

**Projet EPERLAB : Ensemble pour l'étude et la restauration de la rivière
Boyer
-
Rapport final**



Projet conjoint du programme Odysée Saint-Laurent du Réseau Québec maritime (RQM) et du programme Affluents Maritime du Regroupement des organismes de Bassins Versants du Québec (ROBVQ)

Pascale Biron¹, Aubert Michaud², William Massey¹, Nicolas Stämpfli¹, Mohamed Niang², Robert Lagacé⁴ et Gaetan Martinelli³

1. Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia
2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
3. Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement (INRS ETE)
4. Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval

Avril 2020

Analyse et rédaction (volet hydrogéomorphologique)

William Massey, M.Sc.
Professionnel de recherche, Université Concordia

Nicolas Stämpfli
Candidat au doctorat, Université Concordia (géographie, urbanisme et environnement)

Analyse et rédaction (volets hydrométrique et agroéconomique)

Mohamed Niang, Ph.D.
Professionnel de recherche, IRDA

William Huertas, BSc
Professionnel de recherche, IRDA

Gaëtan Martinelli, B,Sc
Stagiaire, Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement

Analyse et rédaction (volet hydrologique)

Robert Lagacé, ing., agr., Ph.D.
Professeur titulaire, Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval

Communications et coordination avec les propriétaires riverains

François Lajoie, MGP, agr.
Directeur général, Organisme des Bassins Versants (OBV) de la Côte-du-Sud

Chercheurs

Pascale Biron, Ph.D. (chercheuse principale)
Professeure titulaire, Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

Aubert Michaud, Ph.D.
Chercheur, conservation des sols et de l'eau, IRDA

Robert Lagacé, ing., agr., Ph.D.
Professeur titulaire, Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval

Financement

Ce projet est financé par le programme Odyssée Saint-Laurent du Réseau Québec maritime (RQM) et le programme Affluents Maritime du Regroupement des organismes de Bassins Versants du Québec (ROBVQ), qui vise la mise en œuvre d'actions issues des plans directeurs de l'eau qui concourent à la Stratégie maritime du Gouvernement du Québec.



Pour citation

Biron, P., Michaud, A., Massey, W., Stämpfli, N., Niang, M., Lagacé, R. et Martinelli, G. (2020). Projet EPERLAB : Ensemble pour l'étude et la restauration de la rivière Boyer. Rapport présenté au programme Odyssée Saint-Laurent du Réseau Québec Maritime. Université Concordia, 150 pages.

Résumé

Introduction:

La frayère à éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) située à l'embouchure de la rivière Boyer était la plus importante du sud de l'estuaire du Saint-Laurent jusque dans les années 1970. Elle a été graduellement désertée, bien que la pêche à l'éperlan soit interdite dans la rivière Boyer depuis 1977. Malgré quelques efforts de restauration de la rivière et de son bassin versant investis depuis, la qualité de l'eau y est problématique et la frayère montre peu de signes de rétablissement.

L'objectif global du projet était d'appuyer les efforts de la coalition d'intervenants du bassin versant dans leurs démarches visant la restauration de la frayère à éperlan située à l'embouchure de la rivière Boyer. La réalisation du projet s'est centrée sur deux sous-objectifs :

1. Décrire et comprendre les processus hydrologiques et hydrogéomorphologiques du bassin versant. Cette caractérisation intégrée visait à améliorer les connaissances sur les sources potentielles de sédiments et de phosphore (P) qui contribuent à la dégradation de la qualité de l'eau et l'habitat de la frayère à éperlans. Les données ainsi colligées constituent une base de référence en appui à la planification d'actions concertées de mise en valeur de la rivière et son bassin versant, de même que l'évaluation éventuelle de leurs retombées.
2. Identifier, de même que projeter l'efficacité et les coûts, des solutions concrètes pour diminuer les apports de sédiments et de phosphore à la rivière Boyer.

Approche et méthodologie:

Le volet hydrologique de l'étude a permis de déterminer les débits de crue dans le bassin versant pour diverses périodes de récurrence. Le volet hydrogéomorphologique a produit un portrait détaillé des caractéristiques physiques du réseau hydrique (pente, largeur, puissance) en valorisant les données hydrologiques et en analysant un modèle numérique d'élévation du bassin versant généré avec des données LiDAR. Les positions historiques et actuelles des cours d'eau ont été numérisées, ce qui a permis d'estimer leur taux de migration et ainsi délimiter l'espace de mobilité. L'espace d'inondabilité a aussi été déterminé à partir de la topographie du bassin versant. Ces espaces de mobilité et d'inondabilité ont été combinés à une cartographie des milieux humides du bassin versant pour obtenir des cartes d'espace de liberté des cours d'eau. Les informations colligées dans le cadre de ce mandat ont aussi été utilisées pour évaluer de manière qualitative la vulnérabilité des tronçons à l'érosion de berges et la contribution potentielle des berges des différents tronçons aux charges de sédiments observées dans les cours d'eau du bassin versant.

Le volet hydrométrique de l'étude a permis de documenter les débits et les flux de sédiments et d'éléments nutritifs (et en particulier de P) dans différentes parties du bassin versant, par un suivi réalisé à trois stations hydrométriques, dont une installée dans le cadre de ce projet. Ce volet a servi au calage d'une modélisation hydrologique des exportations de sédiments et de P réalisée à l'aide du méta-modèle GÉODEP. Le modèle a permis d'évaluer les impacts de diverses pratiques de gestion alternatives sur les pertes de sédiments et de P dans le bassin versant, incluant une analyse coûts : efficacité sur l'efficience des mesures considérées.

Résultats:

Les résultats confirment que les flux de sédiments et d'éléments nutritifs sont très élevés dans le bassin versant de la rivière Boyer, avec notamment des exportations annuelles estimées de l'ordre de 30 735 tonnes métriques de sédiments (MES) et de 52,4 tonnes métriques de P pour l'ensemble du bassin versant. La majeure partie des pertes de P provenaient de terres à vocation agricole, mais elles sont fortement discriminées sur le plan spatial : ainsi, 50 % de la charge projetée de P du parcellaire agricole proviendrait de 20 % des superficies en culture. Par ailleurs, même si les informations disponibles suggèrent que la majorité des sédiments proviennent des terres à vocation agricole plutôt que des cours d'eau, le gradient observé dans la richesse en P des sédiments en suspension, qui diminue de l'amont vers l'aval, pourrait être attribuable à une contribution accrue – et non négligeable – des processus d'érosion en rive dans la partie aval du bassin versant.

L'analyse hydrogéomorphologique a permis de cartographier l'espace de liberté des cours d'eau. Cette analyse révèle aussi que 73 % des 79 km de cours d'eau évalués présentent une vulnérabilité élevée ou très élevée à l'érosion des berges. Le ruisseau du Portage, qui a été presque entièrement linéarisé, présente une forte proportion (42 %) de tronçons de vulnérabilité très élevée. Compte tenu des nombreux risques d'avulsion de méandres dans la rivière Boyer, de la puissance spécifique généralement élevée de la rivière et des berges souvent hautes et abruptes dans ce secteur, ces tronçons plus vulnérables représentent une source significative de sédiments pouvant transiter jusqu'au secteur de la fraysère désertée. La vulnérabilité de ces tronçons pourrait être exacerbée par l'augmentation des débits de crue identifiée pour la dernière décennie dans le cadre du volet hydrologique de l'étude.

Les analyses de scénarios alternatifs de gestion indiquent que l'application de l'ensemble des mesures de prévention de l'érosion et des pertes de P au champ résulterait, en théorie, en une réduction globale de l'ordre de 58 % de la charge de sédiments et de 34 % de la charge de P par rapport à la situation actuelle à l'échelle du bassin versant. Les coûts et l'efficacité varient selon les mesures retenues et selon les parcelles.

Recommandations:

Compte tenu des résultats de cette étude, il est recommandé, dans la mesure du possible de :

- Minimiser les activités et pratiques pouvant accentuer l'érosion dans les secteurs les plus vulnérables, et en particulier ceux où les berges sont les plus élevées. Ces pratiques incluent la linéarisation des cours d'eau, les stabilisations de berges (en particulier les enrochements) et toute activité engendrant des pertes de bande riveraine.
- Protéger les méandres abandonnés et les milieux humides, qui constituent des éléments précieux en termes de contrôle des débits, de flux de sédiments et d'habitats.
- Réduire les apports de P à la source en assurant un bilan de P équilibré, et en investissant au besoin dans des changements des pratiques de gestion, en particulier en ce qui a trait aux engrais de ferme. Il est prévu que ce type de mesure préventive sera à terme plus efficace et plus économique que toute mesure mise en œuvre pour contrer les impacts d'une surfertilisation.

- Compte tenu de l'observation de l'augmentation des débits, il serait important d'intensifier les mesures hydrométriques et de la fréquence de mesure des paramètres de qualité de l'eau pour mieux comprendre l'impact des changements sur l'évolution hydrométrique du bassin et son impact sur l'éperlan.
- Entreprendre une démarche d'accompagnement des agriculteurs du bassin versant pour évaluer l'acceptabilité sociale des mesures de gestion alternative proposées, et identifier des scénarios concrets d'implantation au cas par cas, en priorisant les parcelles/entreprises situées dans les secteurs les plus vulnérables à l'érosion.
- Effectuer une analyse coût : bénéfices qui tiendrait notamment compte d'une possible réduction des besoins en entretien de cours d'eau et en travaux de stabilisation de berges, de même que des bénéfices écosystémiques de l'approche proposée (qualité de l'eau, habitats, usages récréatifs, etc.).
- Explorer les possibilités de financement de la mise en œuvre de telles pratiques, que ce soit au niveau local (regroupement de citoyens, MRC, etc.), régional ou provincial. Cette démarche viserait notamment à évaluer l'ouverture de la population et des différents paliers de gouvernement à un financement public de telles mesures, compte tenu de la nature collective des bénéfices attendus.

