisseau Brook	Tomifobia	Estrie	34
Ruisseau Cass			34

Tableau 11. Synthèse du nombre et du type d'analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées aux stations de l'*Observatoire*.

Micro-bassin	Bassin versant	Région	Nombre d'échantillons Période de référence 2009-2011		Nombre d'échantillons Période d'évaluation 2013-2015	
			Physico-chimie	E. Coli	Physico-chimie	E. Coli
Ruisseau Brook	Tomifobia	Estrie	103	20	123	28
Ruisseau Cass			105	20	123	28

Modes de traitement des données brutes et variables analysées

Les données brutes recueillies sur le terrain permettent d'établir plusieurs types de résultats utiles à l'interprétation du fonctionnement hydrologique des bassins versants, de même qu'à l'évaluation de la réponse de la qualité de l'eau aux actions concertées menés dans les bassins *Intervention*, incluant:

- l'intensité des débits et leur évolution au cours de l'année (débits instantanés et journaliers);
- la provenance de l'eau (segmentation des flux selon le parcours hydrologique de surface ou souterrain);
- les flux et charges en matières en suspension (MES) et en éléments fertilisants exportées;
- la qualité microbiologique de l'eau (coliformes);
- la détection de réponses de la qualité de l'eau aux interventions agroenvironnementales réalisées dans le bassin *Intervention*.

La figure 11 illustre les différentes étapes du traitement des données associées au suivi hydrologique des six micro-bassins versants à l'étude.

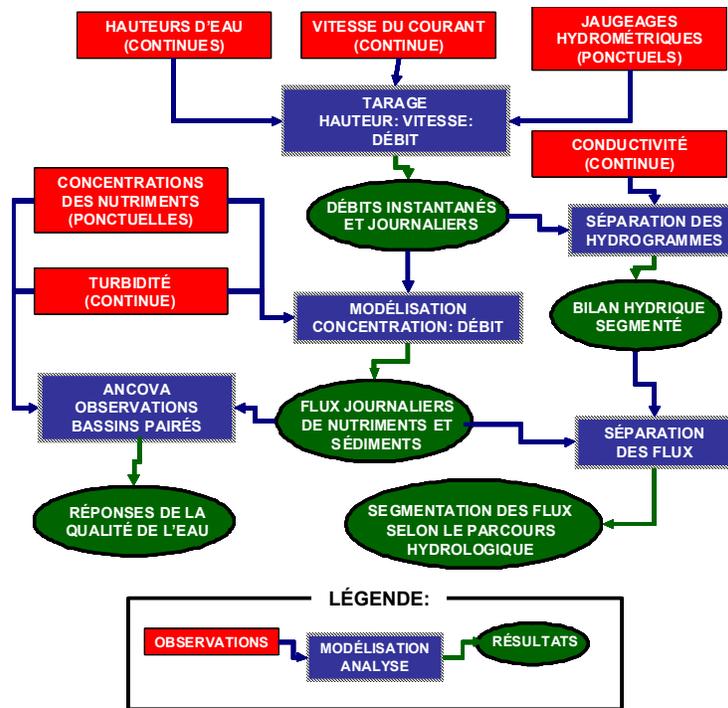


Figure 11. Schéma du traitement des données du suivi hydrologique des micro-bassins de l'Observatoire.

Débits

Les débits instantanés (aux 15 minutes) et journaliers sont établis à partir d'un protocole de tarage hauteur-vitesse-débit¹. Les mesures de vitesse du courant permettent d'ajuster la courbe de tarage hauteur-débit en cas de refoulement du débit. La présence de couvert de glace en conditions hivernales, la végétation abondante en été et la présence de barrage de castors sont les principaux facteurs qui ont été pris en considération dans le dépouillement des données au cours de la période d'étude. Pour les besoins des comparaisons entre les bassins à l'étude, les estimations de débits sont traduites en **hauteurs spécifiques d'eau exportée** (mm) ou en **débits spécifiques** ($l\ s^{-1}\ ha^{-1}$) pour une période de temps donnée (jour, mois ou année).

Répartition de l'écoulement selon le parcours de l'eau

En s'appuyant sur les mesures de conductivité électrique et de débits des ruisseaux, les flux d'eau sont séparés selon leur cheminement de surface (ruissellement) ou souterrain (drainage artificiel et résurgence au ruisseau). Cette détermination est fondée sur le principe que l'eau

¹ Ce protocole s'inspire de celui utilisé au Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Il permet d'établir une relation stable entre les hauteurs d'eau (mesurées toutes les 15 minutes) et les débits mesurés ponctuellement tout au long de l'année et dans des conditions contrastées.

qui s'est infiltrée dans le sol se charge de minéraux et présente une conductivité électrique plus élevée que l'eau qui a rejoint le ruisseau par les voies de surface.

Le dépouillement des courbes conductivité : débit permet dès lors de détecter le déclenchement du ruissellement de surface puis d'en quantifier la contribution à l'écoulement global du ruisseau au pas de temps de 15 minutes suivant une approche de calcul du bilan de masse (Michaud et al., 2009a).

Les figures 12 et 13 présentent à titre d'exemple les observations de la crue du 8 avril 2010 à la station hydrométrique du ruisseau Brook. La figure 12 illustre la variation du débit, de la turbidité et de la conductivité électrique de l'eau à l'exutoire du bassin *Intervention* en fonction du temps. En régime d'écoulement de base, avant la crue, le débit est à son plus bas et la conductivité à son maximum. En réponse à la crue des eaux, la conductivité diminue témoignant d'un apport croissant de ruissellement de surface au ruisseau. A l'inverse, la turbidité s'accroît, témoignant du processus d'érosion enclenché par le ruissellement de surface. En décrue, la turbidité décroît rapidement, alors que l'augmentation graduelle de la conductivité révèle l'origine, à dominance souterraine, des eaux qui atteignent maintenant l'exutoire du ruisseau.

La proportion de l'eau d'origine souterraine par rapport à l'écoulement total est exprimée sur la base des ratios observés dans les conductivités électriques de l'eau suivant l'équation suivante :

$$QB_i = \frac{Q_i (C_i - C_{min})}{CB_i - C_{min}}$$

où:

QB_i = Hauteur d'eau associée à un écoulement souterrain au temps « i »

(mm jour⁻¹);

Q_i = Hauteur d'eau journalière total au temps « i » (mm jour⁻¹);

C_i = Conductivité au temps « i » (μS/cm);

C_{min} = Conductivité de référence du ruissellement de surface (μS/cm);

CB_i = Conductivité de l'écoulement de base au temps « i » (μS/cm).

Les observations colligées témoignent de la robustesse de l'approche de séparation des hydrogrammes utilisée, dans la mesure où les différentes crues sont à l'origine de patrons similaires dans l'évolution de la conductivité en fonction du débit. La relation conductivité : débit demeure en effet relativement insensible au phénomène d'hystérésis (taux de variation semblables en montée de l'hydrogramme comme en décrue), ce qui démontre que l'approche de séparation est applicable tant en montée de l'hydrogramme qu'en récession du débit (Figure 13).

La figure 13 illustre par ailleurs le phénomène d'hystérésis typiquement associé à la variation de la turbidité. Celle-ci commence par augmenter fortement dès le début de l'évènement, puis culmine généralement avec le débit de pointe. Cette progression témoigne du pouvoir érosif croissant du ruissellement de surface lors de la montée des eaux. En décrue,

l'écoulement souterrain contribue à une proportion croissante du débit, avec une réduction proportionnelle de la contribution du ruissellement de surface et de son action érosive. Ainsi, la teneur en sédiments de l'eau du ruisseau est moins élevée en récession qu'en montée de l'hydrogramme, pour un débit équivalent (Figure 13).

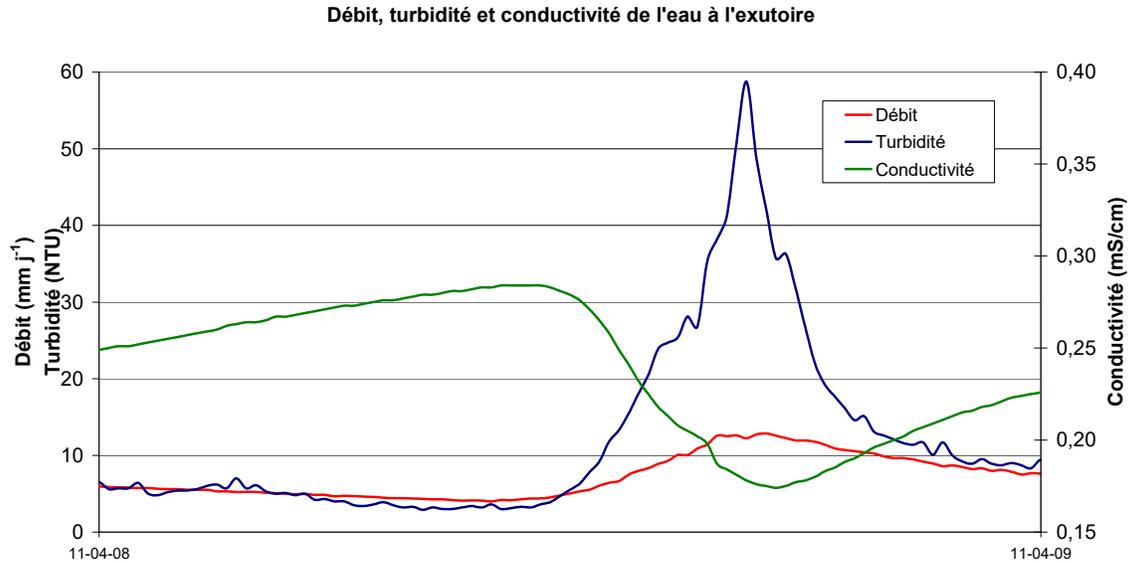


Figure 12. Variation de la turbidité et de la conductivité électrique en lien avec le débit sur 24 h lors de la crue du 8 avril 2010 à la station hydrométrique du ruisseau Brook.

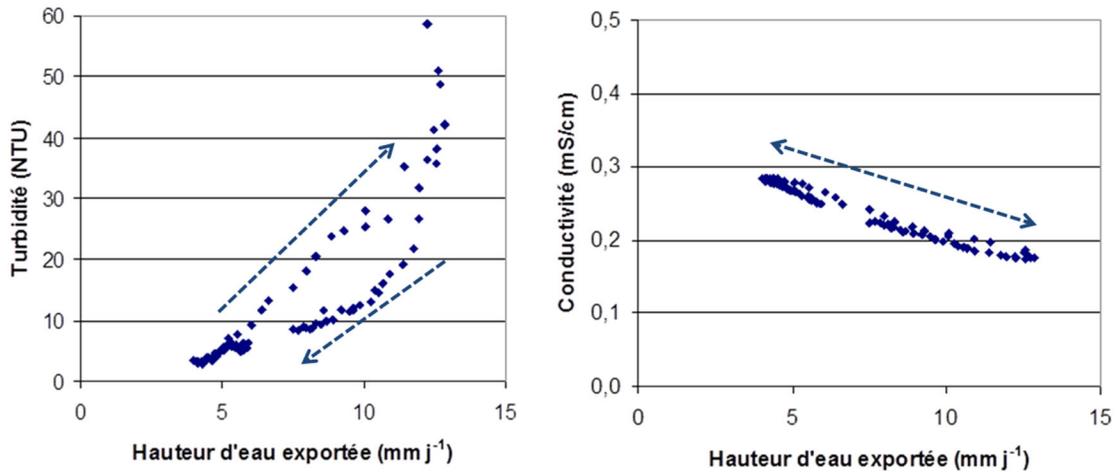


Figure 13. Variation sur 24 h de la turbidité et de la conductivité électrique en fonction de la hauteur d'eau exportée lors de la crue du 8 avril 2010 à la station hydrométrique du ruisseau Brook.

Concentrations et flux de sédiments

Les exportations de matières en suspension (MES) sont calculées sur la base des données de turbidité obtenues des sondes multi-paramètres, de même que sur la base des dosages en laboratoire des matières en suspension (MES) des échantillons d'eau prélevés aux exutoires des bassins versants. Une régression linéaire est établie entre les concentrations en MES des échantillons et les valeurs de turbidité de la sonde captées au même moment. Les charges en MES exportées sont ensuite calculées en associant la série temporelle des concentrations en MES avec celle du débit au pas de temps de 15 minutes. Pour la période où les sondes multi-paramètres doivent être retirées en raison du risque de bris par les froids extrêmes (décembre à mars), les concentrations en MES sont estimées à partir des observations de débits instantanés. Un modèle de régression linéaire expliquant les teneurs instantanées en MES colligées au cours de la période d'étude par les variations du débit est alors mis à profit. La méthode est similaire à celle retenue pour la modélisation des flux de nutriments (Ca, N, P) à partir des observations instantanées de concentrations et décrite ci-après.

Concentrations et flux de nutriments

Les concentrations et les flux en nutriments ont été estimés au pas de temps de 15 minutes suivant une approche statistique de régression linéaire développée par l'équipe de l'IRDA et spécifiquement adaptée au protocole expérimental de suivi hydrométrique mis en place aux exutoires des ruisseaux à l'étude. La méthode met à profit la mesure du débit et sa variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu afin d'expliquer les concentrations ponctuelles en nutriments des échantillons dosés au laboratoire.

Dosages des échantillons d'eau au laboratoire. La qualité de l'eau des échantillons prélevés ponctuellement aux exutoires des micro-bassins à l'étude a été évaluée suivant trois protocoles de déterminations:

- Un dosage physico-chimique a été systématiquement réalisé sur l'ensemble des échantillons d'eau afin de mesurer les concentrations en azote ammoniacal (N-NH₄), nitrates (N-NO₃), phosphore total, calcium (Ca) et autres éléments majeurs et mineurs en solution (Greenberg et al., 1992a, b, c, d; Murphy et Riley, 1962; Sharpley et al., 1991).
- Pour certains échantillons, sélectionnés afin de bien représenter les différentes strates de débit, une spéciation des formes de phosphore a été déterminée en laboratoire. Les concentrations en P biodisponible, P réactif soluble (principalement sous forme d'orthophosphates) et P total dissous ont alors été mesurés, en complément de la détermination de la concentration en P total. Cette spéciation des formes de phosphore permet de mettre en évidence la variabilité des formes de P et sa biodisponibilité potentielle selon le bassin versant, la saison ou la voie hydrologique empruntée (surface vs souterraine).
- Enfin, un nombre plus restreint d'échantillons ont aussi été analysés afin de déterminer leurs teneurs en coliformes fécaux (E. Coli) et en coliformes thermo-tolérants au laboratoire de l'IRDA. Suivant leur prélèvement, ces échantillons étaient rapidement acheminés au laboratoire et dosés en moins de 48 heures.

Modélisation des concentrations et des flux de nutriments. Par définition, le flux d'un élément donné est le produit instantané du débit et de sa concentration. Aux stations hydrométriques de l'*Observatoire*, rappelons que le débit et les signaux géochimiques sont mesurés de façon continue et que la concentration en nutriments est plutôt mesurée de façon ponctuelle, au moyen de la prise et du dosage des échantillons d'eau au laboratoire. L'estimation des flux en continu des nutriments aux exutoires des micro-bassins au cours de l'ensemble de la période d'étude doivent donc ainsi faire l'objet d'une modélisation statistique.

Une pratique courante dans l'estimation des flux de nutriments et mise en œuvre antérieurement dans les micro-bassins du réseau de l'*Observatoire* consiste à développer des modèles de régression exprimant le paramètre de concentration qualité de l'eau (P total, nitrates, etc) en fonction du débit du cours d'eau et de la saison. La relation développée est ensuite mise à profit dans les calculs d'interpolation des flux (valeurs prédites), entre les jours où des valeurs observées sont disponibles. L'incertitude de cette interpolation est estimée suivant une approche de validation croisée (Jack knife) où la capacité du modèle à exprimer la valeur de chacune des observations, retirées une à une, est évaluée. Pour les bassins de la taille de la présente étude, le critère de qualité de l'ajustement du modèle d'estimation des flux (CV) est fixé à 0,20.(Walker, 1998). Tel que rapporté antérieurement, ce critère d'ajustement des modèles n'était cependant pas rencontré dans les micro-bassins Cass et Brook pour les paramètres de phosphore.

Cette performance mitigée de l'approche de modélisation basée sur le débit a été constatée malgré un nombre élevé d'observations dans la strate de crue et la strate d'écoulement de base des ruisseaux à l'étude. Les réponses hydrologiques de forte amplitude et de courte durée, conditionnées par des bassins de faible superficie, expliqueraient en partie cette contre-performance, particulièrement pour les paramètres de nature particulière (P total, MES) fortement influencés par les processus de ruissellement de surface. Des tests d'optimisation de la stratégie d'échantillonnage (résultats non présentés) démontrent qu'une amélioration tangible du coefficient de variation (CV) ne pouvait être atteinte par un meilleur ciblage des campagnes de prélèvements. Il était alors conclu que la seule contribution des variations de débits ne suffisait pas à la tâche dans l'interpolation des observations de concentrations avec un degré acceptable d'incertitude.

Une méthode originale de prédiction des concentrations instantanées a ainsi été développée pour les fins du projet, mettant à profit l'ensemble des mesures hydrométriques colligées à l'exutoire des ruisseaux, incluant la mesure du débit et son taux de variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu. Chaque paramètre de qualité de l'eau à l'étude (MES, Ptotal, PsoIn, NO₃, Ca) a fait l'objet d'une analyse de régression linéaire distincte pour la strate des débits de crue et celle de l'écoulement de base. La génération de modèles distincts pour les strates de crue et d'écoulement de base a été motivée par le fait que les relations concentration:débit des petits bassins ruraux diffèrent généralement d'une strate à l'autre. Conceptuellement, l'écoulement de base est associé aux écoulements souterrains, en absence de précipitations et en dehors des périodes de fonte de la neige. À l'étiage, l'écoulement de base est à son plus bas niveau. Des augmentations mineures de débits conduisent alors fréquemment à une diminution de la concentration de certains paramètres de qualité de l'eau (MES, Ptotal) en raison du phénomène de dilution des sources ponctuelles de contamination.

Alors que la pluie ou la fonte du couvert de neige contribue à la hausse du débit, le régime d'écoulement de crue est progressivement atteint. Le processus de ruissellement de surface est alors enclenché, en réponse à la saturation des sols sur des portions variables du bassin. Contrairement à la strate de débits de base, la concentration en phosphore et en sédiments tend maintenant à augmenter avec le débit, témoignant des apports diffus en provenance de portions croissantes du territoire. Le seuil de passage de la strate d'écoulement de base à la strate de crue (débit limite) peut varier d'une paire de bassins à l'autre et est pris en compte dans la modélisation des flux de nutriments et de sédiments.

Six variables explicatives ont été mises à profit dans la modélisation des concentrations en MES et nutriments des ruisseaux à l'étude, pour les strates distinctes de débits de crue et de base, incluant :

- Le **débit spécifique instantané**, exprimé en base logarithmique et journalière (mm jr^{-1});
- La **variation du débit spécifique instantané**, aussi exprimé en base logarithmique et journalière (mm jr^{-1}). Ce paramètre est calculé sur la base de la variation du débit instantané pour une période de deux heures. Sa valeur est alors positive si le débit est en augmentation ou négative si le débit est en régression. Conceptuellement, ce paramètre traduit l'effet d'hystérésis (crue vs décrue) sur les paramètres de qualité d'eau tel qu'illustré en figure 13.
- La **saison**. La variable est binaire, dont la valeur=1 en saison de production du 1er mai au 30 novembre et la valeur=0 du 1^{er} décembre au 30 avril en saison hivernale.
- La **période**. La variable est aussi binaire dont la valeur=1 si l'observation a été faite pendant la période de référence (années 2009, 2010 et 2011) et la valeur=0 si l'observation a été faite pendant la période d'évaluation (années 2013, 2014 et 2015).
- La **conductivité électrique** enregistrée par les sondes multi-paramètres au pas de temps de 15 minutes. La distribution des observations n'a pas requis de transformation logarithmique.
- La **turbidité** exprimée en base logarithmique et enregistrée par les sondes multi-paramètres au pas de temps de 15 minutes.

Deux modèles de régression distincts ont été ajustés pour chaque station, par strate de débit, pour les cinq paramètres de qualité d'eau (les variables dépendantes) à l'aide de la procédure PROC REG de SAS (version 9.4). Pour le premier modèle (réduit), les quatre premières variables indépendantes (débit, variation du débit, saison et période) ont été mises à l'épreuve afin d'estimer les flux de nutriments en absence d'observations des sondes multi-paramètres (hiver). Pour le modèle complet, les six variables ont été testées quant à leur pouvoir explicatif de la variable de qualité d'eau. Dans le deuxième cas, le nombre d'observations disponibles est réduit puisque les données de conductivité et de turbidité sont absentes. Le nombre d'observations utilisées pour chaque modèle varie entre 56 et 122, selon le paramètre, le micro-bassin et la strate de débit ciblée (crue vs base). Le nombre d'observations retenus pour chaque modèle de régression développé, les coefficients de régression estimés et les indicateurs de l'ajustement des prédictions aux observations sont présentés en section résultat au Tableau 16.