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction	1
1.1	Contexte	1
1.2	Objectifs de l'étude	1
1.3	Revue des études antérieures et portrait du bassin versant.....	2
2	Approche utilisée	6
3	Volet hydrométrique.....	7
3.1	Objectifs spécifiques	8
3.2	Méthodologie	8
3.2.1	Opération de la station du micro-bassin EPERLAB.....	10
3.2.2	Campagnes d'échantillonnage des cours d'eau	11
3.2.3	Dépouillement des données hydrométriques	13
3.3	Résultats.....	15
3.3.1	Débits aux stations hydrométriques	15
3.3.2	Séparation des écoulements.....	16
3.3.3	Concentrations et flux de sédiments et de nutriments	17
3.4	Conclusion du volet de suivi hydrométrique	29
4	Volet hydrologique	30
4.1	Objectifs spécifiques	30
4.2	Méthodologie	30
4.2.1	Récoltes de données des stations de jaugeage	30
4.3	Résultats.....	32
4.3.1	Détermination du débit récurrence 2 ans	32
4.4	Discussion	36
5	Volet hydrogéomorphologique	37
5.1	Objectifs spécifiques	37
5.2	Méthodologie	37
5.2.1	Visites de terrain	37
5.2.2	Outils hydrogéomorphologiques SIG	39
5.2.3	Cartographie de l'espace de liberté.....	41
5.2.4	Évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion	51
5.3	Résultats.....	54
5.3.1	Profil en long et puissance spécifique	54
5.3.2	Délimitation des tronçons homogènes et description des tronçons de reconnaissance.....	61
5.3.3	Cartographie de l'espace de liberté.....	68

5.3.4	Cartographie de la vulnérabilité des berges à l'érosion	70
5.4	Discussion	72
6	Volet d'étude en modélisation hydrologique et technico-économique.....	75
6.1	Méthodologie	75
6.1.1	Paramétrage du modèle (scénario de gestion de référence).....	76
6.1.2	Projections des flux de sédiments et de P.....	82
6.2	Résultats.....	83
6.2.1	Paramétrage du scénario de gestion de référence.....	83
6.2.2	Résultats de la modélisation GéODEP pour le scénario de gestion de référence à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer.....	85
6.2.3	Résultats de la modélisation GéODEP et analyse économique du scénario alternatif de gestion agricole du bassin versant de la rivière Boyer	97
6.3	Conclusion du volet d'étude en modélisation hydrologique et technico-économique.	116
7	Discussion générale et conclusions	119
	Références	123
	Annexe I: Données utilisées en intrants dans la création de scénarios de gestion dans GéODEP	
	133	
	Annexe II : Méthode d'estimation de la charge de P liée à la perte événementielle suivant des épandages d'engrais de ferme non incorporé	135

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Le bassin-versant de la rivière Boyer ainsi que de ses tributaires	5
Figure 2.1 : Diagramme présentant l'approche globale du projet	7
Figure 3.1 : Aperçu des sites des stations EPERLAB(a), Boyer (b) et Boyer sud (c).....	9
Figure 3.2 : Installation des équipements à la station EPERLAB.....	11
Figure 3.3 : Mesures du débit instantané, à l'aide du moulinet hydrométrique, à la station EPERLAB	12
Figure 3.4 : Variation du débit, de la turbidité et de la conductivité au pas de temps de 15 minutes pour la crue du 01 novembre 2019 observée à la station EPERLAB.....	14
Figure 3.5 : Séries chronologiques des débits spécifiques et des précipitations journalières observés aux trois stations pour l'année 2019.....	16
Figure 3.6 : Séparation de l'écoulement de surface et souterrain et sédigramme du micro-bassin EPERLAB en 2019	17
Figure 3.7 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO ₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique du micro-bassin EPERLAB	19
Figure 3.8 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO ₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique de la rivière Boyer sud	20
Figure 3.9 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO ₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique aval de la rivière Boyer.....	21
Figure 3.10 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique du micro-bassin EPERLAB .	24
Figure 3.11 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique de la rivière Boyer sud	25
Figure 3.12 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique aval de la rivière Boyer	26
Figure 3.13 : Charges et spéciation des formes de P observées aux exutoires des trois bassins versants à l'étude.....	28
Figure 4.1 : Évolution des débits journaliers à la station Boyer.....	35
Figure 4.2 : Évolution des débits journaliers à la station Boyer Sud	36
Figure 5.1 : Emplacement des tronçons de reconnaissance	39
Figure 5.2 : Exemple de cartes produites : A) aléas fluviaux; B) espace de liberté.....	42
Figure 5.3 : Axe principal des méandres et corridor de mobilité (tiré de Parish Geomorphie, 2004)	44
Figure 5.4 : Position du chenal déterminée à partir de différentes photographies aériennes pour deux sections de la rivière Boyer Nord. A) Section dynamique, où l'emplacement du chenal sur les photographies les plus anciennes diverge de manière significative par rapport à son emplacement actuel; B) Section stable, peu de mobilité historique observée.....	46
Figure 5.5 : Extrapolation de la migration latérale de la rivière Boyer sur 50 ans, en fonction des taux d'érosion historiques	47
Figure 5.6 : Exemple de méandre à risque d'avulsion sur la rivière Boyer (près de l'embouchure). Bien qu'un enrochement de berge soit présent, le risque d'avulsion est évalué en tenant compte de l'érosion naturelle probable (sans modifications ou structures anthropiques)	49
Figure 5.7 : Grille de classification de la vulnérabilité des tronçons à l'érosion de berges	53
Figure 5.8 : Profil en long de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires	54
Figure 5.9 : Topographie du bassin versant et puissance spécifique de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires.....	56

Figure 5.10: Puissance spécifique moyenne calculée pour la rivière Boyer et ses principaux tributaires.....	57
Figure 5.11 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente de la rivière Boyer (entre la confluence des rivière Boyer Nord et Boyer Sud et son embouchure).....	57
Figure 5.12 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du tronçon de reconnaissance Boyer Sud (aval)	58
Figure 5.13 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du sous-bassin Boyer Nord.....	59
Figure 5.14 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du sous-bassin Ruisseau Portage	60
Figure 5.15 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin)	61
Figure 5.16 : Tronçons homogènes délimités sur l'ensemble du bassin versant	63
Figure 5.17 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer	64
Figure 5.18 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer Sud	65
Figure 5.19 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer Nord.....	66
Figure 5.20 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin).....	67
Figure 5.21 : Cartographie de l'espace de liberté pour le bassin versant de la rivière Boyer	69
Figure 5.22 : Cartographie des tronçons homogènes selon leur indice de vulnérabilité à l'érosion de berges.....	71
Figure 6.1 : Occupation du sol (a), pédologie, relief et hydrographie (b), du bassin versant de la rivière Boyer utilisés dans le paramétrage du méta-modèle GéODEP	78
Figure 6.2 : Illustration des différentes étapes de traitement des données à référence spatiale dans GéODEP pour une portion de territoire à vocation agricole	80
Figure 6.3 : Projections de la hauteur de ruissellement de surface du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence	91
Figure 6.4 : Projections de la charge spécifique de sédiments du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence	92
Figure 6.5 : Projections de la charge spécifique de P du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence	93
Figure 6.6 : Projections des taux spécifiques d'exportation de sédiments des unités de réponses hydrologiques (URHH) en occupation agricole du bassin versant de la rivière Boyer en fonction de la hauteur du ruissellement de surface (a) et du facteur topographique LS (b), et taux spécifiques d'exportation de phosphore (P) en fonction du taux d'exportation de sédiments (c).....	94
Figure 6.7 : Cumul des charges de phosphore (P) par ordre décroissant de vulnérabilité du parcellaire en fonction de la superficie cumulée pour le scénario de gestion de référence appliqué au bassin versant de la rivière Boyer	96
Figure 6.8 : Projections de la charge spécifique de sédiments du bassin versant de la rivière Boyer pour les scénarios de référence et alternatif.....	104
Figure 6.9 : Projections de la charge spécifique de P du bassin versant de la rivière Boyer pour les scénarios de référence et alternatif.....	105