Chaque modèle de variables expliquées (MES, Ptotal, PSoln, NO₃, Ca) a été construit à partir des tous les sous-ensembles possibles de paramètres explicatifs. Tous les modèles comprennent une ordonnée à l'origine. Quinze modèles étaient ainsi possibles, considérant quatre variables explicatives (modèle réduit), et 63 modèles étaient possibles, considérant six variables explicatives (modèle complet). La sélection du meilleur modèle a été basée sur le critère du plus haut coefficient de détermination multiple ajusté, le R² ajusté. Ce dernier représente la réduction de la variation totale de la variable dépendante associée aux variables indépendantes incluses dans le modèle. Le R² augmente toujours avec l'ajout d'une variable dans le modèle tandis que le R² ajusté intègre une pénalité qui tient compte du nombre de paramètres dans le modèle.

Les graphiques de résidus ont été examinés afin de s'assurer du respect des postulats du modèle et de la validité de celui-ci. L'indépendance des observations est assumée du fait que les relevés sont effectués lors d'événements hydrologiques qui surviennent de façon aléatoire. La distribution normale et l'homogénéité de la variance des résidus ont été vérifiées à l'aide de graphiques des résidus. L'existence de colinéarité, c'est-à-dire de liens forts entre les variables indépendantes, peut entraîner des variances élevées pour les estimateurs de paramètres et des valeurs prédites, des estimateurs instables ou de signes contraires à l'intuition. Afin de vérifier qu'il n'y a pas de problème de colinéarité entre les variables, le facteur VIF de chaque paramètre du modèle sélection a été évalué. Les facteurs VIF (non présentés) étaient tous relativement petits, de sorte qu'aucun problème de colinéarité entre les variables n'a pu être démontré.

Détection des changements de qualité de l'eau

Pour de petits bassins versants agricoles, tels que les ruisseaux Brook et Cass, les paramètres de qualité de l'eau peuvent varier très rapidement en fonction des conditions hydrologiques. La qualité de l'eau est aussi influencée par la saison, les propriétés du paysage et des sols, de même que par la régie des sols ou l'aménagement des terres. Ces facteurs interagissent de façon simultanée, si bien qu'il demeure difficile d'isoler leurs effets simples, comme par exemple un changement apporté à la régie de culture ou un nouvel aménagement des terres. L'approche biostatistique retenue pour la détection d'en effet sur la qualité de l'eau doit nécessairement tenir compte de l'ensemble des effets et de leurs interactions.

La détection d'une réponse de la qualité de l'eau aux actions agroenvironnementales dans le ruisseau Brook, micro-bassin *Intervention* de l'*Observatoire*, a été supportée au moyen d'une analyses de covariance (ANCOVA) de ses observations de la qualité de l'eau, en utilisant les observations du bassin *Témoin* (ruisseau Cass) en covariable. Cette méthode est bien adaptée à la détection de différences significatives entre la période de référence (pré-intervention) et d'évaluation (post-intervention), tout en tenant compte des effets et des interactions avec les conditions hydrologiques et la saison. L'approche fait largement consensus dans la communauté scientifique, notamment aux États-Unis, en matière de détection d'effets d'interventions environnementales en bassins versants (Grabow et al., 1999). Plus près de nous, Michaud et al. (2009a) ont démontré l'efficacité de la méthode à détecter des réponses de la qualité de l'eau suivant des actions agroenvironnementales concertées dans trois dispositifs de bassins versants jumeaux.

Sur le plan statistique, la méthode appliquée aux observations appariées des micro-bassins jumeaux consiste à comparer les droites de régression générées entre les observations du

ruisseau Brook (variables dépendantes ou expliquées) et celles du ruisseau Cass (variables explicatives) pour la période d'évaluation (2013-2015), à celles préalablement obtenus en période de référence (2009-2011). Les observations de concentration ou de flux ont été dans la plupart des cas transformées en log préalablement aux analyses ANCOVA de façon à assurer l'homogénéité de la variance de l'ensemble des observations. Les analyses ont d'abord été appliquées aux débits et flux hebdomadaires de MES générés sur la base des observations colligées par les sondes multi-paramètres dans le cours d'eau. La même procédure ANCOVA a par la suite été appliquée aux observations de concentrations instantanées de MES, phosphore, nitrates et calcium déterminées en laboratoire.

À l'aide de la procédure MIXED de SAS (version 9.4), l'analyse de covariance a été appliquée aux observations des bassins jumeaux suivant trois étapes successives:

1) L'hypothèse d'égalité des pentes des deux droites de régression a d'abord été testée. Si l'hypothèse est rejetée au seuil de signification de 0.1, un modèle aux pentes distinctes est ajusté et les estimateurs de l'ordonnée à l'origine et de la pente sont différents pour chaque période. Dans ce cas, la distance entre les droites varie en fonction de la valeur du bassin témoin. Cette interaction significative entre l'effet de la période et la concentration ou le flux de référence du bassin *Témoin* fait en sorte que des tests de comparaison doivent être effectués pour plusieurs valeurs de la variable du bassin témoin, correspondant aux centiles 10, 25, 50, 75 et 90 de la variable. L'objectif de cette démarche est d'identifier la plage de valeurs de la variable étudiée pour laquelle l'action concertée a eu un effet significatif dans le bassin *Intervention*.

2) Si l'hypothèse d'égalité des pentes ne peut être rejetée, un modèle avec pente unique est ajusté et l'hypothèse de l'égalité des ordonnées à l'origine est testée. Si cette hypothèse est rejetée au seuil de signification de 0.1, un modèle à pente unique et ordonnées à l'origine distinctes est ajusté. Comme les pentes sont parallèles, la distance entre les valeurs des deux périodes est la même quelle que soit la valeur du bassin témoin. Le test de la différence entre les deux périodes est équivalent au test d'égalité des ordonnées à l'origine. L'implication pratique de cette situation est que l'effet significatif de la période (intervention agroenvironnementale) sur le paramètre de qualité de l'eau est relativement indépendant des conditions hydrologiques.

3) Si les hypothèses d'égalité des pentes et d'égalité des ordonnées à l'origine n'ont pu être rejetées, un modèle unique est ajusté pour les données des deux périodes. Il n'y a donc pas de différence significative entre les moyennes des deux périodes pour la variable à l'étude. Conceptuellement, il n'y a donc aucune différence significative dans le paramètre de qualité de l'eau à l'étude entre la période de référence et d'évaluation, quel que soit la condition hydrologique considérée.

Dans l'ensemble, les analyses ANCOVA des observations hydrométriques des bassins jumeaux ont générés les trois types de modèles pour les différents paramètres à l'étude. Les sections suivantes du rapport présentent plus en détails les résultats des ANCOVA appliquées aux flux hebdomadaires et concentrations instantanées des trois paires de bassins jumeaux à l'étude.

En ce qui a trait à l'interprétation de la différence entre les deux périodes, puisque les régressions sont appliquées aux valeurs en LOG10 des variables, un calcul arithmétique est nécessaire pour interpréter les différences dans les unités originales. Prenons l'exemple de l'analyse des flux hebdomadaires de sédiments (logMES) des micro-bassins à l'étude. Un

modèle à pente égales est obtenu, tel qu'illustré en section Résultats à la figure 21. La valeur médiane du flux hebdomadaire du ruisseau Cass (micro-bassin de référence) est estimée à 0,79 kg ha⁻¹ (la variable transformée (logMES) est -0,10). Pour ce flux de référence du ruisseau Cass, le flux du bassin Intervention (ruisseau Brook) passe de 1,64 kg ha⁻¹ (0,22 en base log) en période de référence, à 0,75 kg ha⁻¹ (-0,12 en base log) en période d'évaluation. Cette différence est très significative (P<0.0001) et est calculée comme suit dans l'échelle LOG :

$$LOG_{10}(MES_{\text{Evaluation}}) - LOG_{10}(MES_{\text{Référence}}) = LOG_{10} \left[\frac{MES_{\text{Évaluation}}}{MES_{\text{Référence}}} \right] = -0.34$$

En appliquant l'opération exposant 10 à cette différence, on obtient :

$$\frac{MES_{\text{Évaluation}}}{MES_{\text{Référence}}} = 10^{-0.34} = 0,46$$

Le flux hebdomadaire moyen de MES du micro-bassin Intervention (ruisseau Brook) représente ainsi 46% de celui observé en période de référence.

3 RÉSULTATS

La présente section rapporte les résultats du suivi hydrologique dans les deux micro-bassins à l'étude pour les périodes de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015). Les résultats du dépouillement des données hydrométriques sont précédés d'un portrait de la problématique agroenvironnementale de chacun des bassins *Intervention* de même que d'un bilan sommaire des activités d'accompagnement réalisées dans les bassins versants.

3.1 Problématique et action agroenvironnementale

La prévention de l'enrichissement en nutriments du Lac Massawippi, aux prises avec des épisodes récurrents d'inflorescences de cyanobactéries est à l'origine de la création de la zone d'intervention prioritaire sur le phosphore (ZIPP) de la rivière Tomifobia. Dans le cadre du dispositif d'étude en bassins versants de l'*Observatoire*, le ruisseau Cass, tributaire de la rivière Tomifobia, a été ciblé originalement comme bassin *Intervention*. Son jumeau, le ruisseau Brook, localisé dans le bassin versant voisin, a été retenu comme bassin Témoin. Ce choix avait été motivé d'une part par le fait que le bassin Brook avait profité d'une action agroenvironnementale antérieure dans le cadre d'une action PAC (Réseau national de dix bassins du Plan d'action concertée). Le bassin présentait par ailleurs un relief beaucoup moins pentu que le bassin Cass, ce qui présageait d'une vulnérabilité moindre au processus d'érosion et de transfert de phosphore particulaire, la forme de P dominante appréhendée dans la région d'étude.

Les résultats du suivi hydrométrique de la période de référence ont cependant démontré le contraire, à savoir que les exportations spécifiques (par unité de surface) de sédiments et de phosphore apparaissaient nettement plus élevés à l'exutoire du ruisseau Brook qu'à celui du Cass. En effet, la concentration moyenne en phosphore total pondérée pour le débit du ruisseau Cass était estimée à $40 \mu\text{g P l}^{-1}$ pour la période de référence 2009-2011, soit la plus faible du réseau des dix bassins sous suivi hydrométrique en 2009-2011, et deux fois moins élevée que celle observée au ruisseau Brook ($76 \mu\text{g P l}^{-1}$). Ce faible indice d'exportation du P au ruisseau Cass était attribué à la bonne qualité du drainage naturel des sols, qui contribue à y limiter l'intensité du ruissellement de surface. Rappelons que malgré un relief fortement incliné, avec une pente moyenne de 6,7 %, le ruissellement de surface n'y représentait que 23 % de la hauteur d'eau annuelle (183 mm), contre 32 % (267 mm) au ruisseau Brook. Cette relative faible *hydro-activité* de surface dans le bassin Cass s'était ainsi traduite en un taux modéré d'exportation annuelle de sédiments, de l'ordre de 300 kg ha^{-1} en culture, contre 465 kg ha^{-1} à l'exutoire du ruisseau Brook. Rappelons par ailleurs l'influence des deux milieux humides situés sur le parcours principal du ruisseau Cass, à qui étaient attribués une influence marquée sur la rétention et le tri des sédiments, favorisant la spéciation des formes solubles et biodisponibles à l'exutoire.

Devant ce constat, il a été convenu de commun accord avec les partenaires régionaux du projet de cibler dorénavant le ruisseau Brook comme bassin *Intervention* en période d'évaluation dans le cadre du projet de l'*Observatoire*. Sur la base des résultats du suivi

hydrométrie de la période de référence 2009-2011, deux axes d'intervention prioritaire ont été retenus, soit :

- « 0 » sols à nus en période à risque élevé de ruissellement de surface. Le recours à la culture sur résidus et aux cultures de couverture ont été ciblés afin d'assurer une protection anti-érosive de l'ensemble des champs du bassin versant à la fin de l'automne et au printemps. Cette cible a été notamment motivée par la biodisponibilité relativement élevée du phosphore exporté (45 %) en période de référence 2009-2011. Il était alors estimé qu'une proportion relativement importante du P exporté trouvait son origine dans le ruissellement des champs, typiquement plus réactif que celui associé à l'érosion du réseau de fossés et des rives du ruisseau. Aussi, l'analyse des hydrogrammes et des sédigrammes de la période de référence 2009-2011 témoignait de la vulnérabilité élevée des champs au processus de ruissellement et d'érosion tôt au printemps et tardivement à l'automne. La figure 14 illustre ce phénomène, alors que la pluie de 41 mm en fin mars génère plus d'exportation de sédiments (17 kg ha^{-1}) que la pluie diluvienne (100 mm) au début d'août (10 kg ha^{-1}).
- « 0 » engrais de ferme non incorporé en période à risque élevé de ruissellement de surface. Le suivi hydrométrique de la période de référence témoigne d'un phénomène de pertes événementielles de phosphore associé au ruissellement de surface, coïncidant avec la période de chantiers d'épandage des engrais de ferme. La figure 15 illustre ce phénomène, alors les concentrations ponctuelles en P observées à l'exutoire du ruisseau Brook atteignent un sommet à plus de 800 mg l^{-1} en réponse à de courts épisodes de ruissellement de surface atteignant 5 à 15 mm par jour, au début octobre 2009 et à la mi-mai 2011. Ces concentrations se distinguent nettement à la hausse par rapport à la relation concentration:débit typiquement observée à l'exutoire du ruisseau au cours de l'année. Ces pointes de concentration de l'eau du ruisseau en P étaient dès lors attribuées à un enrichissement ponctuel du sol hérité de l'épandage d'engrais de ferme non incorporé.

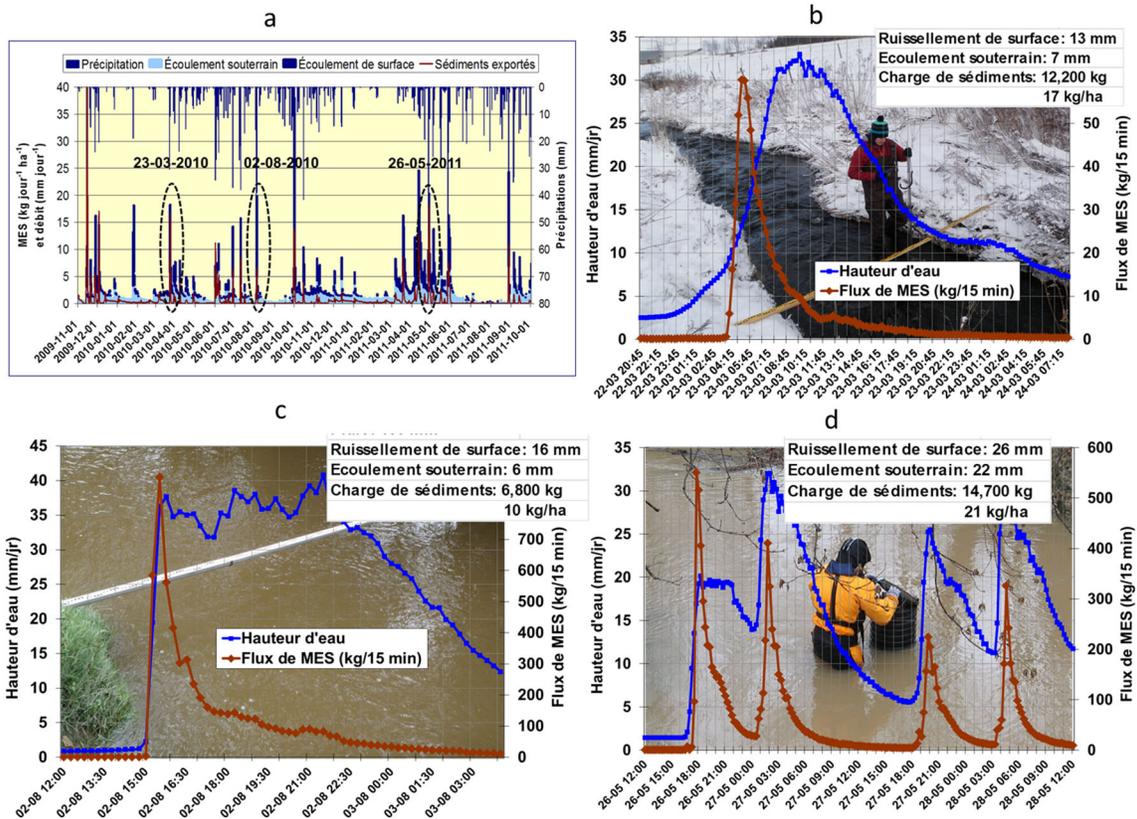


Figure 14. Hauteur d'eau exportée et flux de sédiments observés à l'exutoire du ruisseau Brook du 22 au 24 mars 2010, en réponse à 41 mm de pluie et la fonte de neige (b), du 2 au 3 août 2010, en réponse à une pluie de 100 mm (c) et du 26 au 28 mai 2011 en réponse à une pluie de 103 mm (Michaud, 2013; Extraits du Colloque « Eau courante, on rigole plus »).

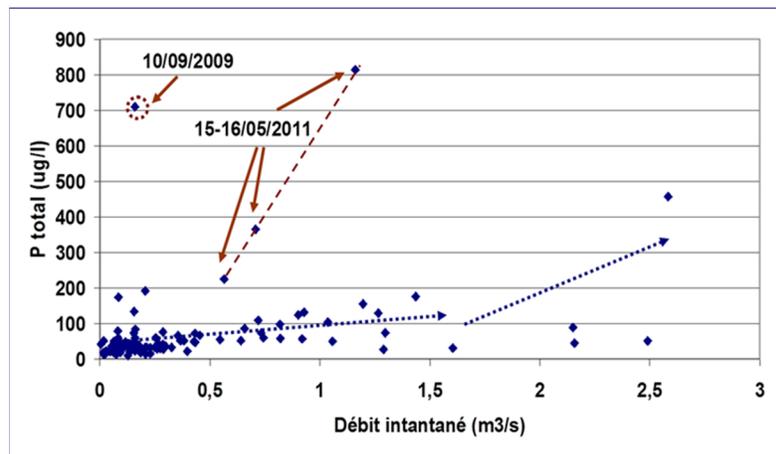


Figure 15. Concentrations ponctuelles en P total et débits instantanés observés ruisseau Brook pour la période d'étude 2009-2011 (Michaud, 2013; Extraits du Colloque « Eau courante, on rigole plus »).

L'accompagnement des huit entreprises agricoles du bassin Brook a été confié au printemps 2013 à l'organisation Bleu Massawippi, dédiée à la mise en valeur du Lac Massawippi et de son bassin versant. Cet accompagnement s'est intégré à une initiative plus large de l'organisation supportant l'implantation de cultures de couverture dans la région en vue de réduire les transferts diffus de P vers le lac Massawippi. Le bilan des activités de l'organisation dans le bassin Brook est décrit plus en détails par Gérin (2014). Dans un premier temps, tous les propriétaires du bassin versant ont été rencontrés et les terrains évalués par un conseiller agricole œuvrant au sein de l'organisation. Il est d'abord ressorti de ces visites individuelles que les terres des huit propriétaires étaient en fait exploitées par quatre entreprises agricoles. Dans un deuxième temps, toutes les entreprises agricoles ont été invitées à une rencontre d'information sur le projet qui s'est tenue à Ayer's Cliff le 31 mai 2013. Trois exploitants sur quatre étaient présents, en compagnie des conseillers de Bleu Massawippi, de la coordination régionale des actions en bassins versants, du MAPAQ et de l'IRDA. Il faut noter que le 4^e exploitant avait été présent à une précédente rencontre ayant le même objet tenue le 18 mars dans le cadre du projet Bassin-Filtre Tomifobia Massawippi de Bleu Massawippi (23 producteurs agricoles rassemblés).

Dans un troisième temps, les gestionnaires des entreprises agricoles ont été rencontrés individuellement à plusieurs reprises (46 visites individuelles au total rapporté par Gérin, 2014). Ces rencontres ont permis de planifier et supporter la mise en œuvre des pratiques alternatives de gestion du parcellaire en vue de rencontrer les deux objectifs agroenvironnementaux pertinents à la protection des sols et à la gestion des épandages. Sur huit propriétés, cinq n'ont nécessité en 2013 aucune intervention ou une intervention mineure seulement, soit l'absence d'épandage automnal d'engrais de ferme. L'ensemble des superficies profitaient en effet de prairies ou de céréales à paille grainée, offrant une protection anti-érosive au sol optimale. L'accompagnement dans la transition à des pratiques alternatives de gestion s'est donc centré sur deux entreprises agricoles, exploitant les terres de trois propriétés du bassin versant. L'accompagnement du conseiller de Bleu Massawippi a permis l'implantation sur ces terres de cultures intercalaires de ray-grass ou de seigle d'automne dans le maïs ensilage, de même qu'une transition au semis direct sur le retour de culture de maïs grain. L'équipe de Bleu Massawippi établit que les objectifs de protection hivernale des sols ont été atteints respectivement au niveau de 60 et 65 % des superficies à risque pour les deux entreprises interpellées (Gérin, 2014).