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Occupation du territoire des sous-bassins versants à l'étude	10
Tableau 3.2 : Concentrations (conc) moyennes pondérées pour le débit et charges annuelles spécifiques (365 jrs, sur la base de la superficie) de calcium, de matières en suspension, d'azote et de P estimées aux stations hydrométriques EPERLAB, Boyer et Boyer sud	18
Tableau 3.3 : Spéciation des formes de P estimée pour les charges des trois bassins versants étudiés	18
Tableau 4.1 : Localisation et caractéristiques des stations de jaugeage	30
Tableau 4.2 : Localisation et caractéristiques des stations météorologiques	30
Tableau 4.3 : Débits maxima annuels observés aux différentes stations de jaugeage	31
Tableau 4.4 : Statistiques d'ajustement de différentes distributions pour les stations Boyer et Boyer Sud	32
Tableau 4.5 : Débits maxima estimés (m^3/s) pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage	32
Tableau 4.6 : Débits maxima unitaires (par km^2) estimés pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage	33
Tableau 4.7 : Paramètres de la distribution de Gumbel des débits maxima aux stations Boyer Sud et Boyer pour différentes périodes de relevés	34
Tableau 4.8 : Débits maxima unitaires ($m^3/s-km^2$) estimés pour différentes récurrences aux stations Boyer Sud et Boyer pour la période 1997-2006	34
Tableau 4.9 : Débits maxima unitaires ($m^3/s-km^2$) estimés pour différentes récurrences aux différentes stations pour la période 1997-2006	34
Tableau 4.10 : Moyenne et écart-type des débits maxima unitaires ($m^3/s-km^2$) pour les périodes 1997-2006 et 2007-2018 pour les stations Boyer et Boyer Sud	35
Tableau 5.1 : Critères pour le découpage en tronçons homogènes	44
Tableau 5.2 : Photographies aériennes utilisées	45
Tableau 5.3 : Classification de la vulnérabilité des berges à l'érosion dans la rivière Boyer et ses principaux tributaires	70
Tableau 6.1 : Distribution des occupations agricole et non agricole des sous-bassins sous suivi hydrométrique et de l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer	84
Tableau 6.2 : Distribution des aménagements du drainage souterrain des champs retenue dans le paramétrage du méta-modèle à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer	84
Tableau 6.3 : Distribution des pratiques de travail du sol pour les cultures annuelles retenue dans le paramétrage du méta-modèle à l'échelle du bassin versant	85
Tableau 6.4 : Charges annuelles massiques et spécifiques de sédiments et de phosphore (P) projetées à l'échelle des sous-bassins des stations hydrométriques du micro-bassin et du sous-bassin de la rivière Boyer Sud par le méta-modèle GÉODEP en scénario de gestion de référence.	88
Tableau 6.5 : Charges annuelles massiques et spécifiques de sédiments et de phosphore (P) projetées à l'échelle du sous-bassin de la station hydrométrique du sous-bassin aval de la rivière Boyer Sud et pour l'ensemble du bassin versant par le méta-modèle GÉODEP en scénario de gestion de référence.	89
Tableau 6.6 : Comparaisons des flux annuels mesurés et projetés par le modèle GÉODEP aux trois stations hydrométriques à l'étude.	90
Tableau 6.7 : Projections des scénarios alternatifs de gestion sur les exportations globales de sédiments et de phosphore (P) par classe d'utilisation du sol à l'exutoire du bassin et sur la base de la superficie traitée pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer	102
Tableau 6.8 : Projections des scénarios alternatifs de gestion sur les exportations globales de sédiments et de phosphore (P) par classe d'utilisation du sol à l'exutoire du bassin et sur la base de la superficie traitée pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer (suite)	103

Tableau 6.9 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à la conversion des cultures en milieu naturel dans l'espace de liberté minimal du bassin versant de la rivière Boyer.	107
Tableau 6.10 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à la conversion des prairies excessivement vulnérables à l'érosion du bassin versant de la rivière Boyer	108
Tableau 6.11 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée au travail réduit du sol pour le bassin versant de la rivière Boyer	109
Tableau 6.12 : Différences dans les coûts de production associées à la conversion de la pratique culturale de labour vers le travail réduit du sol et le semis direct en production de maïs grain	110
Tableau 6.13: Analyse des coûts et des bénéfices en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée aux cultures de couverture implantées dans les superficies en soja pour le bassin versant de la rivière Boyer	111
Tableau 6.14: Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée aux conversions en prairie permanente des cultures annuelles excessivement vulnérables à l'érosion dans l'espace le bassin versant de la rivière Boyer.....	112
Tableau 6.15 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à l'aménagement de bandes riveraines élargies et de structures de captage et de sédimentation des superficies en culture annuelles du bassin versant de la rivière Boyer	114
Tableau 6.16 : Synthèse de l'analyse des coûts et des efficacités, en termes de réduction des charges de phosphore (P) et de sédiments, des scénarios cumulés de mesures agroenvironnementales appliqués à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer.....	116

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

La rivière Boyer est un affluent du fleuve Saint-Laurent dont le bassin versant est situé dans la région administrative de Chaudière-Appalaches, sur la rive sud du Fleuve, et dont l'embouchure se trouve à Saint-Vallier, à environ 30 km à l'est de Québec. La rivière Boyer abritait la plus importante des frayères à éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) du sud de l'estuaire du Saint-Laurent jusque dans les années 1970. Cette frayère a été graduellement abandonnée par l'éperlan et, malgré l'interdiction de la pêche à l'éperlan dans la rivière Boyer en 1977 et les nombreux efforts de caractérisation et de restauration de la rivière et de son bassin versant, la qualité de l'eau y est problématique et la frayère ne montre aucun signe de rétablissement.

Créé en 1992, le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer (GIRB) joue un rôle d'agent de liaison, de concertation et de coordination entre les divers représentants des milieux agricole, municipal, environnemental et social afin de rétablir un équilibre durable pour les écosystèmes. Il est un acteur local important dans la MRC¹ de Bellechasse, où est situé le bassin versant de la rivière Boyer, et un élément moteur pour sa conservation et sa protection. Il rassemble des représentants des quatre municipalités du bassin versant de la MRC de Bellechasse, des trois syndicats de base de l'UPA² de Dorchester, du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), du Club Richelieu, de l'Association Belle Chasse et Pêche et de la Fédération québécoise de la faune. Depuis 2009, à la suite du redécoupage du territoire en 40 zones de gestion intégrée de la ressource Eau par le MELCC, le bassin versant de la rivière Boyer est intégré au territoire couvert par l'Organisme des bassins versants (OBV) de la Côte-du-Sud.

En 2019, l'OBV de la Côte-du-Sud a décidé de relancer un projet sur le bassin versant de la rivière Boyer en partenariat avec l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), l'Université Laval et l'Université Concordia, afin de mieux comprendre l'hydrologie et l'hydrogéomorphologie du bassin versant et d'identifier des pratiques agricoles à mettre en place pour améliorer la qualité de l'eau et l'état de la frayère à éperlan. Ce projet, nommé EPERLAB, a obtenu un financement conjoint du programme Odyssée Saint-Laurent du Réseau Québec maritime, et du programme Affluents Maritime du Regroupement des organismes de Bassins Versants du Québec (ROBVQ). Ce document présente le contexte de ce projet, ses objectifs, l'approche et la méthodologie adoptées, les résultats obtenus, ainsi que les conclusions et recommandations reliées aux différents volets du projet.

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif principal du projet était d'appuyer les actions de la coalition d'intervenants du bassin versant dans leurs démarches de restauration de la frayère à éperlan située à l'embouchure de la rivière Boyer. Cet objectif s'appuyait sur deux sous-objectifs, soit une caractérisation intégrée

¹ MRC : municipalité régionale de comté

² UPA : Union des producteurs agricoles

des processus hydrologiques et hydrogéomorphologiques dans la rivière et son bassin versant, de même que l'identification de solutions concrètes et la projection de leur efficacité économique pour diminuer les apports de sédiments et de phosphore (P) aux cours d'eau.

La caractérisation et la prévention des émissions diffuses de sédiments et de P depuis le parcellaire agricole était particulièrement ciblée dans ce projet, puisqu'une large part du P exporté vers l'embouchure de la rivière et sa frayère est associée aux processus d'érosion. Cette problématique interpelle trois types d'actions prioritaires soutenues dans le cadre du projet, en lien avec 1) les changements dans les systèmes de culture qui permettent de minimiser les surfaces de sol à nu durant la période critique de vulnérabilité au ruissellement (novembre-avril); 2) des modalités d'épandage des engrais de ferme qui permettent leur incorporation, afin de prévenir le sur-enrichissement des sédiments et du ruissellement en P; et 3) l'aménagement (hydro-agricole) des terres et des cours d'eau pour atténuer les problématiques d'érosion. L'objectif des pratiques culturales de conservation est de protéger les sols de l'érosion hydrique et de limiter la compaction et l'altération de la structure des sols pour réduire la quantité d'eau, de sédiments et d'éléments nutritifs qui atteindront les cours d'eau. Par ailleurs, des forces érosives importantes peuvent être observées dans certains tronçons linéarisés, ou encore dans les secteurs à méandres du tronçon principal de la rivière Boyer.

Les retombées potentielles du projet incluent une meilleure compréhension à l'échelle du bassin-versant des processus sédimentaires affectant la frayère d'éperlans à l'embouchure; une amélioration des outils SIG développés par les chercheurs pour une utilisation élargie à l'ensemble des bassins-versants agricoles du Québec; des solutions concrètes et dont l'efficacité économique est estimée pour diminuer les apports de sédiments aux cours d'eau et ainsi rétablir, à moyen terme, la frayère d'éperlans à l'embouchure de la rivière Boyer.