En 2014-2015, l'équipe du Club agroenvironnemental de l'Estrie a pris le relais dans l'accompagnement des entreprises agricoles. Compte tenu des contraintes de conditions météorologiques et de disponibilité d'équipement de semis intercalaire, la culture de ray-grass n'est pas retenue. Le seigle d'automne est plutôt implanté en culture de couverture après la récolte du maïs en 2014 et 2015 sur les superficies en cultures annuelles dans le secteur aval du micro-bassin (environ 45 hectares), considérées les plus vulnérables en raison du relief et de la classe de mauvais drainage des sols. En moyenne, pour les trois saisons de culture de la période d'évaluation, 12% des superficies en culture du micro-bassin ou 70 % des superficies en cultures annuelles ont ainsi profité d'une protection hivernale, soit sous couvert de ray-grass, de seigle ou de résidus de culture de maïs grain.

3.2 Suivi hydrologique

Cette section présente les résultats du suivi hydrologique des bassins Brook et Cass pour la période de référence 2009-2012 et d'évaluation 2013-2015. Les débits stratifiés des ruisseaux et leurs flux respectifs de sédiments sont d'abord présentés, suivis des flux de phosphore, de nitrates et de calcium. Enfin, l'analyse en covariance de l'ensemble ces paramètres de qualité de l'eau est mise à profit dans la détection d'une évolution significative au ruisseau Brook (micro-bassin Intervention) entre les deux périodes d'étude, en utilisant les observations du ruisseau Cass (micro-bassin Témoin) en covariable.

3.2.1 Hauteurs d'eau et débits.

Les précipitations et la stratification des écoulements de base et de crue pour les ruisseaux Cass et Brook pour les périodes de référence (septembre 2009 à octobre 2011) et d'évaluation (avril 2013 à novembre 2015) sont présentés au Tableau 12. Dans l'ensemble, les deux micro-bassins à l'étude démontrent une hydraulité relativement plus élevée en période de référence, reflétant des précipitations et des couverts de neige plus abondants au cours de cette période d'étude. La séparation des écoulements sur la base du débit limite de $0,23 \text{ l s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ indique une répartition semblable des écoulements de base et de crue pour les deux bassins. Les contributions des crues au débit total des deux ruisseaux passent ainsi de 70% en période de référence à 60% en période d'évaluation 2013-2015. La prise en compte de trois saisons estivales en période d'évaluation, contre seulement deux en période de référence, contribue à ce gradient dans la stratification des débits entre les deux périodes à l'étude.

Tableau 12. Stratification des écoulements de base et de crue pour les périodes de référence (septembre 2009 à octobre 2011) et d'évaluation (avril 2013 à novembre 2015) des micro-bassins des ruisseaux Cass et Brook.

Période de référence, précipitations 2413 mm (1189 mm an^{-1})							
Strate No.	Débit spécifique ($\text{l s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$)	Bassin Cass			Bassin Brook		
		Jours	Lame d'eau exportée		Jours	Lame d'eau exportée	
1	< 0,2315	515	499 mm	$0,97 \text{ mm jr}^{-1}$	524	507 mm	$0,97 \text{ mm jr}^{-1}$
2	> 0,2315	226	1118 mm	$4,95 \text{ mm jr}^{-1}$	217	1198 mm	$5,52 \text{ mm jr}^{-1}$
Global		741	1617 mm	796 mm an^{-1}	741	1706 mm	841 mm an^{-1}
Période d'évaluation, précipitations 2874 mm (1083 mm an^{-1})							
Strate No.	Débit spécifique ($\text{l s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$)	Bassin Cass			Bassin Brook		
		Jours	Lame d'eau exportée		Jours	Lame d'eau exportée	
1	< 0,2315	720	671 mm	$0,93 \text{ mm jr}^{-1}$	783	589 mm	$0,75 \text{ mm jr}^{-1}$
2	> 0,2315	248	1042 mm	$4,20 \text{ mm jr}^{-1}$	185	900 mm	$4,87 \text{ mm jr}^{-1}$
Global		968	1713 mm	646 mm an^{-1}	968	1489 mm	561 mm an^{-1}

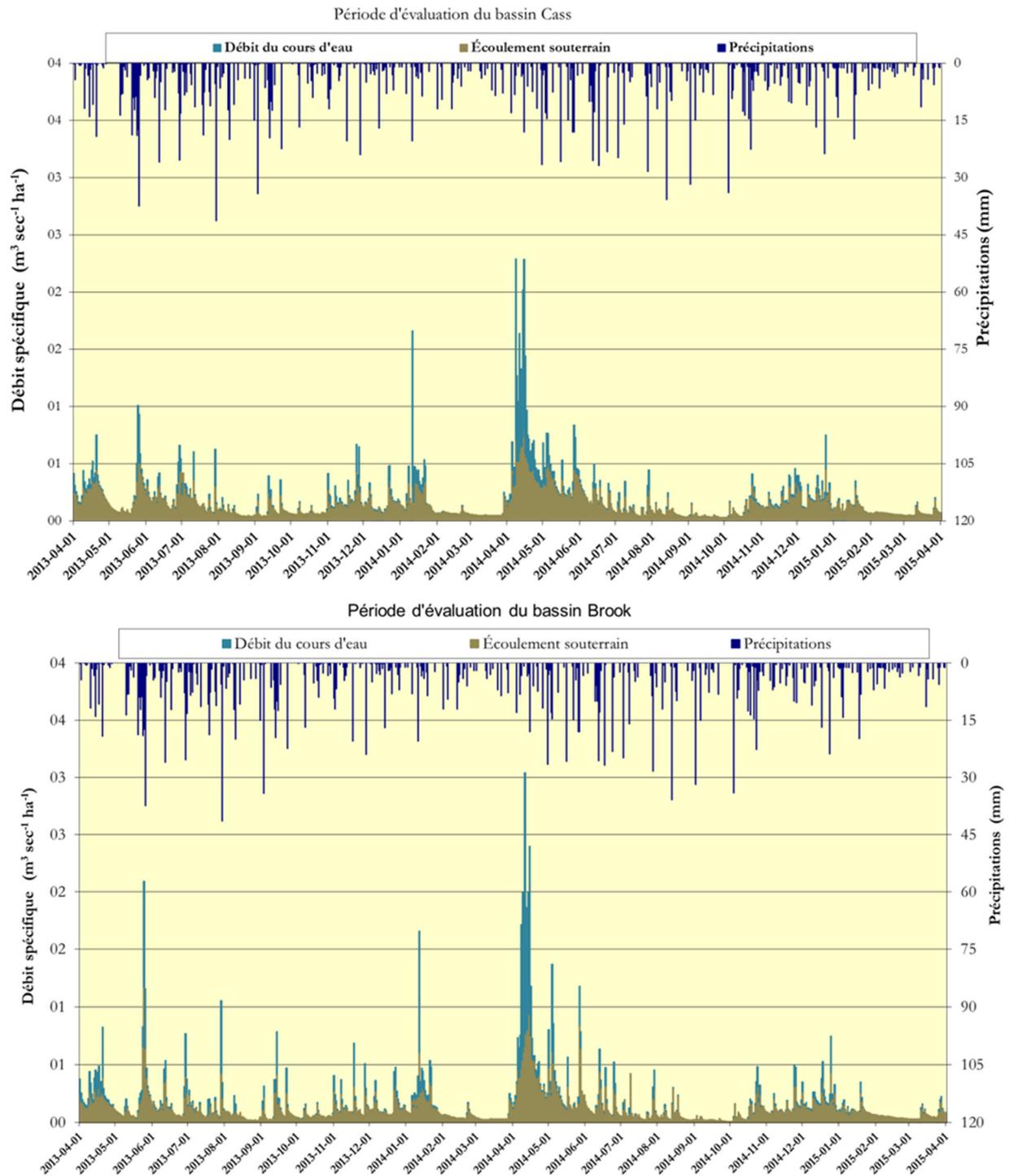


Figure 16. Séries chronologiques journalières des précipitations, des débits spécifiques et des écoulements souterrains estimés pour les ruisseaux des micro-bassins Cass et Brook pour la période d'avril 2013 à avril 2015. Le ruissellement de surface correspond à la différence entre le débit total et l'écoulement souterrain.

Malgré des stratifications semblables des débits de base et de crue, le ruisseau Brook témoigne d'une activité hydrologique de surface plus intense que le ruisseau Cass. Les débits de crue moyens du ruisseau Brook pour les deux périodes à l'étude (5,52 et 4,87 mm jr⁻¹ respectivement en période de référence et d'évaluation) sont en effet plus élevés que ceux du ruisseau Cass (4,95 et 4,20 mm jr⁻¹ respectivement en période de référence et d'évaluation). La comparaison des hydrogrammes des deux ruisseaux, tel qu'illustrée en figure 16, met clairement en relief des maxima de débits journaliers plus élevés au ruisseau Brook qu'au ruisseau Cass.

Les débits de pointe journaliers plus élevés du ruisseau Brook se traduisent également en une proportion relativement plus importante de l'eau exportée dans le ruissellement de surface, tel que révélé par la séparation des débits des ruisseaux sur la base de leur signal de conductivité électrique. En période d'évaluation par exemple, il est estimé que 20% de l'eau exportée du bassin Cass chemine par la surface, contre 27% au ruisseau Brook (Tableau 13). Cette différence équivaut à environ 18 mm de ruissellement de surface sur une base annuelle, à l'avantage du ruisseau Brook. En période de référence, les contributions respectives du ruissellement de surface aux exutoires des deux ruisseaux témoignent d'un gradient similaire, reflétant cependant une plus forte hydraulicité héritée des fontes de neiges et d'évènements d'intenses précipitations au cours de la période 2009-2011.

Tableau 13. Séparation des lames d'eau exportées aux exutoires des micro-bassins Cass et Brook en ses composantes d'écoulement souterrain et de ruissellement de surface dérivée de l'analyse du signal de conductivité électrique.

	Période de référence, septembre 2009 à octobre 2011		Période d'évaluation, avril 2013 à novembre 2015	
	Bassin Cass	Bassin Brook	Bassin Cass	Bassin Brook
Lame d'eau exportée (mm)	1617	1705	1713	1489
Eau souterraine (mm)	1247	1163	1363	1092
% souterrain	77%	68%	80%	73%

La présence des milieux humides dans le micro-bassin du ruisseau Cass a aussi manifestement une influence sur le régime hydrique du ruisseau. Les séries temporelles d'observations du débit, de la turbidité et de la conductivité colligées à l'exutoire des ruisseaux indiquent que les micro-bassins versants ont des réponses hydrologiques contrastées aux évènements de précipitations abondantes. Lors de la crue du 30 septembre au 1er oct 2010, par exemple (figure 17), la comparaison des hydrogrammes et des sédigrammes des ruisseaux témoigne du phénomène de laminage de la crue au ruisseau Cass, de même que d'un pic de concentration en MES retardé en lien avec l'effet des milieux humides naturels sur le captage des sédiments.

L'analyse hydrologique systématique des crues des deux bassins dans le cadre d'un autre projet (Michaud et al., 2014a) confirme par ailleurs l'activité hydrologique de surface plus importante au ruisseau Brook. Le coefficient de ruissellement moyen (ratio eau ruisselée/précipitation) évalué pour le ruisseau Brook est de l'ordre de 0,25 (écart-type de 0,11), soit nettement supérieur à la valeur de 0,14 (écart-type de 0,06) observée au ruisseau Cass. L'activité hydrologique de surface relativement plus intense au bassin Brook est

cohérente avec la prédominance de ses sols caractérisés par un mauvais drainage, de même qu'avec l'effet tampon des milieux humides sur la réponse hydrologique du ruisseau Cass..

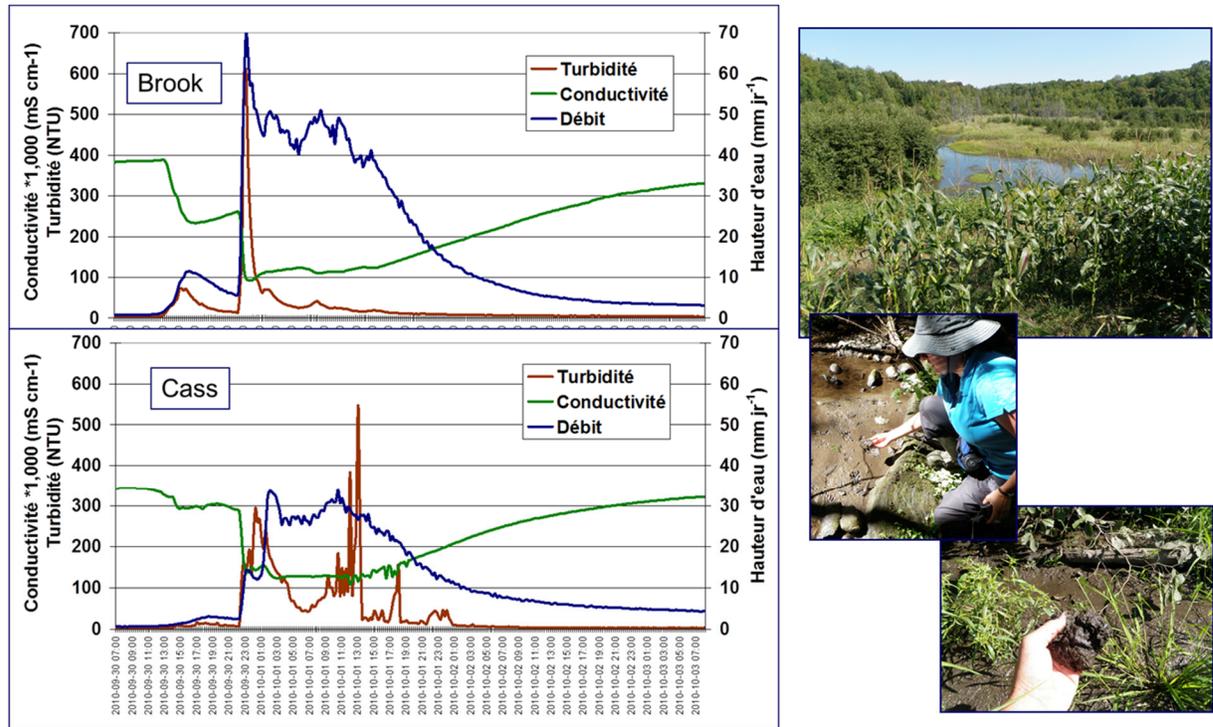


Figure 17. Évolutions comparées des débits et des signaux de turbidité et de conductivité aux ruisseaux Cass et Brook lors de la crue 30 septembre au 1er octobre 2010.

Enfin, il est noté que le gradient dans les hauteurs d'eau totales estimées pour les bassins à l'étude s'inverse entre les périodes de référence et d'évaluation. Tel que rapporté au Tableau 12, la hauteur d'eau totale estimée pour le bassin Cass pour la période d'évaluation (1713 mm) est en effet supérieure à celle du bassin Brook (1489 mm). Ce gradient est opposé à celui observé en période de référence, alors que la hauteur d'eau exportée du ruisseau Brook (1706 mm) excède plutôt celle du ruisseau Cass (1617 mm). L'analyse statistique (ANCOVA) des débits hebdomadaires des ruisseaux indique que la différence dans les hauteurs d'eau annuelles estimées est principalement redevable aux observations colligées dans la strate d'écoulement de base. L'ANCOVA indique en effet une interaction significative entre le débit et la période (référence vs évaluation), ce qui se traduit par des pentes distinctes des équations de régression entre les périodes de référence et d'évaluation (Figure 18). Pour le débit journalier médian de référence de 2,34 mm au micro-bassin Témoin (ruisseau Cass), l'estimation du débit journalier du ruisseau Brook est de 2,42 mm en période de référence, et passe à 1,96 mm en période d'évaluation, soit une réduction de l'ordre de 19% (Tableau 19). Pour les hauteurs d'eau journalières plus élevées, les différences relatives de débits entre les deux périodes ne sont plus significatives. Des illustrations des différences journalières des hauteurs d'eau exportées entre les micro-bassins Brook et Cass sont reproduites en annexe 1 et 2.

Il est estimé que le gradient inter-périodes significatif détecté pour les débits est redevable à une sous-estimation des débits de la state d'écoulement de base au ruisseau Cass en période de référence. Cette sous-estimation découle en partie d'un déficit d'ajustement dans la courbe de tarage du ruisseau Cass pour cette période d'étude. Bien que supportée par 21 mesures ponctuelles de débits au moulinet hydrologique, cette sous-estimation présumée de l'écoulement de base est liée à la modification de la section du ruisseau à proximité de la station hydrométrique, lors des fortes crues observées en période de référence (précipitations >100 mm). La précision du calage est cependant rétablie en période d'évaluation, suivant 35 mesures de débits en section stable du ruisseau.

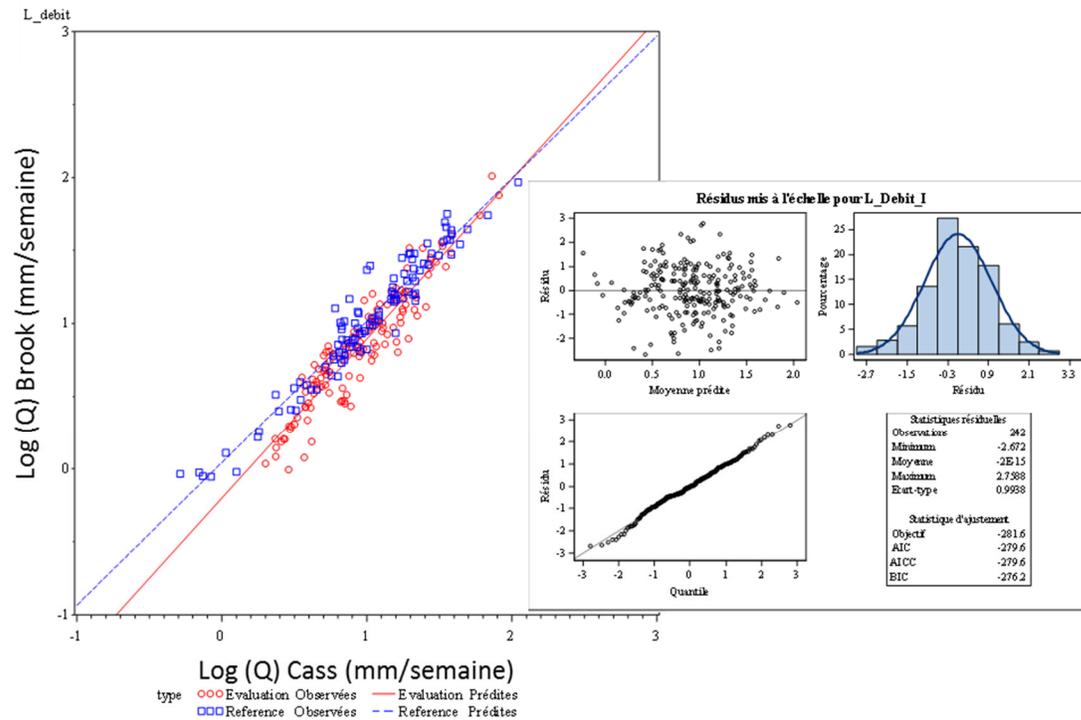
Retenons que cette sous-estimation du débit en période de référence au ruisseau Cass doit être prise en considération dans l'interprétation des effets de la période sur les flux de sédiments et de nutriments décrits en sections suivantes du rapport. Une sous-estimation présumée des débits du micro-bassin Témoin (ruisseau Cass) en période de référence se traduit en un gradient à la baisse du débit au ruisseau Brook en période d'évaluation (relativement au ruisseau Cass), tel qu'illustré en figure 18. Puisque le débit est utilisé comme facteur multiplicatif de la concentration dans le calcul des flux, on peut dès lors estimer que le gradient du débit entraîne également le gradient des flux dans une proportion équivalente. Aussi, dans les sections suivantes du présent rapport traitant des gradients dans la mobilisation des sédiments et des nutriments, il sera préférable d'interpréter les différences entre les périodes de référence et d'évaluation sur la base des concentrations instantanées observées plutôt que les flux. La détection d'un gradient dans les concentrations instantanées mesurées dans les ruisseaux est en effet soustraite à l'effet de sous-estimation du débit (Cass) en période de référence.

Paramètre			Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ² (mm semaine ⁻¹)		Différence	
	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%)	P>t
Débit (mm sem ⁻¹)	PD	238	18.6	-	1096.7	9.62	7.15	-26%	<.0001

¹ PD: Pentas de régression distinctes pour les deux périodes; PE: Pentas de régression égales pour les deux périodes;

MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin).



Regression Equation:
L_Débit_I(type:Evaluation Préd.) = -0.20168 + 1.095832*L_Débit_T
L_Débit_I(type:Reference Préd.) = 0.04245 + 0.97605*L_Débit_T

Figure 18 Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le débit hebdomadaire du ruisseau Brook (micro-bassin Intervention), utilisant les observations du ruisseau Cass en covariable (micro-bassin Témoin).

3.2.2 Concentrations et charges sédimentaires.

La figure 19 présente les séries chronologiques journalières des débits et des concentrations en matières en suspension (MES) dérivées des signaux de turbidité au pas de temps de 15 minutes pour les bassins Cass et Brook durant la période d'évaluation 2013-2015. La vulnérabilité relativement plus élevée aux exportations de sédiments du bassin Brook au printemps et à l'été 2013 (très pluvieux) est mise en évidence par la comparaison des sédiagrammes des deux bassins. La vulnérabilité relativement plus élevée aux exportations de sédiments du bassin Brook reflète l'intensité de son ruissellement de surface évoquée précédemment. L'étude des sédiagrammes indique également que le gradient des flux journaliers s'inverse en 2014, reflétant vraisemblablement l'effet de l'implantation des cultures de couverture et des cultures sur résidus dans les zones critiques du micro-bassin Brook au cours de la saison précédente (2013).

Tableau 14. Charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit des matières en suspension observées aux exutoires des micro-bassins Cass et Brook au moyen des sondes multi-paramètres pour la période de référence 2009-2011 et la période d'évaluation 2013-2015.

	Période de référence (741 jours, mai 2009 à novembre 2011)		Période d'évaluation (968 jours, avril 2013 à novembre 2015)	
	Bassin Cass	Bassin Brook	Bassin Cass	Bassin Brook
Charge (Mg)	169	330	256	321
Concentration (mg l ⁻¹)	18	27	26	30
Hauteur d'eau exportée (mm)	1 617	1 705	1 713	1 489

Considérant l'ensemble de la période d'évaluation 2013-2015, les concentrations et les charges spécifiques de sédiments observées à l'exutoire du ruisseau Brook demeurent plus élevées qu'au ruisseau Cass, tel que rapporté au Tableau 14. Les concentrations moyennes pondérées pour le débit en MES au ruisseau Cass exprime un gradient similaire à celui des charges. En effet, la concentration en MES s'accroît sensiblement au ruisseau Cass, passant de 18 à 26 mg l⁻¹, de la période de référence à la période d'évaluation, respectivement. Au ruisseau Brook, les concentrations restent relativement stables entre les deux périodes d'études, passant de 27 à 30 mg l⁻¹. Les charges spécifiques de sédiments exportées à l'exutoire ont légèrement augmenté au ruisseau Cass passant de 83 Mg an⁻¹ en période de référence à 97 Mg an⁻¹ en période d'évaluation. Pour les mêmes périodes cependant, au ruisseau Brook, la charge spécifique diminue sensiblement passant de 163 Mg an⁻¹ à 121 Mg an⁻¹. La figure 20 illustre la distribution saisonnière de ces différences de bilans sédimentaires hebdomadaires aux ruisseaux Cass et Brook.

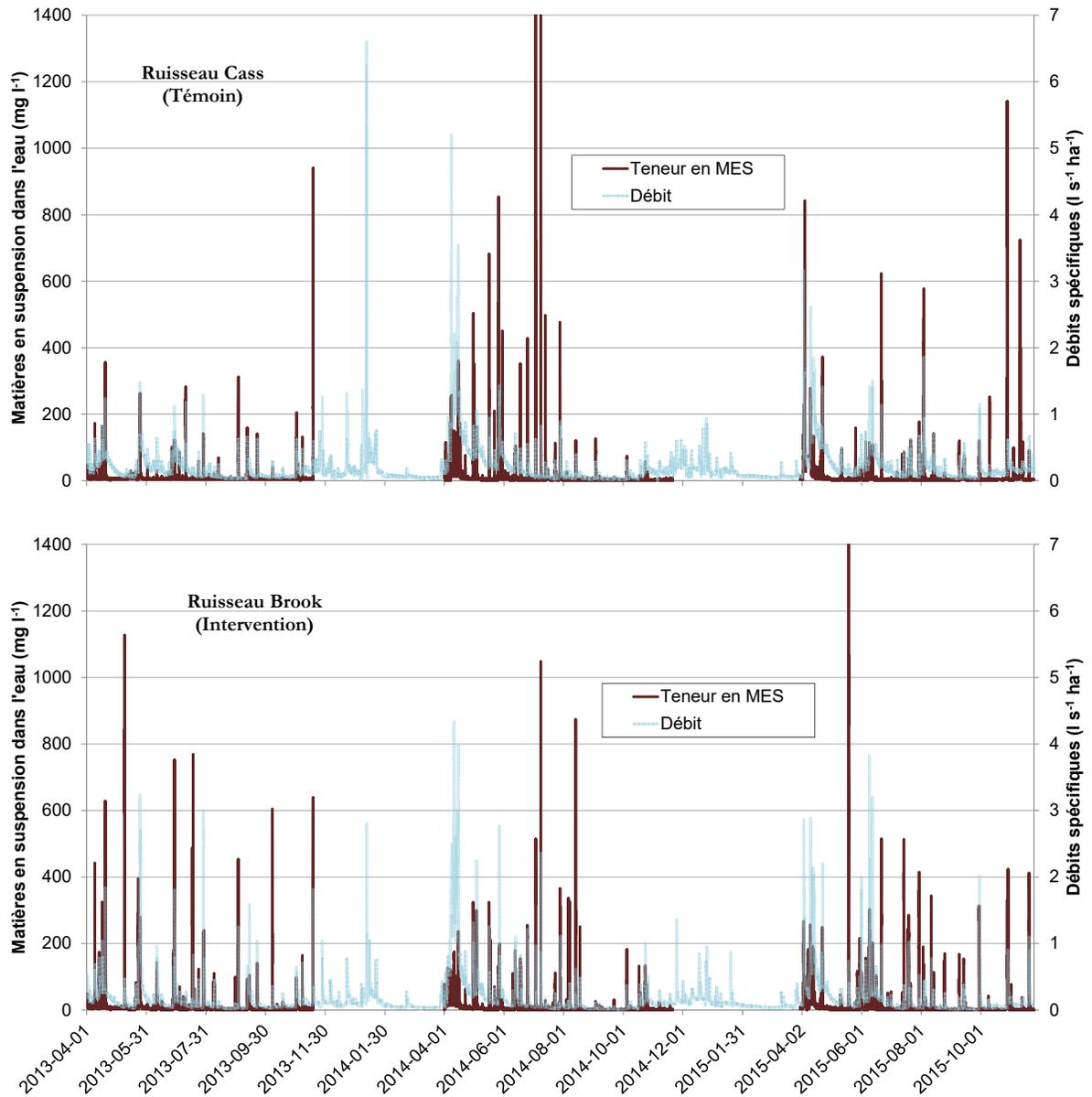


Figure 19. Séries chronologiques journalières des concentrations instantanées (15 minutes) de matières en suspension (MES) et des débits spécifiques observés aux stations des ruisseaux Cass et Brook pour la période d'évaluation 2013-2015.

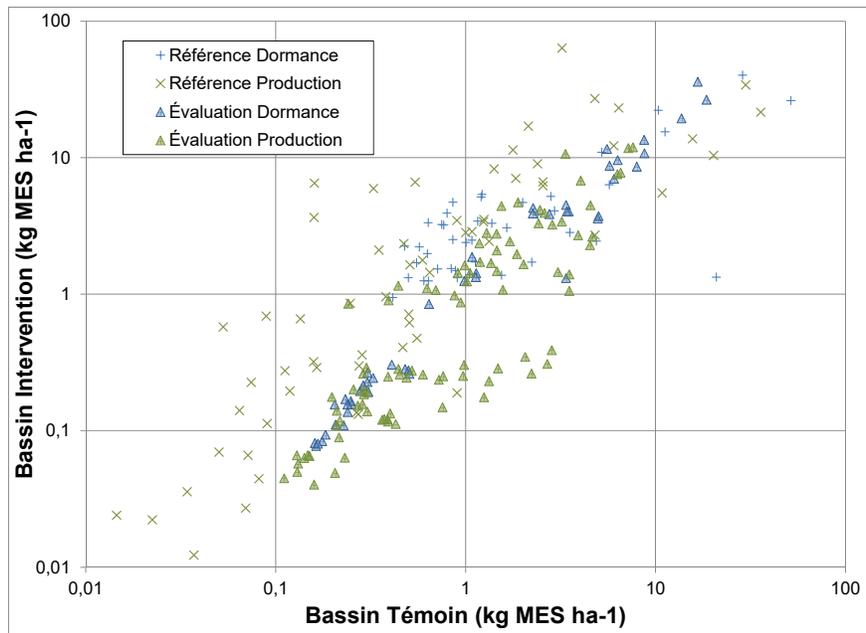


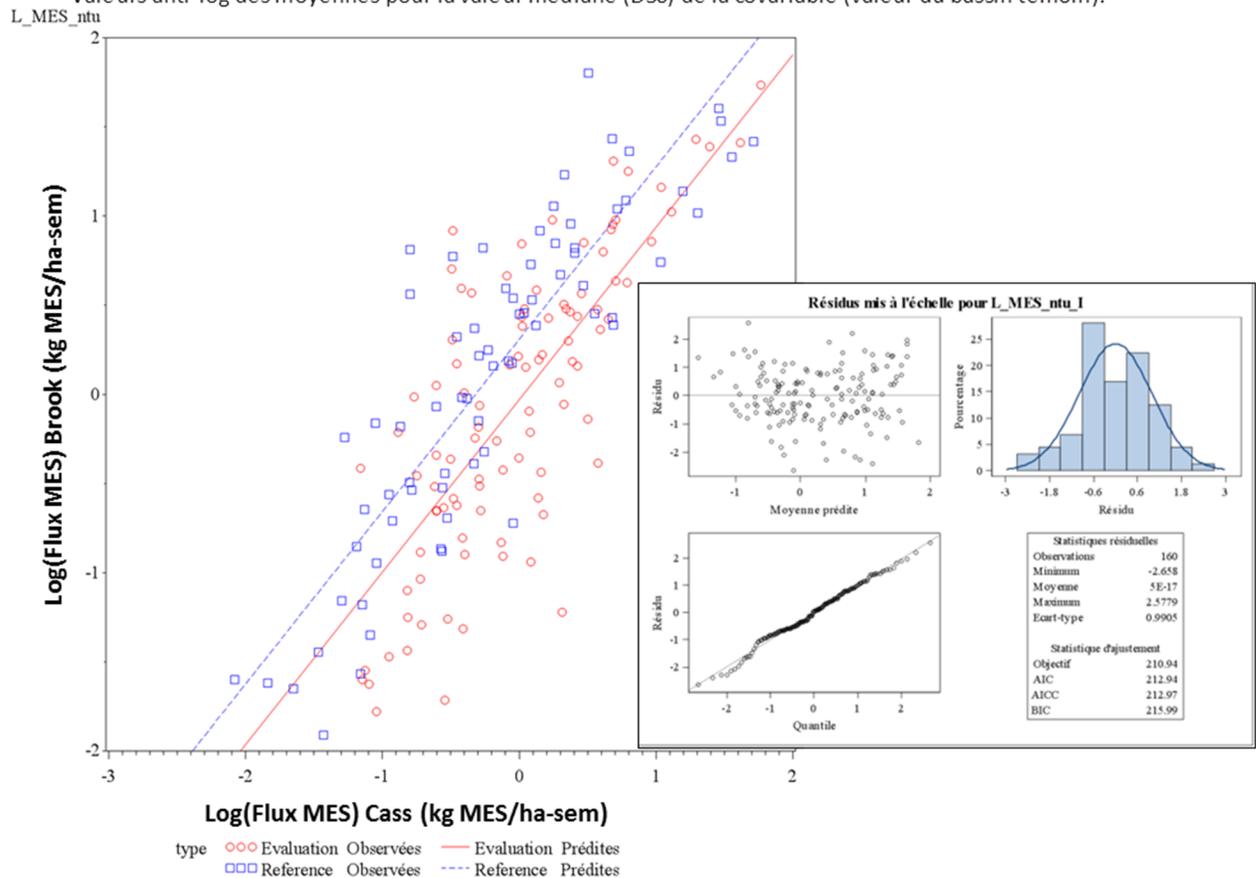
Figure 20. Flux hebdomadaires de sédiments dérivés des mesures en continu du signal de turbidité aux exutoires des bassins Brook (Intervention) et Cass (Témoin) pour les périodes de référence 2009-2011 et d'évaluation 2013-2015.

La détection d'un effet des interventions agroenvironnementales dans le micro-bassin Intervention du ruisseau Brook sur les charges de sédiments a été évaluée au moyen de l'analyse statistique de covariance (ANCOVA) des flux hebdomadaires des matières en suspension dérivées des observations de turbidité en continu au pas de temps de 15 minutes. La période sous couvert de glace, en absence des sondes, est donc exclue de cette analyse. Une évaluation de l'effet de la période (Évaluation vs Référence) sur la base du flux hebdomadaire, plutôt que sur celle du flux journalier, est indiquée compte tenu de l'effet des milieux humides sur la dynamique des sédiments dans le micro-bassin Cass. Tel qu'évoqué antérieurement (figure 17), les cycles de rétention peuvent s'échelonner sur une période de plus de 24 heures. Les résultats de l'ANCOVA illustrés en figure 21 confirme une diminution significative de l'ordre de 54% du flux hebdomadaire MES au ruisseau Brook en période d'évaluation, relativement au gradient observé au ruisseau Cass pour les mêmes périodes. Ce taux relatif de réduction des flux de sédiments est significatif, quel que soit le niveau de la charge hebdomadaire, tel qu'indiqué par un modèle de régression à pentes égales pour les deux périodes.

Paramètre			Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%)	P>t
Flux MES NTU (kg/ha-sem)	PE	168	13,84	207,83	-	1,64	0,75	-54%	<.0001

¹ PE: Pentas de régression égales pour les deux périodes; MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin).



Regression Equation:
 $L_MES_ntu_I(\text{type:Evaluation Préd...}) = -0.030452 + 0.966873 * L_MES_ntu_T$
 $L_MES_ntu_I(\text{type:Reference Préd...}) = 0.30936 + 0.966873 * L_MES_ntu_T$

Figure 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le flux hebdomadaire de matières en suspension (relevé par sondage de la turbidité) du ruisseau Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.

L'analyse statistique des observations de concentration et de flux instantané de MES relevés par échantillonnage et dosage en laboratoire produit des résultats similaires à ceux de l'analyse du signal de turbidité. Une réduction significative ($p < 0.001$) de l'ordre de 57% des flux instantanés de MES (débit instantané X concentration instantanée en MES mesurée au laboratoire) est en effet détectée au ruisseau Brook en période d'évaluation (Figure 22). Le modèle ANCOVA retenu est semblable à celui déterminé par le sondage en continu de la turbidité, soit un modèle à pente unique, qui indique que le taux de réduction du flux de sédiments en période d'évaluation au ruisseau Brook est relativement stable, quel que soient les conditions hydrologiques. L'analyse ANCOVA du paramètre de concentration instantané en MES au ruisseau Brook révèle un gradient similaire en période d'évaluation, soit une réduction de 40%, comparativement au gradient observé au bassin Témoin. Compte tenu du gradient dans les débits entre les périodes d'études abordé précédemment, des réductions de flux de MES de 57% (méthode de dosage en laboratoire) ou de 54% (méthode du signal de la turbidité) sont possiblement surestimées. Aussi, la réduction significative de la concentration en MES de l'ordre de 40% en période d'évaluation au ruisseau Brook est estimée plus représentative de l'effet de l'introduction des pratiques culturales anti-érosives sur le bilan sédimentaire du micro-bassin versant.

Rappelons que le suivi des concentrations de MES mesurées en laboratoire découlent de campagnes d'échantillonnages simultanées des crues des ruisseaux et permet ainsi une évaluation des concentrations et des flux de sédiments qui est indépendante de celle mesurée au moyen du monitoring en continu de la turbidité par les sondes. Au plan méthodologique, la cohérence des résultats dérivés des échantillonnages ponctuels des rivières avec ceux dérivés des sondages en continu de la turbidité indique que le protocole d'échantillonnage mis en œuvre dans le cadre du projet, ciblé sur les crues des ruisseaux, est représentatif des relations concentration:débit observées pour l'ensemble de la période à l'étude.

La cohérence des résultats issus des sondages géochimiques en continu et du programme d'échantillonnage ponctuel des ruisseaux confirment une atténuation substantielle des processus érosifs au bassin Brook en période d'évaluation. Cette atténuation significative des exportations de sédiments est attribuée à l'implantation des pratiques culturales anti-érosives sur les superficies en cultures annuelles considérées comme les plus vulnérables à l'échelle du bassin versant, en raison notamment de leur classe de drainage et d'une localisation en secteur aval du micro-bassin. Tel que décrit antérieurement en section 3.1, la culture de ray-grass intercalé dans le maïs, le semis à la dérobée de seigle et l'introduction de la culture sur résidus pour le maïs grain, ont assuré une protection anti-érosive sur environ 70% de la superficie en cultures annuelles du micro-bassin, considérée comme la principale source d'émission de sédiments au ruisseau. Une réponse significative de la qualité de l'eau, résultant d'une action agroenvironnementale sur une portion aussi restreinte du bassin, tient en large partie au fait que le paysage vallonné du ruisseau Brook est occupé par la forêt (46%), alors que les cultures pérennes occupent 83% de l'espace cultivé (Tableaux 3 et 4).

Paramètre	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
			Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%)	P>t
Conc. MES (mg l)	PE	214	34,88	309,89	-	6,93	4,18	-40%	<.0001
Flux MES (g/ha-jr)	PE	214	17,86	636,43	-	171,51	74,56	-57%	<.0001

¹ PE: Pentés de régression égales pour les deux périodes; MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin).

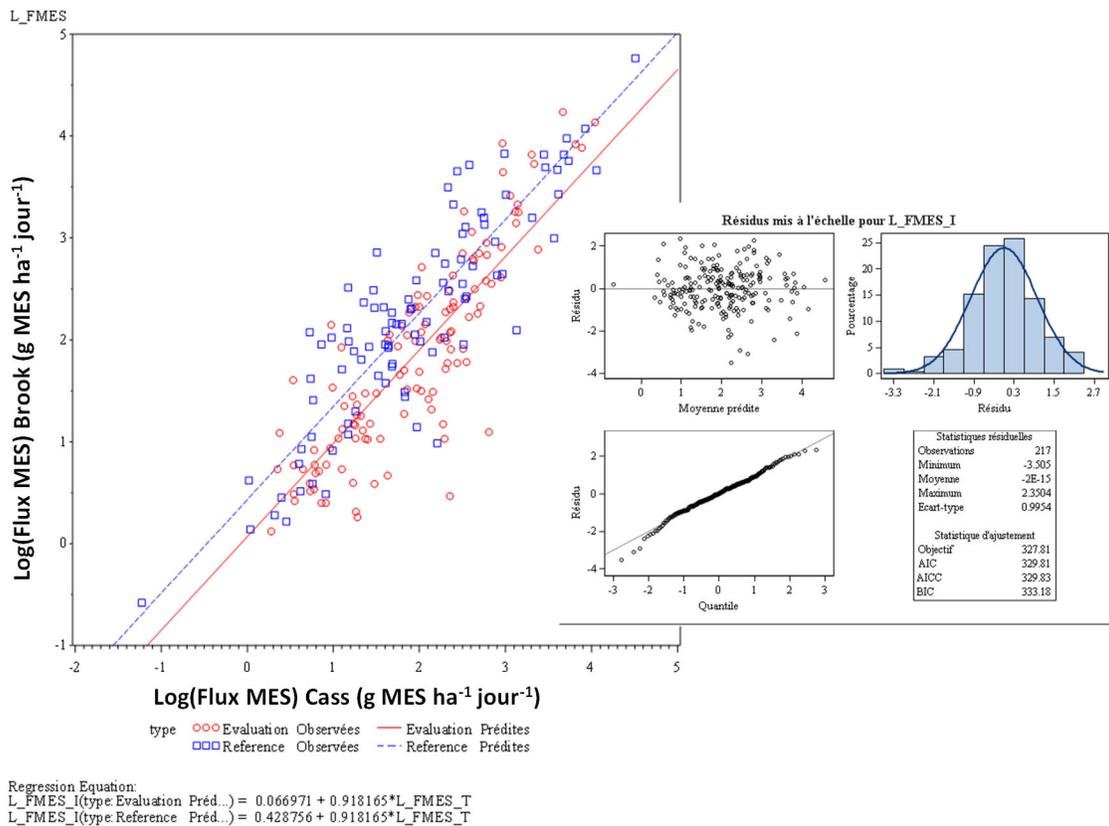


Figure 22. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur la concentration et le flux instantané de matières en suspension relevés par échantillonnage et dosage en laboratoire du ruisseau Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.