1.3 Revue des études antérieures et portrait du bassin versant

De nombreuses études ont été effectuées dans la rivière Boyer dans les dernières décennies afin de mieux comprendre les raisons de l'abandon de la frayère par l'éperlan située à l'embouchure (Figure 1.1). Ces études portaient notamment sur l'évolution de la stabilité des talus (Allard, 1993), la qualité de l'eau, des sédiments et des sols (Simard, 1998), l'impact du ruissellement et de l'érosion des sols sur la dégradation de la rivière (Laverdière et Bernard, 1998) et l'évaluation de l'état d'un cours d'eau (Guillet et Trencia, 1999). Les données et connaissances colligées ont été synthétisées dans quelques rapports depuis les années 1990 (Foucault et al., 1996; Laflamme et al., 1998). Le plan directeur de l'eau (PDE) préparé pour le bassin versant de la rivière Boyer constitue le document de synthèse le plus récent pour ce bassin versant (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

La superficie du bassin versant de la rivière Boyer est de 217 km² (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). La figure 1.1 présente l'étendue du bassin versant de la rivière Boyer, avec les sous-bassins versants de ses trois principaux affluents, soit la rivière Boyer Nord, la rivière Boyer Sud et le ruisseau du Portage. Alors que la partie amont du bassin versant est située dans les Appalaches, 85 % du bassin versant est situé dans les Basses-Terres du Saint-Laurent (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Les dépôts de surface sont plus grossiers dans la partie amont du

bassin versant, dans laquelle on retrouve aussi la présence d'affleurements (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

La densité moyenne des cours d'eau dans le bassin versant est d'environ 1,6 km/km². De façon générale, la pente des cours d'eau du bassin versant diminue vers l'aval : ainsi, la pente moyenne de la rivière Boyer Sud et de la rivière Boyer Nord sont respectivement de 1,06 % et de 0,51 %, tandis que la pente moyenne de la rivière Boyer est de 0,23 %. (Foucault et al., 1996, cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Il est à noter, que le réseau hydrique du bassin versant a été fortement modifié : ainsi, il est estimé que 73 % des 345 km de cours d'eau du bassin versant ont été reprofilés et redressés dans le but d'augmenter leur capacité de drainage (MELCC, 1998). Dans le cas du ruisseau Portage, la proportion aménagée du cours d'eau est estimée à 98 %. Plus de la moitié des aménagements de cours d'eau dans le bassin versant auraient été réalisés entre 1963 et 1973 (Foucault et al., 1996, cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

Le bassin versant est occupé à plus de 60 % par des terres agricoles et environ un quart du territoire est boisé, tandis que les milieux humides représentent environ 6 % de sa superficie. Selon les informations présentées dans le PDE du bassin versant de la rivière Boyer, les cultures pérennes seraient dominantes, mais en diminution, tandis que les unités animales (principalement porcines) sur le territoire auraient connu une augmentation significative (24 %) entre 1995 et 2008 (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Des bandes riveraines sont généralement présentes le long des cours d'eau du bassin versant; environ la moitié sont à dominance arborescente et l'autre moitié, à dominance herbacée (Bolduc et Alain, 2002, cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

Des estimations effectuées pour le bassin versant de la rivière Boyer situent les pertes de sol entre 1 t/ha/an et 11 t/ha/an, pour un seuil tolérable d'environ 4 t/ha/an (MELCC, 1998). Un autre bilan sédimentaire, réalisé à partir de la modélisation de la distribution spatiale du ¹³⁷Cs, a permis d'estimer les pertes de sol moyennes à l'échelle du bassin versant à 2,8 t/ha/an (Mabit et al., 2004). Cette même étude estimait que les pertes de sol étaient supérieures à 6 t/ha/an pour la moitié des sols du bassin versant, que les pertes variaient en fonction de la pente, du type de sol et des pratiques culturales. À titre d'exemple, les pertes de sol estimées en provenance des champs avec rotations courtes et cultures en rangées étaient en moyenne cinq fois plus élevées que celles des champs avec rotations plus longues et cultures fourragères. Par ailleurs, l'étude concluait que 90 % des sédiments présents dans les cours d'eau du bassin versant provenaient des champs agricoles, contre 10 % pour le lit et les berges des cours d'eau. La contribution des champs au bilan sédimentaire de la rivière Boyer est plutôt estimée à 78 % par Laverdière et Bernard (1998; cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

Un suivi de l'eau est effectué dans la rivière Boyer. Celui-ci révèle que, si les concentrations de certains paramètres ont diminué dans les dernières années, la qualité de l'eau demeure problématique, particulièrement dans la partie aval du bassin versant et en grande partie en raison des activités agricoles dans le bassin versant (voir entre autres OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011; Patoine, 2009). Par ailleurs, les campagnes de suivi réalisées dans le bassin versant ont révélé la disparition de 13 des 33 espèces de poisson qui fréquentaient la rivière Boyer entre 1971 et 1992, alors que 3 nouvelles espèces étaient observées durant cette période (Laflamme et al., 1998, cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Cette situation pourrait être attribuable

à la dégradation des habitats et la mauvaise qualité de l'eau (Pêches et Océans Canada, 1990, cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Dans le cas de l'abandon de la frayère de la rivière Boyer par l'éperlan, les causes possibles évoquées incluent le colmatage de la frayère par des sédiments fins, les concentrations élevées d'éléments nutritifs dans l'eau, la présence d'algues dans le fond de la rivière, la destruction des bandes riveraines et l'érosion des sols, ou même des interférences olfactives reliées à des substances d'origine agricole (Mabit, 2004; MELCC, 1998; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel, 2019b; OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011).

Plusieurs mesures ont été entreprises pour améliorer la qualité de l'eau et restaurer la frayère dans la rivière Boyer, tant sur le plan local qu'au plan régional (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel, 2019a et 2019b; OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Selon le PDE du bassin versant de la rivière Boyer, des travaux réalisés par le GIRB entre 2005 et 2010 dans le cadre d'un projet de « mise en valeur de la biodiversité dans les cours d'eau agricoles » avaient mené à la stabilisation de 455 m de berges, à la plantation de 33 km d'arbres (dont 28,5 km en bandes riveraines) et à l'aménagement de structures de drainage (OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011). Le PDE ne spécifie pas les emplacements où ces mesures ont été implantées. Comme mentionné précédemment, une légère amélioration de la qualité de l'eau a été observée dans les dernières années; toutefois, en dépit de l'observation de quelques individus, la frayère située à l'embouchure de la rivière Boyer demeure abandonnée.

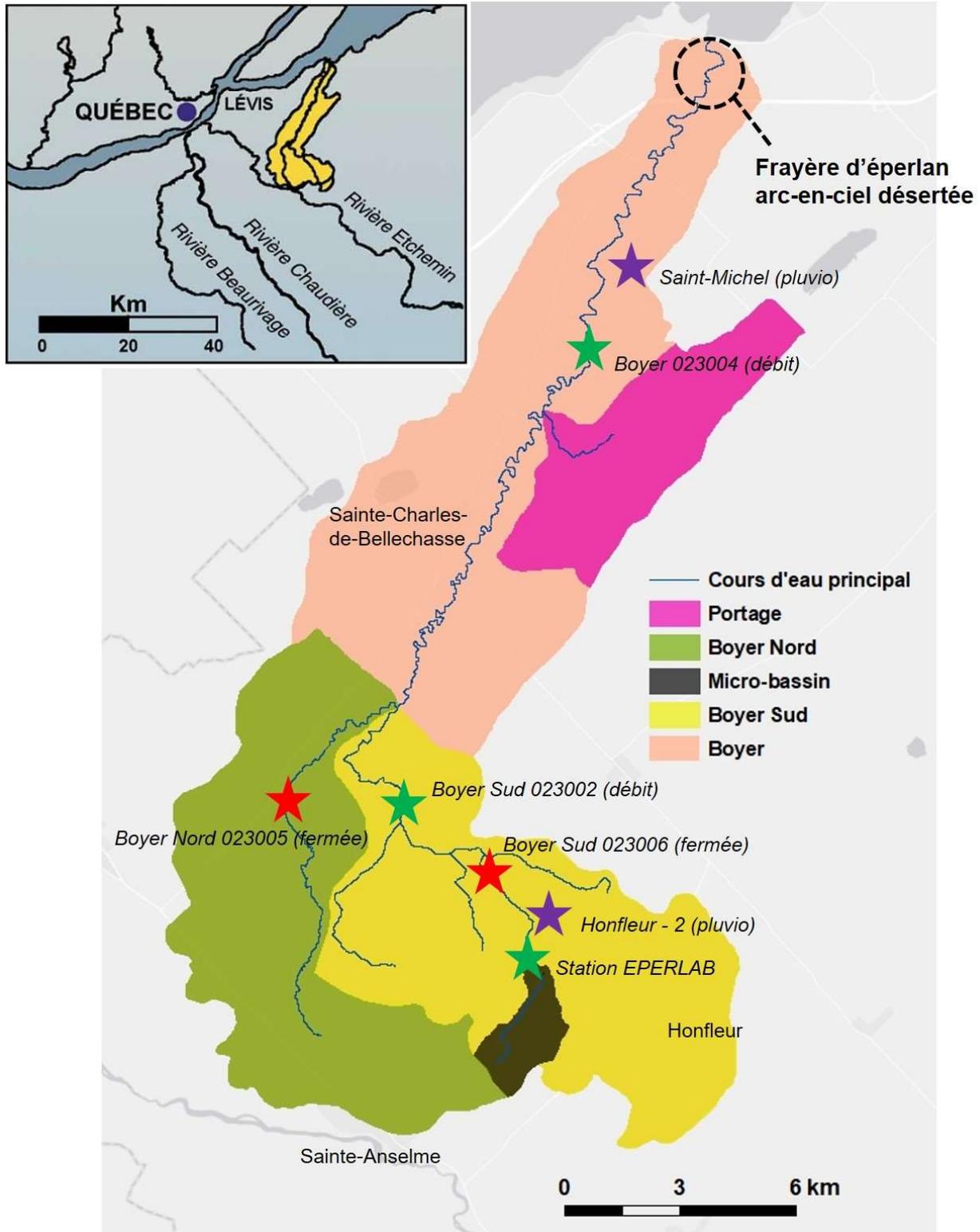


Figure 1.1 : Le bassin-versant de la rivière Boyer ainsi que de ses tributaires

Les objectifs des plans d'actions actuels des acteurs du milieu (PDE du GIRB, 2012) sont de réduire l'érosion et la compaction des sols cultivés, réduire l'érosion des berges, favoriser la conservation et la restauration des milieux aquatiques et humides (dans un but de conservation de la biodiversité), favoriser la conservation et la restauration des milieux riverains et ramener les principaux enjeux liés à l'eau et aux écosystèmes à la portée des citoyens et des agriculteurs.