3.2.3 Concentrations et charges de nutriments

L'étude des gradients de concentration et de flux de nutriments aux exutoires des ruisseaux Brook et Cass est centrée sur le phosphore (P) et l'azote (N), compte tenu de leur impact sur l'écosystème aquatique. La teneur en calcium (Ca) des eaux des ruisseaux est également à l'étude, étant donné qu'elle s'avère un bon indicateur des parcours de surface et souterrain de l'eau dans le bassin versant. Cette analyse complète la perspective apportée par le signal de conductivité électrique mis à profit dans la séparation des hydrogrammes des cours d'eau en ses composantes de ruissellement de surface et d'écoulement souterrain évoquée précédemment (section 3.2.1).

Les résultats de l'étude des concentrations et flux de nutriments sont ici présentés en deux parties. Dans un premier temps, un portrait d'ensemble de la variabilité et des corrélations entre les concentrations observées de P, N et Ca, les variables du débit et les signaux géochimiques (turbidité et conductivité) est présenté pour les deux bassins à l'étude. En seconde partie, les résultats de modélisation des séries temporelles des concentrations et des flux, sont présentés successivement pour le calcium, le phosphore et les nitrates. Tel que rapporté en section méthodologique (2.2), une méthode de régression linéaire multi-variée a été utilisée dans la modélisation des concentrations et des flux de nutriments, mettant à profit la mesure du débit et sa variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité. Enfin, la détection de gradients dans les flux et les concentrations des nutriments entre la période de référence (pré-intervention) et la période d'évaluation (post-intervention) est commentée. À l'instar des analyses du débit et des teneurs en MES présentée antérieurement, la détection de l'effet « Période » est supportée par l'analyse de covariance (ANCOVA) des concentrations et des flux instantanés de nutriments du ruisseau Brook (micro-bassin Intervention), utilisant les observations du ruisseau Cass (micro-bassin Témoin) en covariables. Une description plus détaillée de la méthodologie est présentée en section 2.2.

3.2.3.1 Variabilité et corrélations entre les débits et les concentrations observées

Les figures 23 et 24 illustrent les concentrations observées en P total, en P soluble, en nitrates et en calcium en fonction des débits spécifiques et de la date d'échantillonnage aux stations des ruisseaux Cass et Brook, respectivement, pour la période d'évaluation 2013-2015. Les distributions des observations de concentrations en fonction des débits instantanés au moment des échantillonnages sont également illustrées pour les périodes d'évaluation 2013-2015 et de référence (2009-2011). Dans l'ensemble, la distribution des concentrations en phosphore et en calcium témoigne d'une forte dépendance au débit. Une relation concentration:débit en apparence moins structurée au ruisseau Cass pour le Ptotal est indicatrice de l'influence des milieux humides sur la rétention de sédiments évoqué précédemment, qui se répercute sur la charge de phosphore à dominance particulaire.

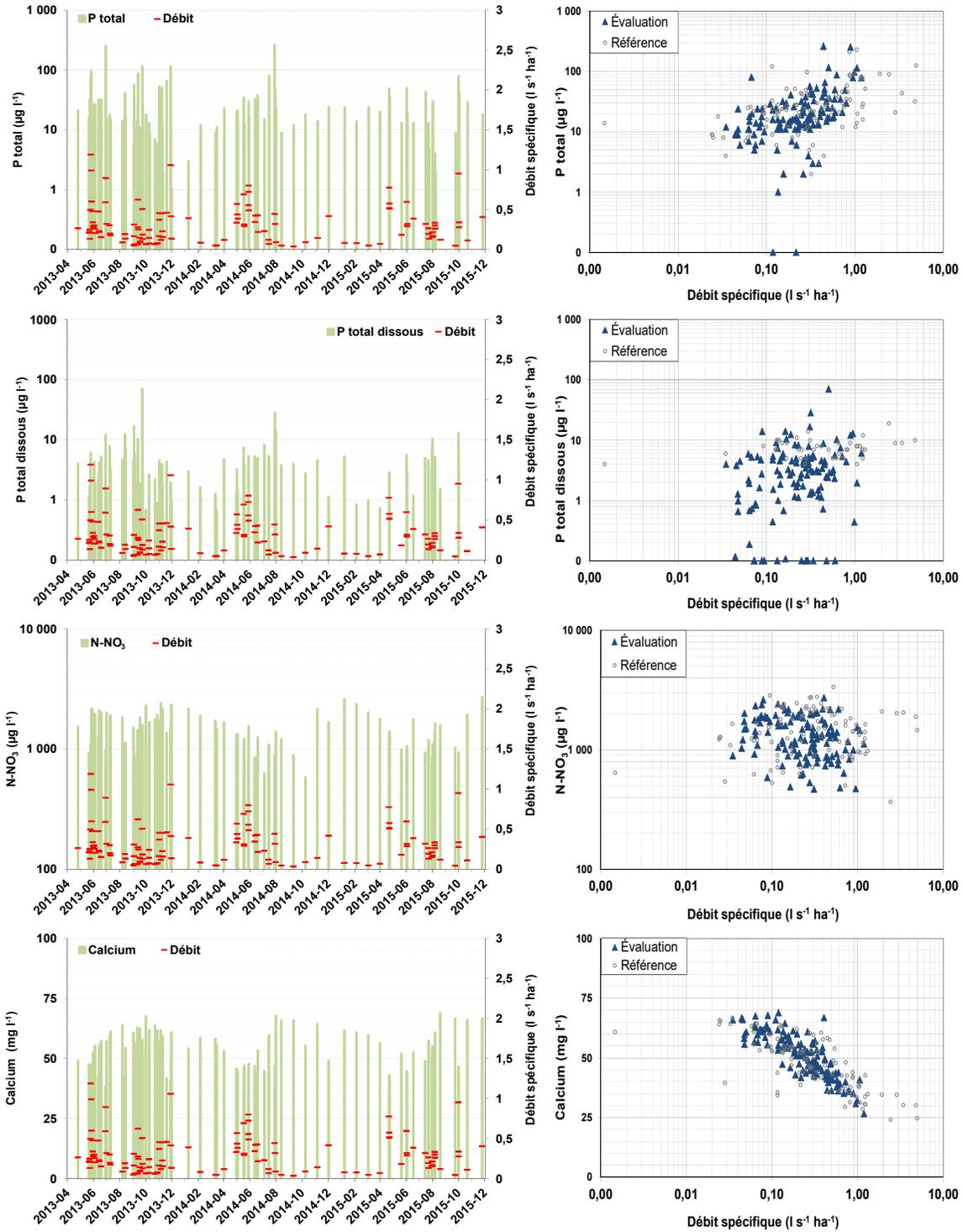


Figure 23. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station du ruisseau Cass pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.

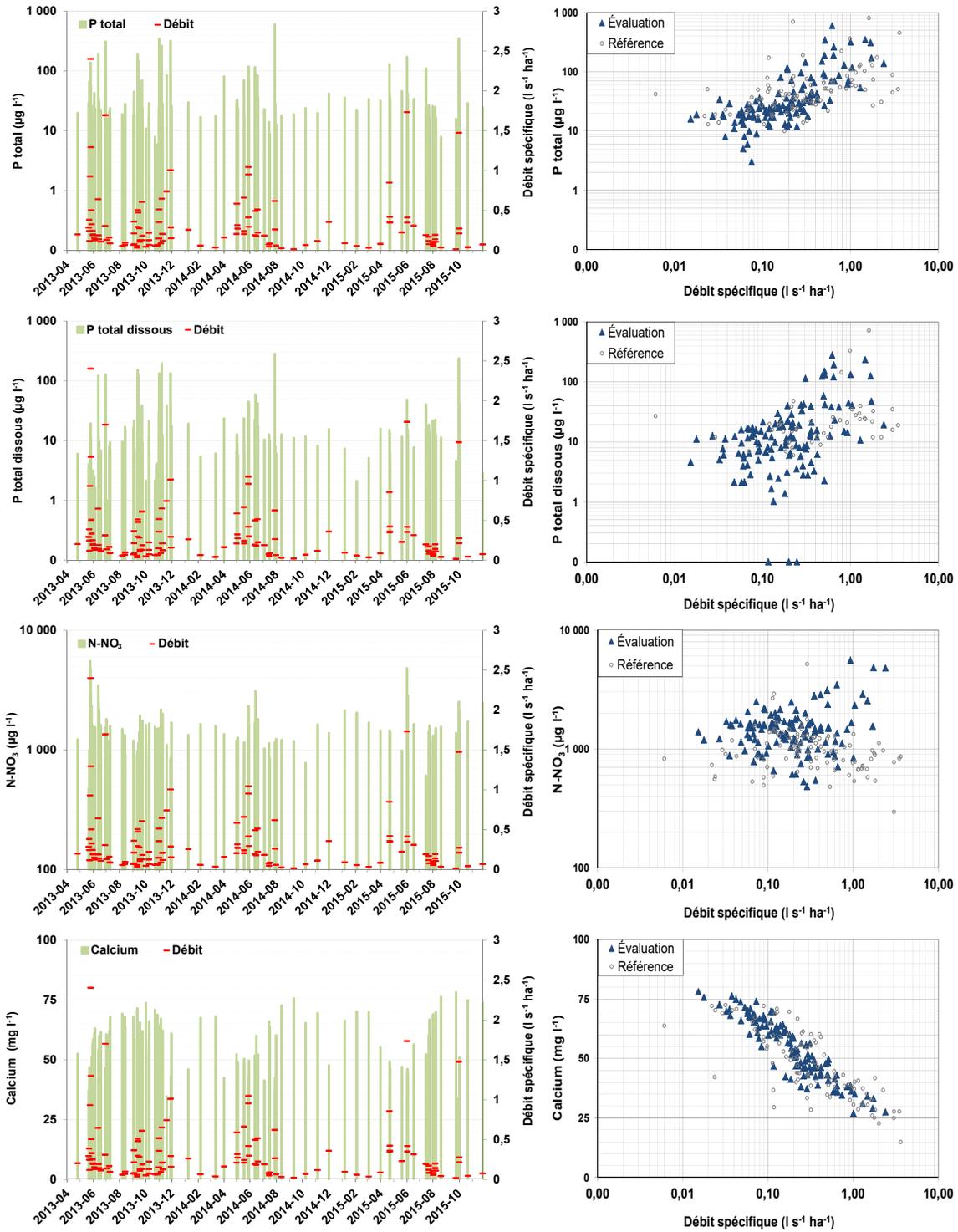


Figure 24. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station du ruisseau Brook pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.

Tableau 15. Coefficients de corrélation de Spearman entre les concentrations instantanées en nutriments (N, P et Ca) des eaux des ruisseaux Cass et Brook avec les observations en continu des ruisseaux pertinentes au débit, à la conductivité et à la turbidité.

Micro-bassin Brook (Intervention)

	Débit	Turbidité	Conductivité	$\Delta Q/\Delta t$	Ca	P total	P total dissous	N-NO3
Débit		0,70 ***	-0,79 ***	-0,26 **	-0,76 ***	0,60***	0,44 ***	-0,24 *
Turbidité	0,52 ***		-0,56 ***	NS	-0,64 ***	0,73 ***	0,57 ***	NS
Conductivité	-0,74 ***	-0,43 ***		0,30 **	0,88 ***	-0,40 ***	NS	0,50***
$\Delta Q/\Delta t$	-0,41 ***	-0,31 **	0,55 ***		0,22 *	NS	NS	0,23 *
Ca	-0,73 ***	-0,52 ***	0,81 ***	0,28 **		-0,60 ***	-0,33 **	0,34 **
P total	0,43 ***	0,48 ***	-0,41 ***	NS	-0,59 ***		0,89 ***	NS
P total dissous	0,27 *	0,34 **	NS	NS	-0,31 **	0,53 ***		NS
N-NO3	NS	NS	NS	NS	0,20 *	NS	-0,36 **	

Micro-bassin Cass (Témoin)

	Débit	Turbidité	Conductivité	$\Delta Q/\Delta t$	Ca	P total	P total dissous	N-NO3
Débit		0,50 ***	-0,71 ***	NS	-0,76 ***	0,44 ***	0,32 **	NS
Turbidité	0,29 **		-0,57 ***	NS	-0,68 ***	0,63 ***	0,31 **	-0,41 ***
Conductivité	-0,74 ***	-0,38 **		NS	0,82 ***	-0,41 ***	-0,43 ***	0,37 ***
$\Delta Q/\Delta t$	-0,38 **	NS	0,44 ***		NS	NS	NS	0,20 *
Ca	-0,61 ***	-0,27 *	0,89 ***	0,33 **		-0,58 ***	-0,41 ***	0,51 ***
P total	0,21 *	NS	-0,41 **	NS	-0,41 ***		0,5 ***	-0,35 ***
P total dissous	0,27 *	NS	-0,33 *	-0,28 *	-0,33 **	0,45 ***		-0,28 **
N-NO3	NS	-0,24 *	0,49 ***	NS	0,47 ***	NS	NS	

	Corrélations pour la strate de crue.							
	Corrélations pour la strate de débit de base.							
	*, **, ***: respectivement significatif aux taux $P < 0,05, 0,01, 0,001$.							

La très nette tendance à la baisse de la concentration instantanée en calcium en fonction du débit des deux ruisseaux illustre pour sa part du même phénomène que celui évoqué par le sondage de la conductivité électrique. Elle confirme le statut du calcium à titre d'excellent traceur du cheminement de surface ou souterrain des eaux du micro-bassin versant.

En ce qui a trait aux nitrates, les distributions des observations de concentration en fonction du débit témoignent d'une variabilité relativement faible, de même que du faible pouvoir du débit à expliquer les concentrations en NO_3 des eaux des ruisseaux. Les observations de concentrations dans les deux bassins à l'étude répondent plutôt à un effet cyclique de la saisonnalité, présentant des pics de concentration au printemps et à l'automne.

Les pics de concentration en nitrates relativement plus élevés au printemps, en début de saison de croissance, sont associés à la minéralisation de la matière organique du sol et aux apports printaniers de fertilisants organiques et minéraux. En période estivale, les concentrations demeurent relativement faibles, alors que les prélèvements en azote des cultures sont à leur optimum, et que les écoulements au ruisseau sont au minimum. À l'automne, les concentrations observées témoignent d'un gradient à la hausse, alors que le

prélèvement des cultures s'amenuise en période de recharge graduelle de la nappe d'eau superficielle. Les concentrations en nitrates les plus faibles sont observées en période hivernale, sous la barre des 0,5 mg N l⁻¹, reflétant un ralentissement dans le processus de nitrification dans les sols.

En amont de l'exercice de modélisation des concentrations des nutriments, les relations entre les quatre variables expliquées (Ptotal, Psoln, NO₃ et Ca) et les six variables explicatives mises à profit dans les modèles de régression ont été investiguées au moyen d'une analyse de leurs corrélations linéaires simples. Le Tableau 15 rapporte les corrélations significatives déterminées entre les variables explicatives et expliquées, et ce de façon distincte pour les strates d'écoulement de base et la strate de crue.

Systématiquement, le débit et la turbidité apparaissent corrélés positivement avec les concentrations en MES et en phosphore pour les deux bassins et les deux strates de débits. Dans l'ensemble, ces relations témoignent du cheminement privilégié du phosphore et des sédiments dans le ruissellement de surface. A l'inverse, les corrélations du débit et de la turbidité avec le signal de conductivité électrique de l'eau et la teneur en calcium sont négatives. Cette opposition des gradients de débit et de turbidité avec ceux de conductivité et de teneur en Ca reflète l'augmentation de la concentration en électrolytes de la colonne d'eau héritée d'une contribution croissante de l'écoulement souterrain au débit total du ruisseau.

En ce qui a trait à la concentration en nitrates, la corrélation positive avec la conductivité des eaux dans la strate de crue des deux bassins témoigne du transfert essentiellement souterrain de cette forme d'azote vers le ruisseau. La concentration en NO₃ du ruisseau Cass est ainsi indépendante du débit du ruisseau ($p > 0.05$), alors qu'elle est corrélée négativement au débit du ruisseau Brook ($r = 0,24$, $p < 0.05$) dans la strate de crue. La contribution croissante du ruissellement de surface, lors des crues des ruisseaux, contribue alors à diluer le flux souterrain de nitrates au cours d'eau.

3.2.3.2 Modélisation des séries temporelles des flux et détection de gradients inter-périodes.

Rappelons que la démarche retenue dans le traitement et l'analyse des observations de Ca, N et P comprenait quatre étapes, dont successivement :

- la détermination d'un modèle statistique de prédiction des concentrations instantanées pour chaque nutriment à l'étude;
- la génération des séries temporelles des concentrations instantanées, sur la base des modèles de prédiction des concentrations en nutriments;
- la génération des séries temporelles des flux instantanés de nutriments, suivant le produit du débit instantané observé avec la concentration prédite de chaque nutriment à l'étude.
- et enfin la détection de différences significatives dans les concentrations et flux instantanés de nutriments entre les deux périodes à l'étude (référence : 2009-2011 vs évaluation :2012-2015).

La modélisation statistique des concentrations instantanées en phosphore total (Ptotal), phosphore réactif soluble (Psoln), nitrates (NO₃) et Ca a mis à profit les observations en continu du débit et de sa variation ($\Delta Q/\Delta t$: taux de crue vs décrue), des signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu, de même que la saison (production vs hiver) et la période (référence vs évaluation). Des modèles de régression distincts ont ainsi été générés pour les strates d'écoulement de base et de crue des ruisseaux, suivant la démarche décrite en section Méthodologie (2.2).

Le tableau 16 présente les résultats des 32 modèles finaux de régression linéaire obtenus pour chacun des nutriments à l'étude, et ce pour les strates distinctes d'écoulement de base et de crue. Deux types de modèles ont également été développés dans la prédiction des concentrations des différents paramètres de qualité de l'eau, soit un modèle complet à six variables explicatives mettant à profit les observations des sondes multi-paramètres, et un modèle réduit à quatre variables explicatives, sans contribution des observations des sondes. L'application du modèle réduit est destinée à l'estimation des flux en période de couvert de glace, alors que les sondes multi-paramètres sont remisées. Pour l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau à l'étude, les modèles complets offrent un meilleur ajustement aux observations de qualité de l'eau que les modèles réduits, tels qu'en témoigne les R² ajustés rapportés au tableau 16. Au plan méthodologique, ce constat témoigne de la pertinence d'intégrer les signaux géochimiques (turbidité et conductivité) dans la prédiction de la concentration des paramètres de qualité de l'eau. Le gain dans l'ajustement des prédictions est considérable par rapport aux méthodes classiques de modélisation des variables de qualité de l'eau qui reposent essentiellement sur la variabilité du débit. Les performances des 32 modèles retenus sont cependant variables. Celles-ci sont commentées dans les sections suivantes du rapport dédiées aux différents paramètres de qualité de l'eau à l'étude.

Les séries chronologiques des flux de sédiments, de phosphore, de nitrates et de calcium pour les deux micro-bassins sont illustrées en figure 25. Rappelons que ces séries générées au pas de temps de 15 minutes combinent les résultats des modèles complets (avec sondes en place) et réduits (pour la période sous couvert de glace) dans l'estimation des concentrations instantanées des nutriments. Celles-ci sont ensuite multipliées par les mesures de débit instantanés afin d'obtenir les séries de flux instantanés (15 minutes) respectifs de chaque ruisseau.

Les tableaux 17 et 18 rapportent les mêmes résultats, colligés respectivement sur une base annuelle et sur la base des strates de débits (Base vs crue) et de saisons (production vs hiver). La présentation des charges par unité de superficie des bassins (charges spécifiques en kg ha⁻¹) et rapportées sur une base annuelle facilite les comparaisons entre les micro-bassins et les périodes. La présentation des résultats suivant les strates de débit et les saisons (tableau 18), supporte pour sa part l'interprétation des effets de la saisonnalité, des conditions hydrologiques et des différentes périodes sur l'évolution des concentrations et des flux de nutriments

Enfin, les résultats de la détection de différences significatives dans les concentrations et les flux de sédiments et de nutriments entre les périodes à l'étude (Référence vs Évaluation) sont présentés au tableau 19. Tel que présenté en section méthodologique, cette détection a été supportée par des analyses de covariance (ANCOVA) appliquées aux observations de concentration et de flux instantanées du bassin Intervention (Brook), en utilisant les observations au ruisseau témoin (Cass) en covariable. Plus ou moins 215 paires d'échantillons de qualité de l'eau ont été mis à profit dans cet exercice pour les paramètres de

MES, nitrates et Ca, et environ 160 paires d'observations pour le P dissous. Les sections suivantes commentent successivement, pour chaque paramètre de qualité de l'eau à l'étude, les résultats de la modélisation des concentrations et des flux, les bilans des charges et les détections de différences inter-périodes.

Tableau 16. Modèles de régression linéaire et indicateurs d'ajustement obtenus pour la prédiction des concentrations en Ptotal, Psoln, NO3 et Ca pour les strates distinctes de débit de base et de crue et suivant un modèle complet, mettant à profit les observations des sondes multiparamètres, et un modèle réduit, sans contribution des observations des sondes.

Station	Variable	Strate de débit	Nombre d'observ.	Interc.	Log (débit)	$\Delta Q/\Delta t^1$	Saison ²	Période ³	Log (turbidité)	Conductivité	R2 ajusté
Brook	Log(Ptot)	Crue	105	1,09	0,74	0,59	0,15	0,13			0,38
Brook	Log(Ptot)	Crue	96	0,80	0,49	0,37	0,19		0,26	0,94	0,42
Brook	Log(Ptot)	Etiage	116	1,53	0,30	5,16		-0,19			0,35
Brook	Log(Ptot)	Etiage	101	1,73	0,11	4,30		-0,18	0,17	-0,70	0,45
Brook	L_P_soln	Crue	77	0,61	0,70	0,66	0,34				0,19
Brook	L_P_soln	Crue	72	-2,34	0,85	-0,56	0,34	-0,30	0,82	8,35	0,48
Brook	L_P_soln	Etiage	86	1,12	0,16		0,10	-0,26			0,07
Brook	L_P_soln	Etiage	75	1,03	-0,17	-7,89		-0,16	0,24		0,07
Brook	Log(NO3)	Crue	105	-0,04		0,19		0,20			0,19
Brook	Log(NO3)	Crue	96	-1,01	0,39	0,35		0,18		2,77	0,33
Brook	Log(NO3)	Etiage	116	0,06	0,06	-0,65	-0,06	0,14			0,17
Brook	Log(NO3)	Etiage	101	-0,42	0,22	-1,49		0,11		1,18	0,24
Brook	Ca	Crue	105	59,30	-24,17	-5,92		-1,74			0,60
Brook	Ca	Crue	96	3,58		-4,49		-4,08	-1,35	160,98	0,79
Brook	Ca	Etiage	116	54,69	-18,84		2,15	4,34			0,42
Brook	Ca	Etiage	101	18,34	-4,04	-46,78	3,11	2,51	-3,09	101,92	0,61
Cass	Log(Ptot)	Crue	122	0,96	0,67	0,73		0,08			0,19
Cass	Log(Ptot)	Crue	112	1,33					0,46	-0,96	0,40
Cass	Log(Ptot)	Etiage	97	1,36			-0,15	-0,22			0,05
Cass	Log(Ptot)	Etiage	79	2,18				-0,24		-2,89	0,10
Cass	L_P_soln	Crue	96	0,79			0,17	-0,57			0,18
Cass	L_P_soln	Crue	91	1,72	-0,38			-0,44	0,20	-3,26	0,21
Cass	L_P_soln	Etiage	71	0,92	0,34	-9,17		-0,68			0,20
Cass	L_P_soln	Etiage	56	2,20		-8,30		-0,63		-4,13	0,19
Cass	Log(NO3)	Crue	122	0,41	-0,18	0,45	-0,18	-0,09			0,30
Cass	Log(NO3)	Crue	112	-0,28	0,17	0,51	-0,16	-0,06	-0,11	1,99	0,47
Cass	Log(NO3)	Etiage	97	0,29	0,06		-0,24	0,06			0,19
Cass	Log(NO3)	Etiage	79	-0,77	0,22			0,09	-0,12	2,63	0,44
Cass	Ca	Crue	122	60,34	-24,00			-1,94			0,55
Cass	Ca	Crue	112	26,82	-7,09	8,15			-4,35	97,68	0,76
Cass	Ca	Etiage	97	53,25	-10,73	90,36		4,29			0,26
Cass	Ca	Etiage	79	9,95	-2,73			2,97		135,65	0,60

1: $\Delta Q/\Delta t$: Taux de variation du débit en fonction du temps. Positif en crue, négatif en décrue.

2: Saison. Valeur de +1 en saison de production (mai-novembre) et de 0 en saison hivernale (décembre à avril).

3: Période. Valeur de +1 en préiode d'évaluation et de 0 en période de référence.

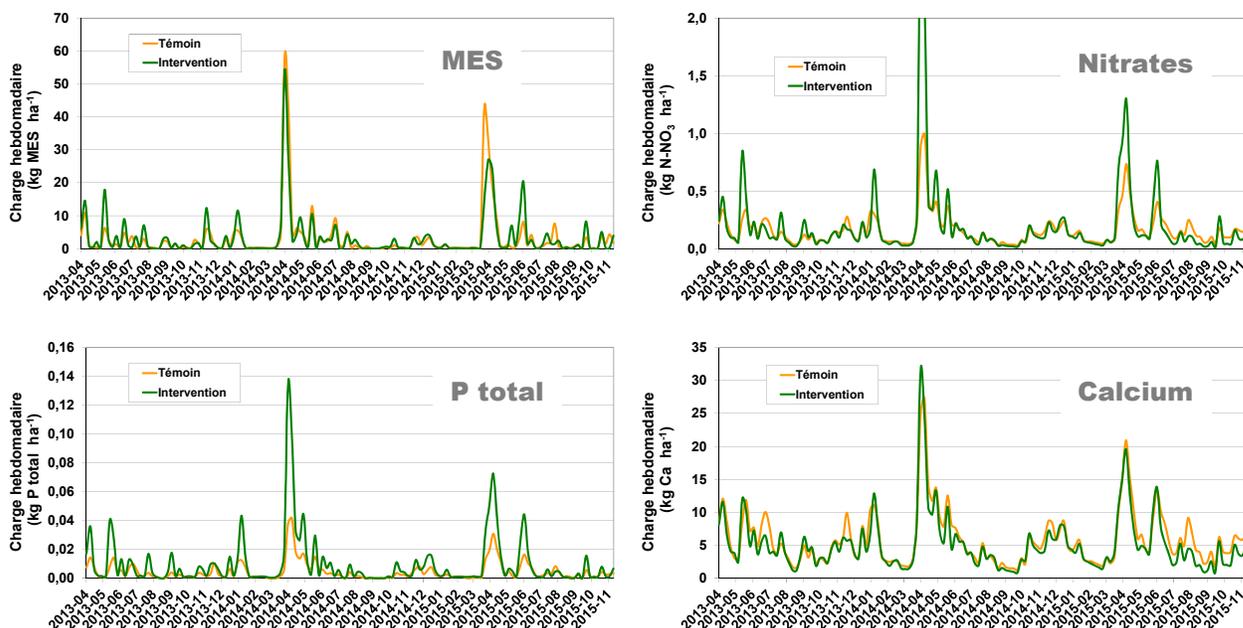


Figure 25. Séries chronologiques des flux hebdomadaires de MES, nitrates, phosphore total et calcium estimés aux stations des ruisseaux Cass et Brook du réseau Tomifobia pour la période d'évaluation 2013-2015.

Tableau 17. Concentrations moyennes pondérées pour le débit et charges annuelles spécifiques de MES, de phosphore, d'azote et de calcium estimées aux exutoires des bassins Brook et Cass en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015) dérivées des séries chronologiques au pas de temps de 15 minutes issues des 32 modèles de régression linéaire propres à chaque variable, micro-bassin et strate de débit.

Paramètre de qualité de l'eau	Période de référence, septembre 2009 à octobre 2011				Période d'évaluation, avril 2013 à novembre 2015			
	Bassin Cass		Bassin Brook		Bassin Cass		Bassin Brook	
	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)
Matières en suspension ¹	141	17 905	228	27 140	91	14 132	119	21 139
Phosphore total	0,28	40	0,65	76	0,22	34	0,35	62
Phosphore total dissous	0,06	7,2	0,14	16	0,02	2,6	0,14	24
Nitrates	12	1 542	8	989	9	1 440	8	1 504
Calcium	359	45 063	371	44 128	305	47 194	263	46 877
Hauteur d'eau exportée	1 617 mm		1 705 mm		1 713 mm		1 489 mm	
Durée du monitoring	741 jours		741 jours		968 jours		968 jours	

² Les charges de MES ont été estimées sur la base des observations de turbidité.

Tableau 18. Lames d'eau, charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit en MES, phosphore, azote et calcium par strate de débits (crue vs base) et de saison (production vs hiver) estimées aux exutoires des bassins Brook et Cass en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015).

Micro-bassin Cass (Témoin)

	Période de référence			Période d'évaluation			
	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 1	Strate 2	Strate 3	
Limite de débit spécifique (1 sec ⁻¹ ha ⁻¹):	< 0,2315	> 0,2315	> 0,2315	< 0,2315	> 0,2315	> 0,2315	
Période (mois/jour):	05/01 - 12/01		12/01 - 05-01	05/01 - 12/01		12/01-05-01	
Nombre de jours	517	101	123	726	137	104	
Lame d'eau exportée	Total	487 mm	468 mm	661 mm	483 mm	569 mm	
	<i>Moyenne journalière</i>	0,94 mm/jour	4,61 mm/jour	5,39 mm/jour	0,91 mm/jour	3,52 mm/jour	5,45 mm/jour
Matières en suspension	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	6	31	37	6	37	49
	<i>Concentration (µg/l)</i>	2 352	13 621	11 313	2 264	20 059	22 902
Phosphore total	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	0,047	0,102	0,134	0,027	0,071	0,124
	<i>Concentration (µg/l)</i>	20	44	41	11	39	58
Phosphore total en solution	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	0,020	0,017	0,020	0,004	0,005	0,008
	<i>Concentration (µg/l)</i>	8	7	6	2	3	4
Nitrates	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	3,7	3,1	6,3	4,3	2,0	3,0
	<i>Concentration (µg/l)</i>	1 541	1 331	1 919	1 712	1 103	1 411
Calcium	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	128	95	134	146	81	78
	<i>Concentration (µg/l)</i>	53 350	41 277	40 999	58 586	44 483	36 325

Micro-bassin Brook (Intervention)

	Période de référence			Période d'évaluation			
	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 1	Strate 2	Strate 3	
Limite de débit spécifique (1 sec ⁻¹ ha ⁻¹):	< 0,2315	> 0,2315	> 0,2315	< 0,2315	> 0,2315	> 0,2315	
Période (mois/jour):	05/01 - 12/01		12/01 - 05-01	05/01 - 12/01		12/01 - 05-01	
Nombre de jours	526	99	115	791	84	93	
Lame d'eau exportée	Total	497 mm	585 mm	620 mm	575 mm	530 mm	
	<i>Moyenne journalière</i>	0,94 mm/jour	5,92 mm/jour	5,42 mm/jour	0,73 mm/jour	4,54 mm/jour	5,72 mm/jour
Matières en suspension	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	9	76	62	8	57	90
	<i>Concentration (µg/l)</i>	3 632	26 420	20 287	2 810	30 309	34 400
Phosphore total	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	0,09	0,35	0,21	0,05	0,16	0,14
	<i>Concentration (µg/l)</i>	36	122	68	21	110	71
Phosphore total en solution	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	0,10	0,02	0,02	0,02	0,09	0,03
	<i>Concentration (µg/l)</i>	40	6	7	8	64	13
Nitrates	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	2,7	3,0	3,0	3,1	2,5	2,8
	<i>Concentration (µg/l)</i>	1 098	1 045	979	1 432	1 729	1 419
Calcium	Charge (kg ha⁻¹ an⁻¹)	136	112	121	135	60	68
	<i>Concentration (µg/l)</i>	55 601	38 703	39 578	62 415	41 301	34 047

3.2.3.1.1 Phosphore.

Modélisation des concentrations.

Les modèles complets de prédiction des concentrations en phosphore total et en phosphore en solution du ruisseau Brook présentent un bon ajustement dans la strate de crue (Tableau 16), associée à la plus large part des exportations annuelles (81 à 90% pour le Ptotal; Tableau 18). Dans la strate d'écoulement de base, l'ajustement à la baisse des modèles témoigne de la dispersion des valeurs de concentrations par rapport au débit, tel qu'illustrée en figure 23. Cette dispersion reflète vraisemblablement des phénomènes de dilution et de resuspension de composantes particulaires du P associés aux fluctuations mineures de l'écoulement de base. Les modèles du phosphore pour le ruisseau Cass sont pour leurs parts relativement moins performants que pour le ruisseau Brook. L'influence des milieux humides sur le déphasage des pics de concentrations par rapport au débit, tel que révélé par les observations du signal de turbidité (Figure 19), est assurément en cause.

Dans l'ensemble, les modèles de régression générés pour l'explication des concentrations en P total témoignent du contrôle hydrologique sur les exportations de phosphore en période de crue dans les deux micro-bassins à l'étude. Dans les modèles réduits (quatre variables explicatives) le débit des ruisseaux contribue à expliquer significativement la variation des concentrations en P total. Conceptuellement, cette relation traduit l'augmentation de la charge particulaire de phosphore, fraction dominante de la charge totale de P, découlant de l'augmentation de l'intensité du ruissellement de surface. Les corrélations négatives entre les concentrations instantanées de P total et les concentrations en calcium ou la conductivité électrique de l'eau des ruisseaux témoignent du même phénomène (Tableau 15), soit le cheminement privilégié du P particulaire via le ruissellement de surface.

La contribution significative du taux de variation du débit ($\Delta Q/\Delta t$) témoigne de l'effet d'hystérésis sur les concentrations de MES évoqué précédemment (Figure 13). En montée de crue, les charges de sédiments, et par extension celles de P particulaire, sont généralement plus élevées que celles observées en décrue pour le même débit spécifique du ruisseau.

Les modèles complets, mettant à contribution les signaux de conductivité et de turbidité dans l'explication des concentrations en phosphore diffèrent totalement pour les deux micro-bassins à l'étude. Au ruisseau Brook pour la strate de crue, les variations du débit conservent une forte contribution à l'explication de la variabilité des concentrations en P total. Les signaux de conductivité et de turbidité améliorent l'ajustement du modèle de façon marginale (R^2 de 0,38 à 0,42). Au ruisseau Cass, les signaux géochimiques deviennent de meilleurs prédicteurs de la concentration en phosphore que les variables du débit, résultant en un pouvoir explicatif du modèle complet deux fois plus élevé que le modèle réduit (R^2 de 0,19 à 0,40). Cette relative faiblesse du pouvoir explicatif du débit sur les concentrations en P total de l'eau du ruisseau Cass traduit l'influence des milieux humides la rétention et la réorganisation des sédiments et du phosphore. Tel qu'évoquée précédemment (Figure 17), les milieux humides provoquent un déphasage des pics de débits et de charges particulaires au ruisseau Cass, résultant en une relation concentration:débit beaucoup moins structurée qu'au ruisseau Brook, alors que celui-ci est minimalement influencé par le phénomène de rétention. Une implication pratique de ces observations est tout l'intérêt d'intégrer le signal géochimique dans l'estimation des flux de phosphore des petits bassins versants, particulièrement lorsqu'ils sont influencés par des milieux humides.

Tableau 19. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le débit instantané et les paramètres de qualité de l'eau instantanés (dosages en laboratoire) au bassin Intervention (Brook), utilisant les observations appariées du bassin témoin (Cass) en covariable.

Paramètre	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
			Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%) ³	P>t
Débit (mm jr ⁻¹)	PD	213	25	-	738	2,4	2,0	-19%	<,001
Conc. MES (mg l ⁻¹)	PE	214	35	310	-	6,9	4,2	-40%	<,001
Flux MES (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PE	214	18	636	-	172	75	-57%	<,001
Conc. Ptotal (ug l ⁻¹)	MU	215	-	172	-	41	41	Nulle	NS
Flux Ptotal (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PE	214	31	618	-	0,89	0,67	-25%	0,025
Conc. Pdissois (ug l ⁻¹)	MU	163	-	62	-	16	16	Nulle	NS
Flux Pdissois (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	MU	163	-	221	-	0,34	0,34	Nulle	NS
Conc. Ca (mg l ⁻¹)	PE	214	19	1364	-	51	53	3%	0,012
Flux Ca (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PD	212	5,7	-	491	1127	959	-15%	0,002

¹ PD: Pentas de régression distinctes pour les deux périodes; PE: Pentas de régression égales pour les deux périodes; MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin) excepté pour les concentrations de calcium (le log n'a pas été appliqué).

³ Le pourcentage exprimant la différence est calculé ainsi : (Évaluation-Référence) ÷ Référence.

Charges annuelles.

Considérant l'ensemble de la période de suivi hydrologique 2009-2015, les charges annuelles de phosphore exportées des micro-bassins à l'étude demeurent relativement faibles, soit dans l'ordre de 0,65 à 0,35 kg ha⁻¹ an⁻¹ au ruisseau Brook et de 0,28 à 0,22 kg ha⁻¹ an⁻¹ au ruisseau Cass pour les périodes de référence et d'évaluation, respectivement (Tableau 17). Ces charges sont les plus faibles estimées pour le réseau des dix bassins de l'*Observatoire*, exception faite des bassins versants du Témiscouata (Michaud et al., 2012a), ou documentées antérieurement pour huit micro-bassins de la Montérégie et de la Beauce (Michaud et al., 2005; 2009a, 2009b, 2012a, 2012b) suivant un protocole de suivi hydrologique similaire. Les taux relativement faibles d'exportation de phosphore des ruisseaux Cass et Brook reflètent l'importance de l'occupation forestière de leurs territoires (53-46% respectivement des superficies totales; Tableau 3) de même que leurs systèmes de culture qui laissent une grande place aux prairies (64-91% des superficies en culture; Tableau 4). La faible emprise des processus d'érosion sur le parcellaire agricole se traduit dès lors en un taux relativement faible d'exportation de phosphore, largement associé aux sédiments érodés. La richesse en P modérée des sols cultivés des deux bassins, sous la barre du 5% de saturation en P pour environ 70% du parcellaire en culture (Tableau 6), ne prédispose pas, par ailleurs, à un enrichissement significatif du ruissellement en phosphore réactif soluble.

Les flux et concentrations de phosphore exportées demeurent toutefois près de deux fois plus élevés au ruisseau Brook qu'au ruisseau Cass pour les deux périodes à l'étude. Cette exportation relativement plus importante de P du ruisseau Brook reflète quatre gradients

évoqués antérieurement, soit un ruissellement de surface intense, résultant en des flux de sédiments plus importants, un bilan des apports en P plus élevé et enfin l'absence de milieux humides.

La comparaison des réponses hydrologiques des bassins (Tableau 13), a en effet mis en relief des hauteurs de ruissellement de surface relativement plus importante au ruisseau Brook (27% du débit total) qu'au ruisseau Cass (20% du débit total) héritée du mauvais drainage d'une portion importante du parcellaire en culture. Cette vulnérabilité au ruissellement de surface favorise dès lors les processus d'érosion et l'exportation associée de phosphore à l'exutoire du ruisseau Brook, tel qu'en témoigne les exportations rapportées au Tableau 18. La dominance de la forme du phosphore particulaire exporté, de l'ordre de 79 % dans les bassins en période de référence explique cette cohérence dans les gradients de MES et de P total exporté.

D'autre part, il est estimé que le bilan des apports en P à la surface du sol (Tableau 8) relativement plus élevé au micro-bassin du ruisseau Brook ($38 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$), comparé à celui du ruisseau Cass ($4 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$), a également contribué au gradient des exportations de P favorisant le ruisseau Brook. Cet excédent est tributaire de l'accroissement de la culture de maïs grain, qui passe de 7% en période de référence à 17% de la superficie totale en culture en période d'évaluation au ruisseau Brook (Tableau 4). Cet accroissement des superficies en maïs a commandé des apports accrus de fertilisants azotés. Puisque les engrais de ferme sont la principale source de fertilisants dans le bassin, la rencontre des besoins en azote s'est aussi traduite en apports excédentaires de phosphore. Le suivi hydrologique des bassins a également démontré que les modalités d'épandage ont aussi une incidence déterminante sur la mobilisation du P. Tel qu'illustré en période de référence (Figure 15), des concentrations ponctuelles élevées en P total ont ainsi été détectées au ruisseau Brook ($700\text{-}800 \text{ ug P l}^{-1}$), témoignant de la vulnérabilité du bassin aux exportations événementielles, en lien présumé avec des apports d'engrais de ferme non incorporés.

Distribution saisonnière des exportations.

La très large part du P exporté des ruisseaux Brook et Cass, dans une proportion de 83 à 87 % du flux annuel de P, est associée à la strate de crue du ruisseau pour les deux périodes à l'étude (Tableau 18). La comparaison des concentrations moyennes pondérées en P total au micro-bassin Brook entre les crues hivernales ($68\text{-}71 \text{ ug P l}^{-1}$, décembre à avril) et celles de la saison de production ($122\text{-}110 \text{ ug P l}^{-1}$, mai à novembre) témoignent d'une influence marquée de la saison sur la richesse du ruissellement en P. Cette saisonnalité de la richesse des eaux en P ne s'exprime pas au micro-bassin du ruisseau Cass (Tableau 8) avec des moyennes de crues saisonnières qui demeurent même plus élevées en hiver (58 ug P/l) qu'en saison de production (39 ug P/l ; Tableau 18) au cours de la période d'évaluation. Il est estimé que le bilan des apports en P favorisant le bassin Brook et le risque associé de mobilisation du P en saison de production (mai-novembre) contribue aux gradients contrastés de saisonnalité entre les bassins. Par ailleurs, les milieux humides du ruisseau Cass contribuent à un effet tampon, qui s'interpose entre les émissions plus en amont dans le bassin et le ruisseau en aval. Les crues printanières hâtives, les plus intenses de l'année, contribuent alors à remettre en circulation une partie du P stocké temporairement dans les milieux humides, hérité des épisodes de ruissellement précédents de la saison de production.