2 APPROCHE UTILISÉE

La démarche du projet entend ainsi développer, valider et transférer un ensemble d'outils à référence spatiale dédiés au diagnostic et à l'évaluation de scénarios spécifiquement dédiés à la rencontre des trois principaux défis de gestion (voir section 1.3), à la source des flux de sédiments et de P à la rivière (Figure 2.1). Le développement des outils et leur calage sur la base d'observations hydrométriques propres à la région d'étude s'accompagne d'un processus de validation opérationnelle, où les principaux utilisateurs des outils participent à leur élaboration dans le cadre d'une étude de cas (micro-bassin ciblé). Les travaux sont réalisés suivant deux échelles de travail. Un diagnostic interdisciplinaire (hydrologique, hydrogéomorphologique et agronomique) est réalisé à l'échelle du bassin versant de la rivière (217 km²), alors qu'un projet pilote à l'échelle d'un micro-bassin de la Rivière Boyer Sud (figure 1.1) permet de passer du mode diagnostic à celui de l'analyse de scénarios d'intervention.

La réalisation des différents volets de l'étude s'appuie principalement sur le développement et le déploiement d'un ensemble d'outils SIG à référence spatiale développés à l'origine par les différents membres de l'équipe de recherche (Dugré et al., 2018). Réunis au sein du GRIAGE (Groupe de recherche interuniversitaire sur l'aménagement des cours d'eau), les développeurs ont collaboré à l'intégration de leurs outils d'analyse hydrologique (QmaxPBV, Lagacé et Michaud, 2016), hydrogéomorphologique (Biron et al., 2013) et agronomique (GÉODEP, Michaud et al., 2014) sur une plate-forme informatique commune à architecture ouverte. Le paramétrage et le calage des trois outils sont supportés par un ensemble commun de données à référence spatiales pertinentes aux propriétés géophysiques et à l'occupation du territoire de la zone d'étude (bassin versant de la rivière Boyer), de même que par les données hydrométriques historiques de deux stations localisées dans le bassin versant, soit près de son embouchure (station principale) et près de l'embouchure de la Branche Sud de la rivière (station Boyer Sud). Le projet comprend également l'installation d'une station hydrométrique à l'exutoire du micro-bassin de la Boyer Sud.

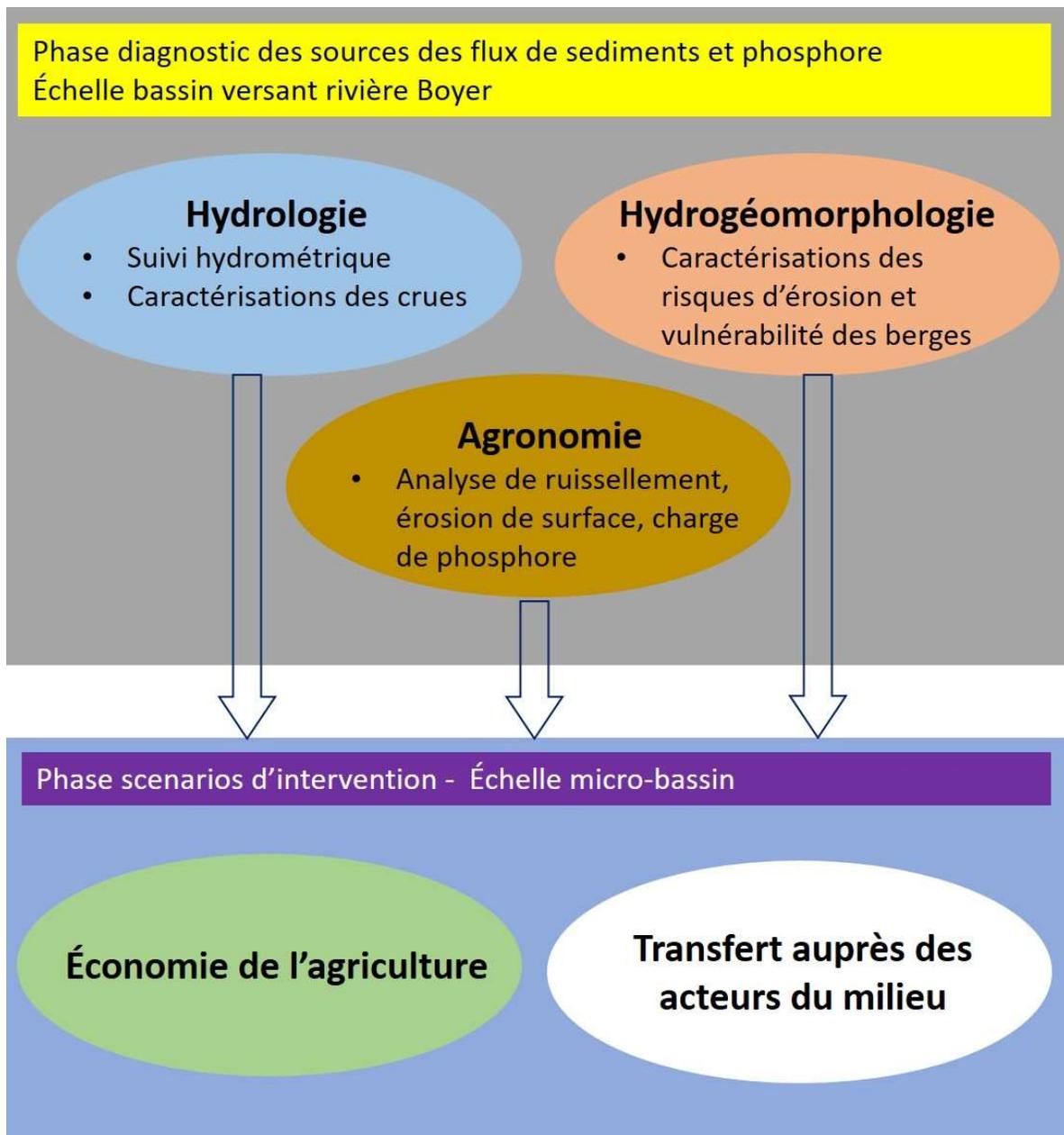


Figure 2.1 : Diagramme présentant l'approche globale du projet

3 VOLET HYDROMÉTRIQUE

Cette section présente les résultats du suivi hydrométrique réalisé pour la période du 14 avril 2019 au 22 novembre 2019 (220 jours) aux trois stations du réseau d'étude, soit le micro-bassin EPERLAB, en tête de la rivière Boyer, le sous-bassin versant de la rivière Boyer Sud et le bassin Boyer aval. Les dispositifs et protocoles expérimentaux utilisés dans le cadre de cette étude ont été développés et validés dans le cadre de projets antérieurs dans diverses régions agricoles du Québec, au fil des vingt dernières années, par l'équipe Bassins versants de l'IRDA. Des

informations additionnelles sur ces études sont disponibles sur le site web de l'IRDA (IRDA, 2020).

3.1 Objectifs spécifiques

Dans une perspective d'appuyer les actions de la coalition d'intervenants de la région d'étude dans leurs démarches de restauration de la frayère à éperlans à l'aval de la rivière Boyer, les principaux objectifs du volet d'étude hydrométrique sont les suivants :

- 1) Décrire les réponses hydrologiques de la rivière et quantifier les flux de sédiments et de nutriments (P et azote), de même que l'interprétation des principaux facteurs déterminant leurs sources et leur transfert, soit le régime hydrique, les saisons, les propriétés du paysage et des sols, de même que l'occupation du territoire.
- 2) Outiller les partenaires du projet dans la planification des actions agroenvironnementales. L'interprétation des résultats du suivi hydrométrique supporte la prise de décision quant aux actions à privilégier en vue d'atténuer les apports de nutriments vers les plans d'eau. La distribution des flux observés dans le temps (saisonnalité) et dans l'espace (variabilité spatiale) sont autant d'indices utiles dans l'identification des solutions les mieux adaptées aux problématiques soulevées.
- 3) Enfin, les observations hydrométriques colligées aux trois stations hydrométriques fournissent une base de validation des projections des outils de représentation des risques environnementaux, dont l'outil GÉODEP, mis à profit dans le cadre de cette étude.