Gradient inter-périodes.

En ce qui a trait à l'effet des pratiques culturales anti-érosives sur la mobilisation du phosphore, les résultats de l'analyse de covariance des concentrations instantanées en P total (Tableau 19) ne permettent pas de détecter de différence significative entre la période de référence 2009-2011 et la période d'évaluation 2013-2015 ($p > 0.05$). Il est par ailleurs estimé que la réduction significative de l'ordre de 25% du flux de P total reflète plutôt le gradient inter-période détecté dans la mesure du débit du ruisseau Cass et discuté antérieurement. L'absence de détection d'un effet des couvre-sols et de la culture sur résidus implantés en période d'évaluation sur l'exportation de P est surprenante, a priori, compte tenu de la détection d'un effet significatif de l'ordre de 40% sur les concentrations instantanées en MES. Rappelons que cette réduction relative dans l'exportation de sédiments au ruisseau Brook est observée malgré une augmentation de la proportion des superficies en cultures annuelles qui passe de 9% en période de référence à 17% en période d'évaluation. À l'inverse, ce même ratio diminue au ruisseau Cass, passant de 36 à 26 % au cours des mêmes périodes (Tableau 4). L'atténuation significative de l'exportation de sédiments, malgré l'augmentation des superficies en cultures annuelles, témoigne donc manifestement de l'efficacité des pratiques antiérosives introduites sur les terres du bassin Brook. Force est de constater que cette atténuation significative de l'érosion ne s'est cependant pas traduite en réduction des exportations de phosphore.

Deux facteurs ont vraisemblablement contribué à une efficacité mitigée des pratiques culturales anti-érosives sur l'atténuation des pertes de P. D'une part, l'enrichissement des sédiments en phosphore résultant de l'implantation de pratiques culturales antiérosives est un phénomène bien documenté dans la littérature. À taux de ruissellement égal, les sédiments exportés d'une superficie protégée par les résidus de culture ou un couvre-sol ont systématiquement une teneur en phosphore plus élevée que le même sol à nu, reflétant une granulométrie plus fine des sédiments exportés et une plus forte réactivité au plan physico-chimique. Giroux et al. (2008) ont documenté cette dynamique d'enrichissement en P des sédiments dans le ruissellement de surface à partir d'observations colligées dans le cadre de différents dispositifs de suivi hydrologique au Québec. Le facteur d'enrichissement en P des sédiments ($P_{\text{sédiments}}/P_{\text{sol}}$) documenté pour une culture de maïs sous labour, par exemple, passe ainsi de 1,89 à 4,01 pour une prairie.

Dans le cas du ruisseau Brook, il est cependant peu probable que le seul facteur d'enrichissement en P des sédiments en provenance des superficies protégées du bassin Brook ait suffi à mitiger le bénéfice associé à la réduction des exportations de sédiments. L'accroissement de la charge soluble de P serait également en cause, tel que suggéré par l'augmentation de la concentration moyenne pondérée pour le débit du P dissous de la période de référence ($16 \mu\text{g P l}^{-1}$) à la période d'évaluation ($24 \mu\text{g P l}^{-1}$) à l'exutoire du ruisseau Brook. En termes relatifs, la proportion du P réactif dissous de la charge totale de P exportée du ruisseau Brook (ratio $P_{\text{dissous}}/P_{\text{total}}$) passe ainsi de 21% en période de référence, à 39% en période d'évaluation. La spéciation du phosphore connaît plutôt un gradient inverse à l'exutoire du ruisseau Cass, alors que la proportion soluble passe de 18% à 7% au cours des mêmes périodes. L'accroissement de la solubilité du P exporté au ruisseau Brook, qui résulterait en partie de l'implantation de pratiques culturales antiérosives, est un phénomène qui trouve largement écho dans la littérature scientifique nord-américaine. Dans une revue récente de l'efficacité des pratiques de conservation sur la mobilisation du phosphore, Dodd et Sharpley (2015) indiquent que l'impact des cultures de couverture et de

la culture sur résidus sur les flux de P dissous est très variable, mais que plusieurs études rapportent des augmentations de l'ordre de plus de 200% des exportations de P dissous suivant l'implantation de telles pratiques. Dans le bassin du ruisseau Brook, il est par ailleurs estimé que l'application d'engrais de ferme, peu ou non incorporé, sur les cultures de couverture et les prairies ait également contribué à l'enrichissement du ruissellement de surface en phosphore réactif soluble en période d'évaluation.

3.2.3.2 Calcium.

Modélisation des concentrations.

Les modèles complets et réduits de prédiction des concentrations en calcium sont bien ajustés aux observations et reflètent le contrôle essentiellement hydrologique de la variabilité du Ca. Le débit à lui seul s'avère ainsi un excellent bon prédicteur de la concentration en Ca dans les modèles réduits, associés à des R^2 ajustés de l'ordre de 0,55 et 0,60 pour les ruisseaux Cass et Brook, respectivement, dans la strate de crue. La variabilité de la concentration en Ca est alors très élevée, reflétant la contribution croissante du ruissellement de surface, typiquement moins chargée en calcium que les eaux de drainage ou de résurgence de la nappe au cours d'eau. Dans les modèles complets, les signaux de conductivité et de turbidité accroissent sensiblement l'ajustement des prédictions de concentrations en calcium aux observations, avec des R^2 ajustés qui atteignent respectivement 0,76 et 0,79 dans la strate de crue des ruisseaux. Les valeurs négatives des paramètres de régression de la turbidité dans la strate de crue témoignent des phénomènes d'érosion proportionnels à l'accroissement du ruissellement de surface.

Dans la strate de débit de base, les modèles complets des deux bassins se distinguent. La valeur du paramètre de régression associé au taux de variation du débit ($\Delta Q/\Delta t$) est négative pour le ruisseau Brook, suggérant un phénomène de dilution de la concentration en Ca lors de la hausse du débit de base. L'augmentation de la teneur en Ca au ruisseau Brook en saison de production (mai-novembre) en écoulement de base est également suggérée par la contribution significative du paramètre de saisonnalité. Ce gradient suggère une influence plus marquée des sources de Ca (intrants saisonniers) en saison de production, de même que l'effet des crues hivernale et printanière sur le flush des électrolytes du sol et la réduction résultante de la concentration en Ca du ruisseau. Contrairement au ruisseau Brook, les variations du débit ($\Delta Q/\Delta t$) du ruisseau Cass et la saison ne contribuent pas à l'explication de la concentration en Ca dans la strate d'écoulement de base du ruisseau. L'influence des milieux humides explique vraisemblablement cette différence dans l'explication des transferts de calcium, en tamponnant l'effet des variations ponctuelles de débit ($\Delta Q/\Delta t$) et saisonnières sur le flux de calcium à l'exutoire du ruisseau.

Il est également noté que la période a une contribution significative dans l'explication des concentrations en Ca dans les deux ruisseaux en strate de crue. Les valeurs des paramètres de régression indiquent un gradient favorisant des concentrations en Ca relativement plus élevées dans les échantillons d'eau en période d'évaluation (2012-2015) qu'en période de référence (2009-2011). Ce gradient reflète les conditions hydrologiques des périodes à l'étude, favorisant les écoulements de surface en période de référence, tel qu'abordé antérieurement en section 3.2.1.

Gradients saisonniers.

Les tableaux 17 et 18 expriment les concentrations et les flux estimés de calcium respectivement sur une base annuelle, puis différenciés par strate de débit et de saison. Les moyennes annuelles de concentration en Ca pondérées pour le débit (Tableau 17) se distinguent très peu entre les deux micro-bassins. La concentration légèrement plus basse du ruisseau Brook (46,9 ppm) par rapport du bassin Cass (47,2 ppm) est cohérente avec les gradients de conductivité électrique commentés précédemment et attribués à l'activité hydrologique de surface plus importante dans le micro-bassin Brook.

Globalement, les réponses des concentrations en calcium aux crues sont importantes pour les deux micro-bassins, en saison de production comme en période hivernale et printanière. Les amplitudes des variations observées sont cependant semblables pour les deux ruisseaux. Tel qu'indiqué au Tableau 18 pour la période d'évaluation, la concentration moyenne en Ca du ruisseau Brook pour la strate de débit de base est de l'ordre de 62,4 ppm, puis s'abaisse à 34,0 ppm pour la strate de crue hivernale. Pour les mêmes strates de débits, les concentrations moyennes (pondérées pour le débit) varient de 58,5 à 36,3 ppm Ca, respectivement, au ruisseau Cass.

Les crues des deux ruisseaux témoignent également d'une forte saisonnalité, d'amplitude similaire, dans leurs teneurs en calcium. Les teneurs en calcium des crues observées en saison de production sont en effet nettement plus élevées que les crues hivernales et printanières (Tableau 18). Ces gradients témoignent essentiellement des compositions relativement plus importantes du ruissellement de surface aux crues hivernales, qu'aux crues qui surviennent en saison de production. Ces patrons de concentration en Ca en fonction des saisons et des débits reflètent ainsi les gradients de conductivité électrique rapportés antérieurement.

Gradient inter-périodes.

L'analyse ANCOVA des observations appariées de concentration en Ca des ruisseaux témoigne d'un gradient, faible mais significatif, suggérant une augmentation de la concentration en Ca au ruisseau Brook de l'ordre de 3% en période d'évaluation (Tableau 19). Rappelons que l'analyse ANCOVA utilise les observations du ruisseau Cass en covariable dans la détection d'un effet de la période sur les observations du ruisseau Brook. Un résultat significatif témoigne donc, en principe, d'un effet attribuable à la gestion du parcellaire, dans la mesure où l'influence du régime hydrique est nivelée. L'interprétation à donner à une augmentation de la concentration en Ca des eaux du Brook en période d'évaluation tiendrait ainsi à un parcours souterrain des eaux favorisé par rapport à la période de référence. Ce gradient serait alors tributaire des effets des pratiques culturales de conservation (cultures de couverture et résidus) sur l'infiltration de l'eau dans le sol et l'atténuation proportionnelle du ruissellement de surface. Le gradient significatif de -15% estimé pour le flux de Ca est considéré pour sa part à titre d'artéfact et essentiellement attribué à la surestimation du débit du micro-bassin de référence (Cass) rapporté antérieurement.

3.2.3.2.1 Nitrates.

Modélisation des concentrations.

L'ajustement des modèles de prédictions de la concentration en nitrates des deux ruisseaux est acceptable, malgré des R^2 ajustés compris entre 0,33 et 0,47 dans la strate de crue (modèles complets), considérant que les concentrations observées demeurent relativement faibles et peu variables tel qu'illustré précédemment pour les deux périodes d'étude (Figures 23 et 24). Les modèles de régression retenus confirment le faible pouvoir du débit à expliquer les concentrations en NO_3 des eaux des ruisseaux. En effet, le débit (modèle réduit) ne contribue pas à l'explication de la teneur en nitrates des crues du ruisseau Brook, alors que la valeur du paramètre de régression est négative au ruisseau Cass, suggérant une réduction de la concentration avec l'augmentation du débit. Ces gradients en période de crue, ou leur absence, sont cohérents avec le parcours essentiellement souterrain associé à la migration des nitrates. Ils témoignent aussi du caractère cyclique de la variabilité des concentrations évoqué antérieurement, présentant des pics de concentration au printemps et à l'automne relativement découplés des pics de débits. À l'instar de ce qui a été généralement observé dans d'autres petits bassins agricoles au Québec (Michaud et col., 2009a, 2009b; Michaud et col., 2012), la variabilité de la concentration en nitrates des ruisseaux Brook et Cass témoigne plutôt de la quantité et de la saisonnalité des apports en azote, de même que du cycle annuel de minéralisation du pool d'azote organique du sol.

Dans les modèles complets de régression, le signal de conductivité électrique contribue significativement à l'explication des concentrations en nitrates pour les deux ruisseaux, en strate de débit de crue, comme en écoulement de base. La valeur du paramètre de régression est systématiquement positif pour les quatre combinaisons de sites et de strates de débits, liant l'accroissement de la concentration en nitrates à l'augmentation de la conductivité des eaux des ruisseaux. Conceptuellement, cette corrélation traduit encore ici le cheminement souterrain emprunté par les nitrates, depuis la couche arable des sols jusqu'au ruisseau.

Gradient inter-périodes.

L'analyse de covariance (ANCOVA) des concentrations en nitrates du ruisseau Brook, utilisant les observations appariées du ruisseau Cass en covariable, ne satisfait pas aux critères de validité du modèle. En effet, les nuages de points des concentrations du bassin intervention en fonction de celles du bassin témoin ne peuvent être représentés par une droite de régression.

Les résultats de modélisations des concentrations en nitrates, distinctes pour chaque micro-bassin, suggèrent néanmoins une augmentation de la concentration en nitrates des eaux du ruisseau Brook en période d'évaluation (2012-2015) par rapport aux observations de la période de référence (2009-2011). L'effet de la période contribue en effet significativement à l'explication des concentrations en nitrates au ruisseau Brook pour les deux strates de débit, en modèle de régression réduit comme en modèle complet (Tableau 16). La valeur positive des paramètres de régression suggère une augmentation des concentrations en nitrates en période d'évaluation. La moyenne des concentrations en nitrates pondérées pour le débit passe ainsi de $1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$ pour la période de référence à $1,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$ en période d'évaluation (Tableau 17). Au ruisseau Cass, la concentration demeure plutôt stable en période d'évaluation à $1,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$. Les estimations des concentrations moyennes pondérées pour les différentes strates de débit et les saisons indiquent que l'augmentation de

la concentration est tributaire de hausses observées en strate de débit de crue comme en écoulement de base (Tableau 18). L'augmentation est cependant plus sensible en saison de production (mai-novembre), alors que la moyenne pondérée pour le débit de crue passe de 1,0 mg l⁻¹ N-NO₃ en période de référence à 1,7 mg l⁻¹ N-NO₃ en période d'évaluation au ruisseau Brook. Cette hausse relativement plus importante en saison de production reflète le cycle saisonnier des pics de concentrations observés au printemps et à l'automne et rapporté antérieurement (Figures 23 et 24). Bien que significative, une augmentation de l'ordre de 50% de la concentration en nitrates au ruisseau Brook en période d'évaluation est peu préoccupante au plan environnemental, compte tenu des concentrations en cause. Les flux annuels de nitrates demeurent modérés (8 kg N-NO₃ ha⁻¹), soit en effet parmi les plus faibles du réseau des dix bassins de l'*Observatoire* à l'exception des ruisseaux du Témiscouata (Michaud et col., 2009).

L'augmentation de la teneur en nitrates des eaux du ruisseau Brook en période d'évaluation témoigne vraisemblablement des changements dans les rotations des cultures, alors que les superficies en maïs passent de 7% en période de référence à 17% en période d'évaluation (Tableau 4). Compte tenu des besoins élevés en N du maïs, l'augmentation des superficies se traduit en augmentation proportionnelle des apports de N, comblés en large partie par les engrais de ferme dans le bassin Brook. Au final, l'apport annuel moyen d'azote est estimé à 166 kg N ha⁻¹ en période d'évaluation (Tableau 7), ce qui représente un bilan des apports totaux en N, en excédent du prélèvement par les cultures, de 49 N ha⁻¹ (Tableau 8).

Au ruisseau Cass, le même bilan annuel conclu à un excédent plus important, de l'ordre de 81 kg N ha⁻¹ (Tableau 8). L'importance des cultures de soya (15-17%; Tableau 4) y explique l'excédent relativement plus important qu'au bassin Brook, malgré des apports moindres (151 kg N ha⁻¹an⁻¹; Tableau 7). Les concentrations observées de nitrates aux exutoires des ruisseaux à l'étude ne reflètent cependant pas le bilan des apports en azote beaucoup plus élevé au bassin Cass. Il est ici présumé que les deux milieux humides localisés sur le tronçon principal du ruisseau Cass ont joué un rôle déterminant dans l'atténuation des exportations de N en y favorisant la dénitrification des flux entrants d'azote. Peu d'études ont documenté l'effet des marais sur les flux d'azote en milieu rural au Québec. Laflamme (2005) et Kroeger et al. (2009) ont mesurés des réductions de flux de N atteignant 26% en été dans des marais aménagés dans un petit bassin versant rural de la Montérégie. Les performances documentées par le MDDELCC (2010) font état de rendements plus importants en marais aménagé. Dans le cas du ruisseau Cass, un suivi hydrométrique en amont/aval des marais aurait permis de quantifier l'effet de ces derniers sur les flux de nutriments.

L'effet présumé des marais du Cass sur la dénitrification des flux d'azote est supporté par le fait que les concentrations moyennes en nitrates en saison de production y sont inférieures à celles observées en saison hivernale et printanière (Tableau 18). Ce gradient n'est pas observé à l'exutoire du ruisseau Brook en période de référence, voire inversé en période d'évaluation. Une atténuation du flux d'azote au ruisseau Cass en saison de production, associée au processus de dénitrification à l'œuvre dans les marais, serait cohérente avec la saisonnalité documentée de l'efficacité des milieux humides, fortement atténuée en saison hivernale.

L'effet des cultures de couverture sur le devenir de l'azote dans le bassin Brook, ne peut être quantifié sur la base des flux de nitrates, compte tenu de l'augmentation importante des superficies en maïs en période d'évaluation. Il est estimé que l'apport plus important d'azote commandé par la culture du maïs en période d'évaluation 2012-2015 tendrait en effet à masquer un effet éventuel des cultures de couverture sur le stockage de N dans le sol.

Néanmoins, les contrastes saisonniers observés dans les concentrations en nitrates des bassins à l'étude favorisent la thèse d'une atténuation de la concentration en nitrates en période hivernale/printanière au ruisseau Brook en période d'évaluation. En effet, alors que les concentrations observées sont équivalentes en saison de production et en saison hivernale durant la période de référence 2009-2011 ($1,0 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$), la concentration est relativement plus basse en saison hivernale/printanière ($1,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$) qu'en saison de production ($1,7 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$) au cours de la période d'évaluation (Tableau 18). Tel que rapporté précédemment, le gradient saisonnier est plutôt à l'inverse au ruisseau Cass. Une concentration à la baisse en période de dormance au ruisseau Brook est cohérente avec un effet de capture des nitrates résultant de la croissance des cultures de couverture en période d'évaluation. Dans le cadre d'un réseau d'essais à la ferme réalisé dans la région, Breune et al. (2013) ont observé à l'automne des biomasses aériennes de ray-grass atteignant jusqu'à $1,500 \text{ kg ha}^{-1}$ (100% matières sèches) suivant leur implantation intercalaire dans le maïs ensilage. Il est dès lors raisonnable d'associer la croissance de telles cultures de couverture à un prélèvement significatif de reliquats de nitrates en fin de saison. Bien que les observations colligées dans le cadre de la présente étude ne permettent pas d'isoler l'influence des cultures de couverture sur le devenir de l'azote, retenons au final que l'effet de celles-ci demeure positif du fait de leur action anti-érosive documentée dans le cadre de ce projet, de même que sur le plan des bénéfices anticipés au plan de la qualité des sols.

4 CONCLUSION

Entre 2009 et 2015, les suivis hydrologiques mis en place aux exutoires des micro-bassins des ruisseaux Cass et Brook ont permis de décrire de façon détaillée les cheminements de surface et souterrain des eaux, de même que les mobilisations de sédiments, de phosphore et d'azote au pas de temps de 15 minutes, l'année durant. L'occupation des sols des micro-bassins à l'étude, dominée par la forêt et les cultures pérennes, contribuent à une évacuation des eaux dominée par les parcours souterrains. Les épisodes de crues à forte composante de ruissellement de surface sont courts et intenses, mais concentrent l'essentiel des exportations de sédiments et du phosphore, à dominance particulaire, vers les exutoires des ruisseaux.

Le suivi des débits, de la provenance des eaux (surface vs souterraine), de même que des flux de sédiments et de nutriments a mis en relief des différences marquées dans les réponses hydrologiques des micro-bassins à l'étude, reflétant leurs paysages et les propriétés de leurs sols. Le drainage naturel déficient d'une portion importante du micro-bassin Brook se traduit en des hauteurs de ruissellement de surface plus importante que son bassin jumeau, le ruisseau Cass, et ce malgré un relief moins accidenté. La vulnérabilité accrue à l'émission de ruissellement du micro-bassin du ruisseau Brook, contribue en retour à des taux d'exportation de sédiments et de phosphore plus importants qu'au ruisseau Cass.

Les suivis hydrologiques des ruisseaux ont également mis en relief l'influence marquée des deux marais qui interceptent le cours du tronçon principal du ruisseau Cass. Ces effets incluent un laminage des crues, la rétention de sédiments, le captage de phosphore et sa réorganisation en forme plus soluble, de même que la dénitrification de l'azote.