3.2 Méthodologie

Les suivis des débits aux stations hydrométriques de la Boyer Sud (station 023002 - en amont du pont-route du rang Grande Grillade) et Boyer aval (station 023004, à 0,1 km en aval du pont de train à Saint-Charles de Bellechasse) ont été mis à profit dans le cadre de la présente étude. La station du micro-bassin a pour sa part été installée à la tête du bassin versant de la rivière Boyer Sud au début du présent projet. La localisation des stations hydrométriques, de même que la délimitation de leurs bassins respectifs, sont illustrées en Figure 1.1. La Figure 3.1 offre pour sa part un aperçu des trois sections de cours d'eau instrumentées. Les occupations du territoire respectives du micro-bassin EPERLAB, du sous-bassin Boyer Sud et du bassin Boyer aval sont décrites au Tableau 3.1.



Figure 3.1 : Aperçu des sites des stations EPERLAB(a), Boyer (b) et Boyer sud (c)

Tableau 3.1 : Occupation du territoire des sous-bassins versants à l'étude

Superficies (ha)	Micro-Bassin	Boyer Sud	Boyer aval	Boyer (Total)
Céréales à paille	13	601	1 478	2 168
Maïs ensilage	0	81	463	694
Maïs grain	69	110	1 281	1 371
Maraîcher	0	552	30	30
Soya	60	998	1 956	2 245
Petits fruits	0	0	13	13
Prairie	38	1 945	6 422	7 811
Total agricole	180	4 287	11 644	14 331
Friches	4.4	82	721	785
Forêts	207.6	1 368	4 989	5 372
Routes non pavées	4.6	87	336	385
Routes pavées	0.2	49	179	277
Milieux humides	0	0	755	755
Eau	0	2	109	190
Total bassin	397	5 875	18 734	22 096

Sources : FADQ, 2019 (BDCA) et MFFP, 2010 (Carte écoforestière)

3.2.1 Opération de la station du micro-bassin EPERLAB

Les équipements et protocoles mis en place au printemps 2019 au micro-bassin EPERLAB sont spécifiquement adaptés à la mesure des débits et des flux de sédiments et de nutriments, de même qu'à la détection de réponses de la qualité de l'eau au fil du temps. La station hydrométrique est composée d'une sonde multi-paramètres (YSI), qui mesure la turbidité, la conductivité hydraulique et la température, d'une sonde barométrique (HOBO) qui mesure la hauteur de la colonne d'eau, ainsi que d'une sonde barométrique et acoustique (ISCO) qui fournit des données de hauteur de la colonne d'eau et de vitesse. Les visites régulières sur le terrain permettent l'entretien des équipements, les mesures de débits instantanés, la récolte d'échantillons d'eau des ruisseaux et l'acquisition des différentes données enregistrées par les instruments. Les stations Boyer Sud et Boyer aval du MELCC ont pour leur part profité de prélèvement d'échantillons d'eau et d'analyses en laboratoire suivant des protocoles identiques à ceux appliqués au micro-bassin versant.

La sonde à pression et acoustique (ISCO) a été installée au centre de la section d'écoulement alors que la sonde multi-paramètres, munie d'un dispositif de flottaison, a été insérée à l'intérieur d'un cylindre de plastique perforé et installée près de la rive. Les dispositifs d'alimentation solaire et électroniques d'enregistrement des mesures sont installés en haut de talus (Figure 3.22). La

sonde multi-paramètres a été retirée du cours d'eau avant la mise en place du couvert de glace (22 novembre 2019) afin de prévenir des bris occasionnés par le gel.

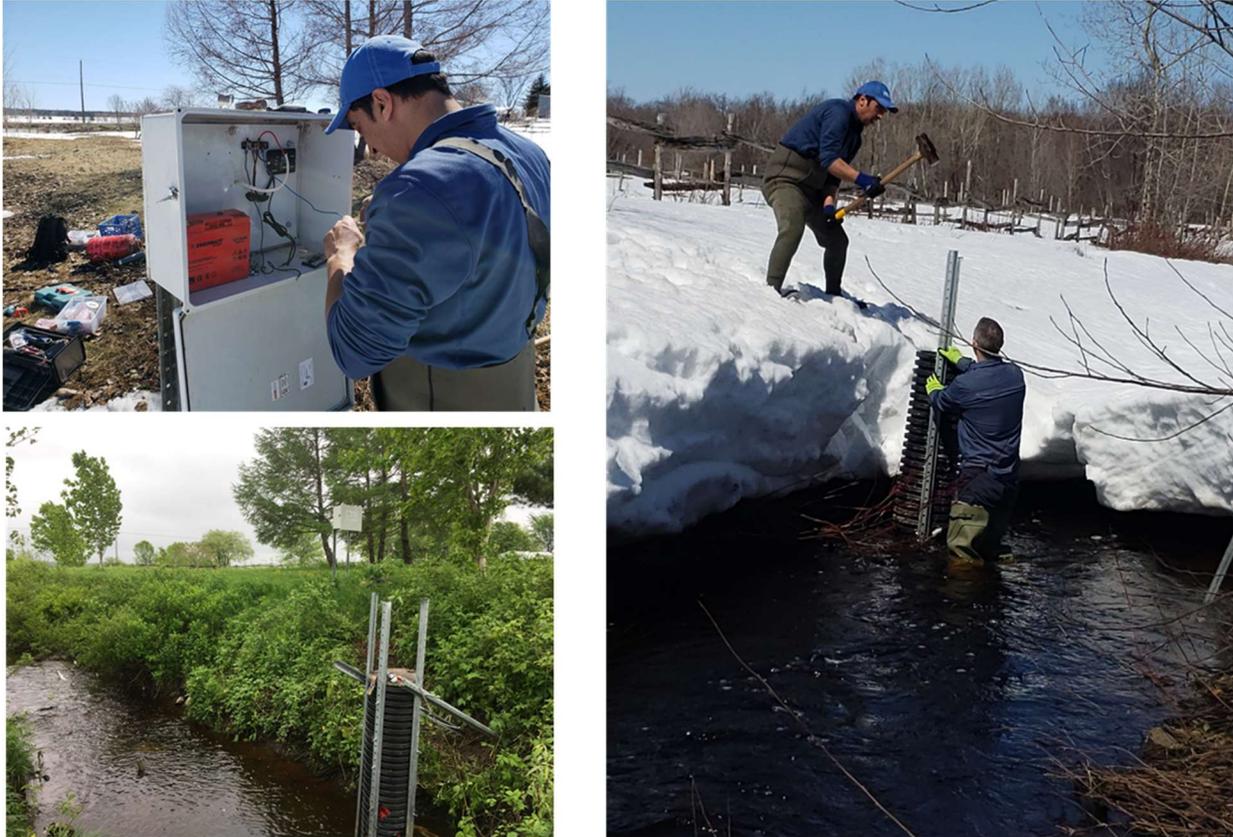


Figure 3.2 : Installation des équipements à la station EPERLAB

La station hydrométrique du micro-bassin a fait l'objet d'un entretien selon un intervalle moyen de quatre semaines. L'équipe terrain de l'IRDA a alors nettoyé les sondes et en ont extrait les données. La section du cours d'eau a été nettoyée au besoin (sédiments, végétation, glace) afin de permettre la mesure de la section d'écoulement et des vitesses de son courant. Les mesures rapprochées de la vitesse d'écoulement et de la hauteur de la colonne d'eau sur toute la largeur du cours d'eau ont permis d'estimer avec précision le débit du cours d'eau. Un débitmètre à sonde acoustique (Flow Tracker MD) a été utilisé pour les mesures, à raison d'un minimum de 15 mesures par section d'écoulement, d'une berge à l'autre, suivant un espacement régulier (Figure 3.33). Au cours de la période d'étude, six campagnes de mesures de débit ont été effectuées sur le cours d'eau de la station, en visant principalement des épisodes hydrologiques de forte intensité.

3.2.2 Campagnes d'échantillonnage des cours d'eau

À chaque visite d'entretien des stations hydrométriques par l'équipe de l'IRDA, un échantillon d'eau a été prélevé et rapporté au laboratoire pour l'analyse de sa qualité. L'équipe de l'OBV de la Côte du sud a pour sa part coordonné les campagnes de mesures de débits et d'échantillonnage des cours d'eau en période de crue. Pour bien décrire chaque évènement, une

première campagne d'échantillonnage a été effectuée en période de montée de la crue, tel qu'observée en ligne sur le site du CEHQ pour la station Boyer et Boyer sud (e.g. : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/Suivihydro/graphique.asp?NoStation=023004>). Deux autres campagnes étaient réalisées dans les 36 heures suivant ce même pic, séparées minimalement par quatre heures entre chacune d'elle. Au cours du projet, les échantillons ont été répartis à travers chaque saison afin d'obtenir un portrait de la variabilité saisonnière de la qualité de l'eau.

Un total de 22 échantillons ont été prélevés et dosés pour leurs paramètres physico-chimiques dans les laboratoires de l'IRDA. Dans l'ensemble, la comparaison des débits journaliers et des débits échantillonnés témoigne d'une excellente couverture des crues des ruisseaux, qui contribuent à la majeure partie des charges de sédiments et de nutriments à la rivière Boyer.