En ce qui a trait aux charges de sédiments et de nutriments observées, retenons que les flux de sédiments, d'azote et de phosphore exportés des micro-bassins à l'étude vers le Lac

Massawippi demeurent relativement faibles, comparés aux autres bassins versants de l'*Observatoire* à l'étude caractérisés par une occupation plus intensive du sol. C'est en soi une bonne nouvelle pour la prévention à long terme de l'eutrophisation du Lac Massawippi. Les proliférations occasionnelles et récentes d'inflorescences de cyanobactéries témoignent néanmoins de la pertinence de réduire les flux diffus de P vers le lac. En ce sens, l'efficacité des pratiques culturales anti-érosives à atténuer l'érosion des sols, tel que démontrée dans le cadre du projet est aussi une autre bonne nouvelle. L'implantation de cultures de couverture et la culture sur résidus sur la plus large part des superficies en cultures annuelles vulnérables du bassin du ruisseau Brook s'est en effet traduite en réduction significative des exportations de sédiments (Figure 22) de l'ordre de 40%, et ce malgré une augmentation substantielle des superficies dédiées à la culture du maïs, aux dépens des cultures pérennes.

L'atténuation significative du flux de sédiments au ruisseau Brook ne s'est cependant pas traduite en réduction significative des flux de phosphore total, notamment en raison d'une augmentation significative de l'exportation de phosphore réactif dissous. Cette augmentation de l'exportation de P réactif et soluble est expliquée par deux facteurs, soit l'enrichissement en P du ruissellement résultant de l'implantation de pratiques culturales anti-érosives, de même que par l'application d'engrais de ferme, peu ou non incorporé, sur les cultures de couverture et les prairies.

Une implication pratique du constat de l'efficacité mitigée des pratiques culturales anti-érosives à l'égard des exportations de phosphore dans le bassin versant du ruisseau Cass est toute la pertinence de combiner les lignes de défense agroenvironnementales afin d'assurer des retombées optimales aux investissements consentis dans la préservation de la qualité des sols et de l'eau de surface. En ce qui a trait plus particulièrement à la prévention de l'eutrophisation du lac Massawippi, les principales lignes de défense interpellées concernent les modalités de gestion des engrais de ferme et les systèmes de culture du bassin versant.

En matière de gestion des engrais de ferme, retenons d'abord le principe de limiter à long terme l'enrichissement des sols du territoire en phosphore. Puisque les engrais de ferme contribuent à la plus large part de la fertilisation des cultures, il convient également de valoriser à l'optimum leur valeur fertilisante azotée, de façon à minimiser l'apport de P excédentaire sur les parcelles fertilisées. Dans la région d'étude, la richesse modérée des sols en P et l'équilibre dans le bilan des apports à la ferme font en sorte que ces exigences sont rencontrées par l'application usuelle des principes de fertilisation intégrée (bonne dose, au bon endroit, au bon moment).

Les propriétés des paysages et des sols de l'Estrie font cependant en sorte que certains champs destinés à recevoir des engrais de ferme sont particulièrement vulnérables au processus de ruissellement, particulièrement en pré-semi des cultures annuelles. Il y a alors intérêt à adapter les modalités d'épandage des engrais de ferme de façon à assurer l'incorporation hâtive de tous les engrais de ferme épandus au bénéfice des cultures annuelles dans la région. L'objectif ici est de prévenir le sur-enrichissement du ruissellement de surface, qui interagit qu'avec les premiers millimètres du sol. Un sol de faible teneur en phosphore, peut ainsi présenter un risque d'entraînement événementiel de P, tel qu'observé aux exutoires des bassins à l'étude au fil du suivi hydrologique. Pour les mêmes raisons, il y a avantage à restreindre l'épandage non incorporé dans les prairies à la période estivale (après coupes), alors que le risque de ruissellement est minimal. Le constat s'applique également aux cultures de couverture, qui ne devraient pas profiter d'épandage d'engrais de ferme non incorporés à la fin de l'été et à l'automne.

En deuxième ligne de défense agroenvironnementale, la prévention de l'érosion et des flux diffus de phosphore appelle d'abord au maintien et à la valorisation des superficies en fourrages pérennes dans la région. Le développement du marché du foin et des céréales (grainées) pour l'alimentation humaine, de même que la mise en valeur d'herbage de qualité dans l'alimentation des bovins constituent autant d'opportunités de développement durable de l'agriculture dans la région. D'autre part, dans un contexte où les superficies en fourrages pérennes sont en constant déclin depuis les trente dernières années au Québec, la protection des champs en retour de cultures annuelles durant la période particulièrement vulnérable du dégel printanier demeure plus que jamais une priorité de gestion agroenvironnementale. La vulnérabilité des champs à l'érosion et aux pertes de P est particulièrement exacerbée lorsque ceux-ci sont en culture de maïs-ensilage. Le sol est alors laissé à nu, sans protection durant la période hivernale et printanière hâtive, où se concentrent les épisodes de ruissellement de surface. Aussi, la progression des superficies en culture d'ensilage en Estrie au cours des dernières années est préoccupante.

Les cultures de couverture (maïs ensilage et soya) et la culture sur résidus (maïs grain et céréales à paille) contribuent dès lors à prévenir l'érosion au champ, atténuer les exportations de phosphore, avec en prime une amélioration de la condition physique du sol. L'opportunité est donc gagnant-gagnante pour l'exploitation agricole et la communauté en aval, dans la mesure où l'égouttement et la bonne condition physique du sol sont les facteurs les plus souvent rapportés comme déterminants de la productivité des récoltes en Estrie, comme dans l'ensemble des régions agricoles du Québec. Un sol mal égoutté produit moins, et ruisselle plus. Retenons enfin que si des engrais de ferme interviennent dans le système cultural, il demeure aussi impératif de concilier la protection anti-érosive des résidus de culture ou des cultures de couverture, avec l'incorporation superficielle de l'engrais de ferme.

En terminant, rappelons que les processus d'érosion et les transferts de phosphore découlent principalement de l'émission du ruissellement. Ce dernier est à son tour contrôlé par le développement de la saturation du sol sur des portions variables du parcellaire en culture. Le relief accidenté des paysages de l'Estrie fait en sorte que certaines portions du parcellaire en culture ont une vulnérabilité relativement très élevée au processus de ruissellement. Une position basse occupée dans le relief, des sols présentant une faible perméabilité, la proximité de la nappe d'eau superficielle, la convergence des ruisseaux et des fossés ou un parcours concentré du ruissellement de surface en provenance du champ sont autant de facteurs qui contribuent à une forte discrimination spatiale dans les émissions de ruissellement de surface.

Il y a dès lors intérêt à saisir l'opportunité de mettre en valeur les outils dérivés de la détection, notamment les relevés de précision du relief (LiDAR et stéréoscopie) et l'imagerie satellitaire haute résolution, dans la représentation des secteurs les plus vulnérables au développement d'un état de saturation du sol et à l'émission du ruissellement. De telles informations s'avèrent particulièrement utiles dans la planification des chantiers d'épandage des engrais de ferme afin de soustraire, par exemple, certaines parcelles vulnérables aux apports en pré-semi. De tels outils diagnostiques gagnent particulièrement en pertinence dans une région où la régie des épandages sur une parcelle donnée interpelle souvent plusieurs intervenants, dont le propriétaire, le producteur qui la cultive la terre, le producteur de l'engrais de ferme, l'épandeur à forfait et enfin le conseiller agricole qui peaufine le plan de fertilisation. Au-delà des opportunités technologiques, la diversité des responsabilités et des expertises interpellés fait en sorte que la mise en valeur du terroir et des plans d'eau de

l'Estrée pose d'abord un défi à l'échelle humaine, qui s'inscrit dans l'axe du développement durable, où «la pensée globale et l'agir local» prennent tout leur sens.

5 RÉFÉRENCES CITÉES

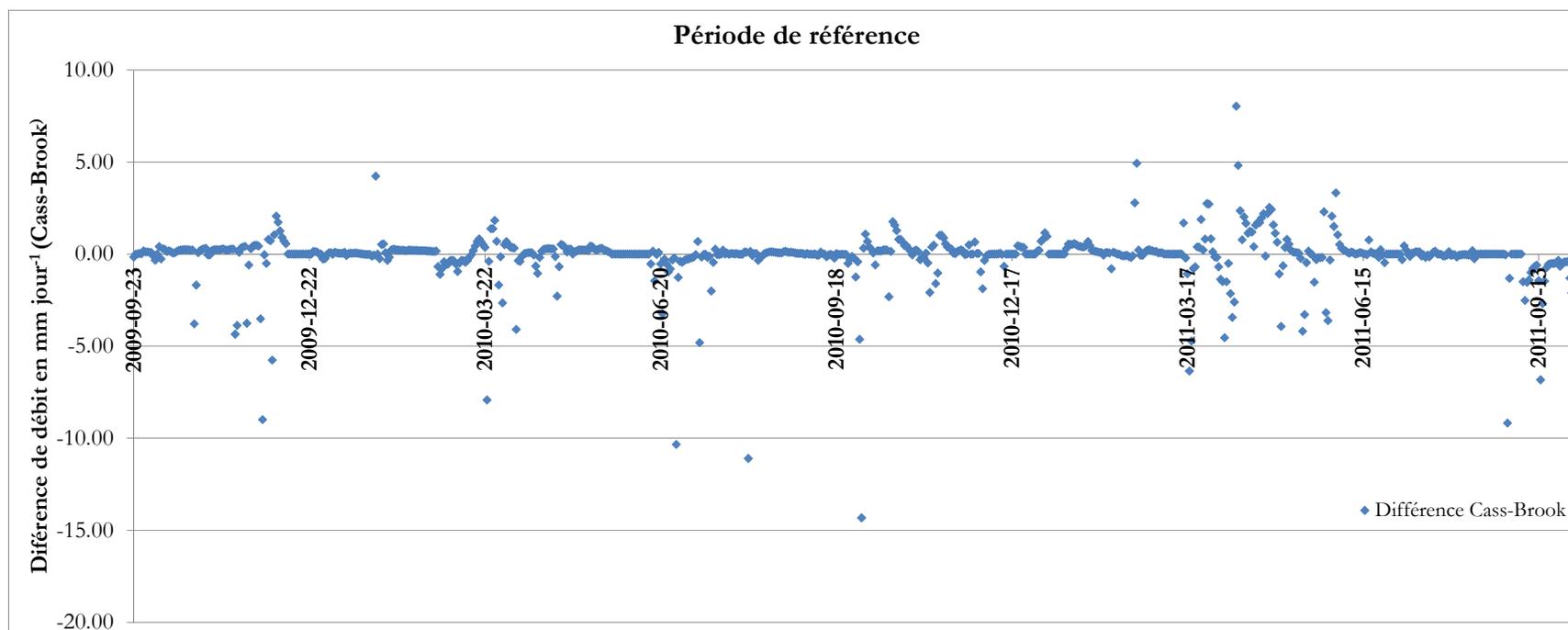
- Beaudin, I., A. Michaud et A. Drouin. 2014. Pour une gestion sur mesure des champs : le projet REZOTAGE. III – Volet modélisation et prévision des retombées environnementales. Fiche synthèse, IRDA. 2 p. <http://www.irda.qc.ca/fr/publications/pour-une-gestion-sur-mesure-des-champs-le-projet-rezotage-iii-volet-modelisation-et-prevision-des-retombees-environnementales/>
- Belvisi, J., G. Paré, J. Deslandes, I. Beaudin, I. Saint-Laurent, G. Poisson, et A.R. Michaud. 2009. Atlas électronique du bassin versant de la rivière Yamaska. Géomont, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Union des producteurs agricoles, Université de Sherbrooke (CARTEL) et COGEBY.
- Biron, P. 2013. Communication électronique personnelle. Professeure agrégée, Université Concordia.
- Breune, I., M.-A. Brunet et G. Parent. 2013. Essai de variétés, essai de semis à différents stades du maïs, essai en plein champ, saison 2012. Rapport de projet du programme Prime-Vert, volet 10.5. AAC et MAPAQ. 59 pages avec annexes.
- Géomont et MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec). 2011. Info-Sols, Montérégie-Est. www.geomont.qc.ca/info-sols
- Giroux, M., M. Duchemin, A. R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry et M.R. Laverdière. 2008. Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. Agrosolutions 19(1) :Pp 4-14.
- Grabow, G.L., J. Spooner, L.A. Lombardo, and D.E. Lione. 1999. Detecting water quality changes before and after BMP implementation : Use of SAS for statistical analyses. NEQEP Notes, N° 93, North Carolina State Water Quality Group Newsletter, NCSU, Raleigh, NC.
- Greenberg, E.A., L.S. Clesceri et A.D. Eaton. 1992a. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C. Standard method for examination of waste and waster water, 18th edition, pp 2-56.
- Greenberg, E.A., L.S. Clesceri et A.D. Eaton. 1992b. Persulfate Digestion Method. Standard method for examination of waste and waster water, 18th edition, pp 4-112.
- Greenberg, A.E., S. Lenore et S. Clesceri. 1992c. No: 4500-NH3 H. Automated Phenate Method, p. 4-84; No: 4500-NO3- F. Automated Cadmium Reduction Method, p. 4-84, In E. A.D., ed. Standard Methods For Examination of Waste and Waste Water, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Greenberg, A.E., S. Lenore et S. Clesceri. 1992d. No: 3030 A, Preliminary Treatment of Samples, p. 3-3, No: 3120, Metals by Plasma Emission Spectroscopy, p. 3-34 – 3-40, In E. A.D., ed. Standard Methods For Examination of Waste and Waste Water, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Gérin, M. 2014. Projet Observatoire, ruisseaux Brook et Cass. Rapport final. 7 pages.
- Guérin, J. 2009. Diagnostic agroenvironnemental de la fertilisation phosphatée des cultures maraîchères en sols organiques. Thèse de doctorat. Université Laval. Département des sols et de génie agroalimentaire. Québec. 128 p. Madramootoo, C. A., A. R. Michaud, J. Whalen et S.-C. Poirier. 2012. Mesures précises et approches innovantes en modélisation de la dynamique des nutriments en bassin et en plan d'eau contribuant aux fleurs des cyanobactéries. Rapport final n° 2009-CY-130646. Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries. Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Fonds de la recherche en santé du Québec. 30 p.
- Kroeger, A.C., C.A. Madramootoo, P. Enright, C. Laflamme, N. Francoeur-Leblond et C. D'Auteuil. 2009. Les marais filtrants : une solution pour restaurer les cours d'eau agricoles. Agrosolutions 20 (1) p. 4-14.
- Laferrière, B. 2014. Communication personnelle.
- La Financière. 2013. Bases de données des cultures généralisées.
- Laflamme, C. 2005. Nutrient removal using a constructed wetland in Sourthern Quebec. Thèse de Maîtrise. Bioresource Engineering, McGill University. 84 pages plus annexes. <http://webpages.mcgill.ca/staff/deptshare/FAES/066-Bioresource/Theses/theses/329ChristinaLaFlamme2005/329ChristinaLaFlamme2005.pdf>

- Madramootoo, C. A., A. R. Michaud, J. Whalen et S.-C. Poirier. 2012. Mesures précises et approches innovantes en modélisation de la dynamique des nutriments en bassin et en plan d'eau contribuant aux fleurs des cyanobactéries. Rapport final n° 2009-CY-130646. Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries. Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Fonds de la recherche en santé du Québec. 30 p.
- Michaud, A.R., Lauzier, R., et M.R.Laverdière. 2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole: Etude de cas du bassin versant du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16(1), pp. 57-59.
- Michaud, A.R., J. Deslandes, J. Desjardins et M. Grenier. 2009a. Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), MAPAQ, Club du bassin La Guerre, Dura-Club, Club de fertilisation de la Beauce, Fonds d'action québécois pour le développement durable, Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec et Programme d'aide technique de Couverture végétale du Canada. Québec, Québec, 155 p. <http://www.irda.qc.ca/resultats/publications/204.html>
- Michaud, A.R., J. Desjardins, M. Grenier et R. Lauzier. 2009b. Suivi de la qualité de l'eau des bassins versants expérimentaux Ewing et au Castor – Dans le cadre du projet Lisière verte. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Coopérative de solidarité du bassin versant de la rivière aux Brochets, AAC (PASCAA) et MAPAQ, Québec, Québec, 27 p.
- Michaud, A.R., J. Desjardins, N. Coté, I. Beaudin, A. Drouin, S. Seydoux et I. Saint-Laurent. 2012a. Rapport de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles. Rapport sommaire pour la période de référence 2009-2011. Rapport réalisé dans le cadre du projet Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Québec, Canada. 87 pages et annexes. <http://www.irda.qc.ca/resultats/publications/197.html>
- Michaud, A.R., A. Drouin, J. Desjardins, N. Coté. 2012b. Rapport final sur le rendement pour la période 2009-2013 pour les bassins versants du ruisseau Fourchette et du Bras D'Henri. Programme d'évaluations des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle du bassin hydrographique. Agriculture et agroalimentaire Canada. Accord de contribution 1585-10-3-2-5-1. 68 pages avec annexes.
- Michaud, A.R. 2013. Observatoire du bassin de la Tomifobia.: Leçons apprises au fil de l'eau. Conférence invitée au Colloque « EAU COURANTE, ON NE RIGOLE PLUS », Bleu Massawippi. Saint-Catherine-de-Hatley, 30 novembre.
- Michaud, A. R., N.-R. Rocha Medrano, R. Lagacé et A. Drouin. 2014a. Développement et validation de méthodes de prédiction du ruissellement et des débits de pointe en support à l'aménagement hydro-agricole. Rapport final présenté au CDAQ dans le cadre du PCAA. IRDA. 142 p. <http://www.irda.qc.ca/fr/publications/developpement-et-validation-de-methodes-de-prediction-du-ruissellement-et-des-debits-de-pointe-en-support-a-l-amenagement-hydro-agricole/>
- Michaud, A.R., A. Drouin, I. Beaudin, L. Belzile, M.-O. Gasser, J. Desjardins et N. Côté. 2014b. REZOTAGE: Réalisation de ZONES Technico-économiques Agricoles de Gestion. Rapport final. Projet réalisé dans le cadre du Programme canadien d'adaptation agricole (PCAA) en collaboration avec le Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec (CDAQ). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, Canada. 180 p. (11,5 Mo). <http://www.irda.qc.ca/fr/publications/rezotage-realisation-de-zones-technico-economiques-agricoles-de-gestion/>
- Michaud, A.R., M. MacRae, C. Madramootoo, J. Whalen, B. Gauvin St-Denis, C. Merkley, B. Laferrière et A. Jamieson. 2015. Gestion de l'eau de drainage souterrain pour maximiser la production des cultures, l'utilisation des nutriments et la disponibilité de l'eau avec les climats actuels et futurs. Programme Innov'Action de coopération Québec-Ontario pour la recherche en agroalimentaire. Projet IA114252.
- MDDELCC, 2010. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Chapitre 5: Marais artificiels. www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique

- MDDELCC, 2016. Règlement sur les exploitations agricoles. Loi sur la qualité de l'environnement <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r,%2026>
- Murphy, J., et J.R. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in surface waters. *Anal. Acta* 27:31-36.
- Roux, C. 2012. Portrait hydrogéomorphologique d'un bassin versant agricole et processus de re-méandrisation des cours d'eau. Le cas de la Baie Lavallière au Québec. Rapport de stage de fin de maîtrise. Université Claude Bernard Lyon 1, France. Codirections P. Biron, U. Concordia, A. Michaud, IRDA et S. Doppler, Lyon-1. .
- Sunborg, M., A.R. Michaud, J. Deslandes et R. Fournier. 2009. Diagnostic d'érosion hydrique au moyen d'indices spatiaux dérivés de données LiDAR. 62e congrès annuel de l'Association canadienne des ressources hydriques, Loews Le Concorde, Québec. Juin.
- Sharpley, A.N., W.W. Troeger et S.J. Smith. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Env. Qual.* 20:235-238.
- Tchouansi, M. 2012. Bilan des activités 2011-2012. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant de la rivière Champlain. Projet no 33. Agriculture, Agroalimentaire Canada (AAC), Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ) et Union des producteurs agricole (UPA). 43 p.
- Tchouansi, M. 2014. Bilan des activités 2011-2014. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant de la rivière Champlain. Projet no 33. Agriculture, Agroalimentaire Canada (AAC), Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ) et Union des producteurs agricole (UPA). 55 p.
- Vézina, A. 2012. Communications personnelles.
- Vézina, L., A. Marcoux, M. Trudelle, D. Côté, A. Mailloux et G. Tremblay. 1998. Influence de cultures intercalaire établies avec divers modes de semis sur la production du maïs-grain et les propriétés d'une argile lourde Sainte-Rosalie. *Agrosol*, vol. 10, no. 2 p. 41.
- Walker, W. 1998. Flux, *Stream loads computations, version 5.0*. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.
- WHO (World Health Organization). 2008. World Health Statistics 2008. World Health Organization. 112 p. <http://www.who.int/whosis/whostat/2008/en/index.html>

ANNEXES

Annexe 1. Différences journalières observées dans les lames d'eau exportées entre le ruisseau Cass (Témoin) et le ruisseau Brook (Intervention) durant la période de référence (2009-2011).



Annexe 2. Différences journalières observées dans les lames d'eau exportées entre le ruisseau Cass (Témoin) et le ruisseau Brook (Intervention) durant la période d'évaluation (2013-2015).