Figure 3.3 : Mesures du débit instantané, à l'aide du moulinet hydrométrique, à la station EPERLAB

Lors des campagnes, les échantillons ont été prélevés au moyen d'une perche télescopique dans des bouteilles de 500 ml spécialement identifiées, qui étaient ensuite conservées au froid (4°C). La bouteille était rincée une première fois avec l'eau de surface, puis plongée au centre de la colonne d'eau pour prendre l'échantillon final. Le dosage des échantillons d'eau au laboratoire a été réalisé au laboratoire d'analyse agroenvironnementale de l'IRDA afin de déterminer les concentrations de matières en suspension (MES), azote ammoniacal (N-NH₄), nitrates (N-NO₃), calcium (Ca) et autres éléments majeurs et mineurs en solution (Greenberg et al., 1992a, b, c, d). La spéciation des formes de P a également été déterminée en laboratoire. Suivant la détermination en P total, les échantillons d'eau ont été dosés pour leurs composantes en P biodisponible, totales dissoutes et totales réactives solubles, principalement sous forme d'orthophosphates (Murphy et Riley, 1962; Greenberg et al., 1992c; Sharpley et al., 1991). Cette spéciation des formes de P permet de mettre en évidence la variabilité des formes de P et sa biodisponibilité potentielle. Cette caractérisation est particulièrement pertinente lorsqu'il est question d'évaluer le risque d'eutrophisation d'un plan d'eau.

3.2.3 Dépouillement des données hydrométriques

Les données brutes recueillies sur le terrain ont permis de produire plusieurs résultats utiles à l'interprétation du fonctionnement hydrologique des bassins à l'étude, incluant :

- L'intensité des débits et leur évolution au cours de l'année (débits instantanés et journaliers);
- La séparation des écoulements en ses composantes de surface et de souterrain (micro-bassin);
- Les charges de matières en suspension (MES) et d'éléments fertilisants exportés.

Débits et séparation des écoulements de surface et souterrains :

Les débits instantanés (aux 15 minutes) et journaliers moyens à la station du micro-bassin sont calculés à partir des données brutes de hauteurs et de vitesses colligées par les instruments sur le terrain. L'ensemble des mesures ponctuelles du débit des cours d'eau réalisées en cours d'année permet d'établir la courbe de tarage *hauteur : vitesse : débit* spécifique à chaque station. Compte tenu des influences du couvert de glace à la fin de l'hiver, ou de la végétation abondante en été, ces facteurs 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, l'estimation de débits est traduite en **hauteur spécifique d'eau exportée** (mm) ou en **débit spécifique** ($m^3 s^{-1} ha^{-1}$).

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

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 totale au temps « i » ($mm jour^{-1}$);

C_i = Conductivité au temps « i » ($\mu S/cm$);

C_{min} = Conductivité de référence du ruissellement de surface ($\mu\text{S}/\text{cm}$);

CB_i = Conductivité de l'écoulement de base au temps « i » ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

La Figure 3.4 présente, à titre d'exemple, les observations de la crue du 1er novembre 2019 pour le micro-bassin à l'étude. Les variations du débit, de la turbidité et de la conductivité électrique de l'eau sont exprimées en fonction du temps. Précédant la crue, en régime d'écoulement de base, le débit est à son plus bas et la conductivité à son niveau maximum. En réponse à la crue des eaux, la conductivité diminue rapidement avec l'apport croissant de ruissellement de surface, alors que la turbidité augmente, témoignant des processus d'érosion et de transport de sédiments à la rivière. Un pic de turbidité, devançant nettement le pic de crue, témoigne ici de la remise en suspension du stock de sédiments déposés dans le réseau hydrique. En décrue, la remontée du signal de conductivité témoigne alors de la proportion croissante de l'écoulement souterrain de l'eau qui atteint l'exutoire du ruisseau. Le signal de turbidité, pour sa part, est sujet à un important phénomène d'hystérésis. La turbidité est nettement moins élevée qu'en montée de crue, pour un même débit, reflétant une proportion moindre de ruissellement de surface au débit total.

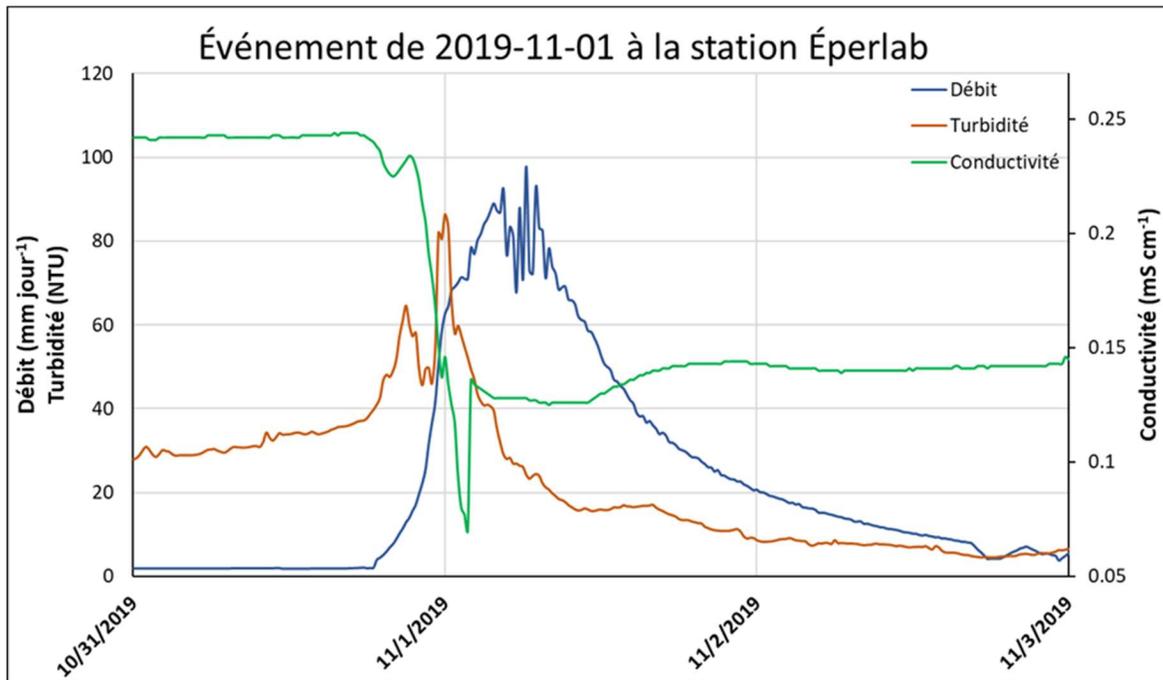


Figure 3.4 : Variation du débit, de la turbidité et de la conductivité au pas de temps de 15 minutes pour la crue du 01 novembre 2019 observée à la station EPERLAB

Charges de matières en suspension (MES) et de nutriments :

Les exportations de matières en suspension (MES) sont calculées sur la base des données de turbidité des sondes multi-paramètres colligées en continu (pas de temps de 15 minutes). Les observations de turbidité sont traduites en taux de matières en suspension (MES) sur la base d'une régression linéaire établie entre les concentrations en MES des échantillons (variable

expliquée) et les valeurs de turbidité de la sonde (variable explicative) lues 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.

Charges de nutriments :

À la station du micro-bassin EPERLAB, 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 d'échantillons d'eau et de leur dosage en laboratoire, de la même façon que pour les autres deux stations. Par définition, le flux d'un élément donné est le produit instantané du débit et de sa concentration. L'estimation des flux de sédiments et de nutriments (N, P et Ca) consiste alors à développer des modèles statistiques (régressions linéaires) exprimant l'évolution de la concentration d'un élément donné (P total, nitrates, etc.) en fonction du débit du cours d'eau. La relation développée est ensuite mise à profit dans les calculs d'interpolation des flux 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 15% (Walker, 1998).

3.3 Résultats

3.3.1 Débits aux stations hydrométriques

La Figure 3.5 illustre les précipitations totales et débits journaliers observés aux stations des bassins EPERLAB, Boyer et Boyer Sud pour la période d'étude, d'une durée de 220 jours, soit du 17 avril 2019 au 22 novembre 2019 (220 jours). La précipitation totale enregistrée à la station d'Honfleur pour la période d'étude est de 723 mm. Les hauteurs totales d'eau exportées durant la période d'étude se situent à 769 mm, 550 mm et 655 mm, aux stations du micro-bassin EPERLAB, Boyer sud et Boyer aval, respectivement. Ces hauteurs d'eau relativement élevées témoignent des fortes précipitations enregistrées en période printanière et de la fonte du couvert neigeux. À noter que la hauteur d'eau apparemment surestimée du micro-bassin repose sur une courte période de jaugeage hydrométrique et doit ainsi être considérée à titre préliminaire.

Les débits spécifiques les plus élevés observés aux trois stations sont associés à la période printanière hâtive (avril), alors que la fonte du couvert de neige et les précipitations abondantes sur des sols saturés en eau favorisent l'émission du ruissellement. L'évènement de précipitation intense du 31 octobre au 1er novembre a également généré une forte crue, de l'ordre de 50 mm, rejoignant en intensité les débits de crue printanière.

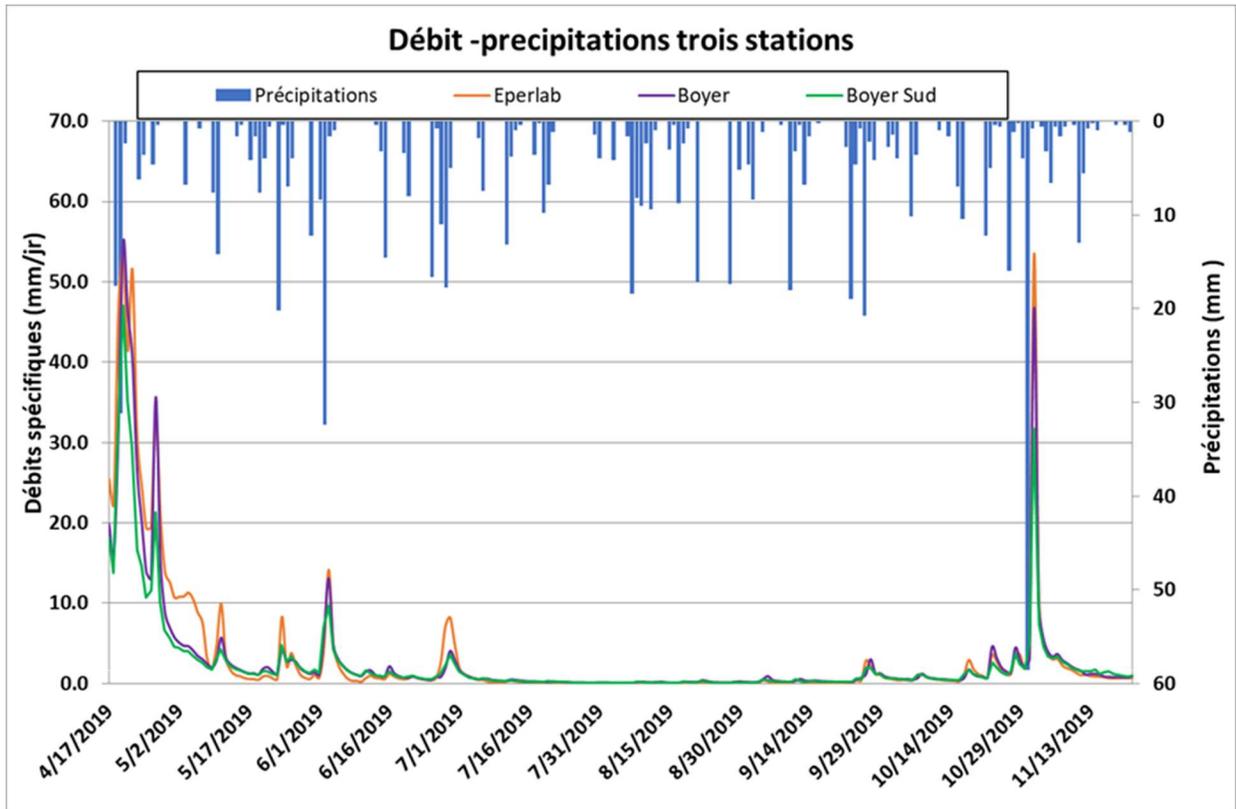


Figure 3.5: Séries chronologiques des débits spécifiques et des précipitations journalières observés aux trois stations pour l'année 2019

3.3.2 Séparation des écoulements

La Figure 3.6 illustre la séparation des écoulements de base et des écoulements rapides avec une forte composante de ruissellement de surface à la station EPERLAB en 2019. Cette séparation des écoulements est dérivée de l'analyse du signal de conductivité électrique qui traduit un fort contraste entre l'écoulement souterrain, chargé en électrolytes, et le ruissellement de surface relativement moins chargée en raison d'un contact plus court avec la matrice du sol.

Globalement, les résultats démontrent un fort gradient saisonnier. La période du printemps hâtif est dominée par des écoulements rapides, présumément associés à des cheminements de surface ou des écoulements préférentiels rapides vers les drains souterrains. Les périodes estivales et automnales sont plutôt caractérisées par des écoulements souterrains plus lents, typiquement associés à la résurgence de la nappe au cours d'eau. En 2019, la contribution des écoulements rapides à la station EPERLAB est estimée à 429 mm, pour une hauteur d'eau totale de 769 mm pour la période de la mi-avril à novembre (période d'opération des sondes multi-paramètres). Une proportion d'écoulements rapides estimée à 56% est très élevée par rapport aux observations colligées dans d'autres micro-bassins sous suivis hydrométriques au Québec. Cette forte hydro-activité du micro-bassin témoigne de la nature des sols (tills remaniés avec faible conductivité hydraulique, classification du groupe hydrologique D), de même que les fortes précipitations sur sols saturés en début de printemps.

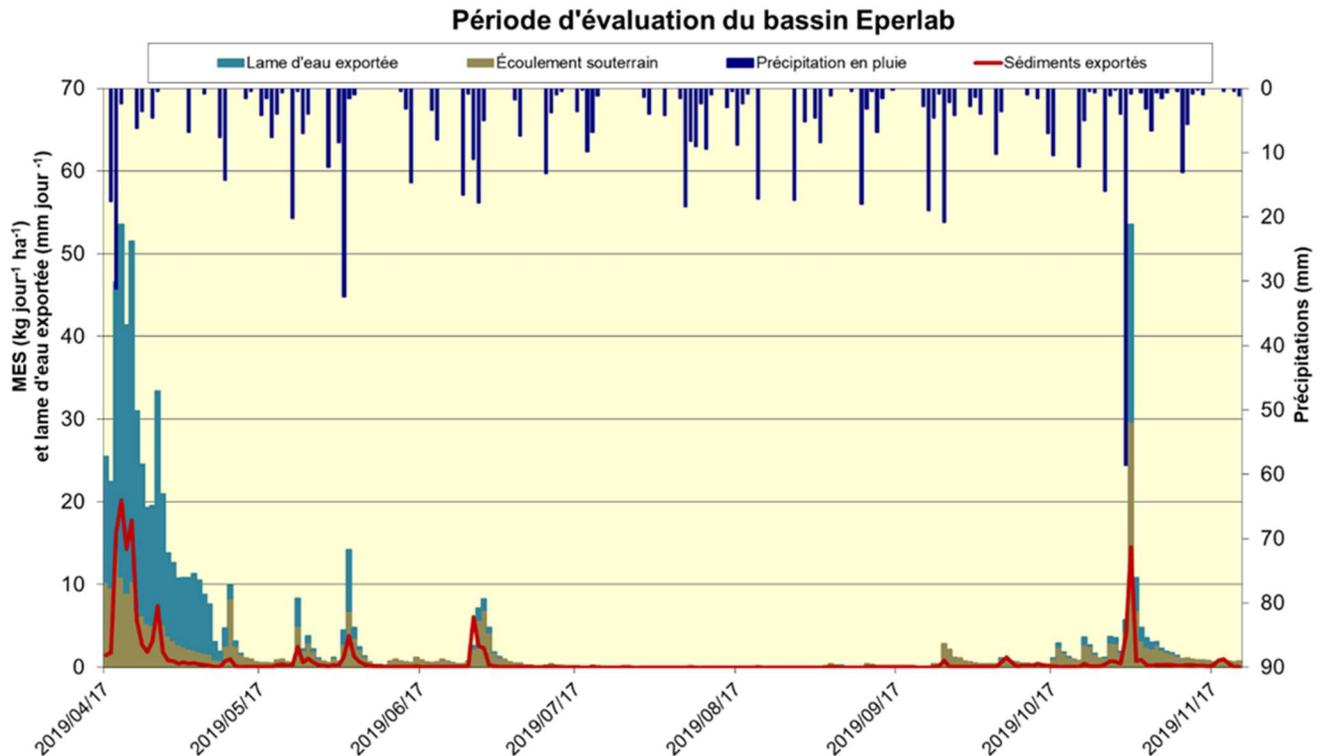


Figure 3.6 : Séparation de l'écoulement de surface et souterrain et sédiagramme du micro-bassin EPERLAB en 2019

3.3.3 Concentrations et flux de sédiments et de nutriments

Les Figure 3.7, Figure 3.8 et Figure 3.9 illustrent la distribution des observations instantanées de concentrations en calcium (Ca), en matières en suspension (MES), en P total (P Total) et en nitrates (NO_3) pour les stations hydrométriques EPERLAB, Boyer et Boyer sud, respectivement. Ce portrait d'ensemble de la variabilité de la qualité de l'eau, au moment des échantillonnages simultanés des trois cours d'eau, met en relief des signatures spécifiques, propres à chaque bassin versant. Deux facteurs principaux expliquent cette variabilité, soit les conditions hydrologiques à l'œuvre lors du prélèvement d'échantillons (débit, répartition surface/souterraine, montée vs décrue) et la période de l'année (saisonnalité). En saison de croissance des cultures, par exemple, les apports d'intrants et les cycles naturels de mobilisation, de transformation et de prélèvement des nutriments par les plantes influencent les quantités de nutriments disponibles à l'exportation.

Les Figure 3.10, Figure 3.11 et Figure 3.12 illustrent pour leur part les résultats de la modélisation statistique des flux journaliers de sédiments et nutriments au cours de la période d'étude (220 jours). Les Tableau 3.2 et Tableau 3.3 présentent enfin la sommation des flux (charges) de sédiments et nutriments à chaque station et pour chacun des paramètres de qualité de l'eau. Malgré une grande dispersion des valeurs de concentrations observées dans les échantillons prélevés lors des crues des cours d'eau, pour les différents paramètres de qualité de l'eau, l'ajustement des modèles de calcul des flux est estimé satisfaisant, rencontrant le critère de

coefficient de variation croisée de l'ordre de 15 % pour le P, les nitrates et le calcium. Les résultats sont commentés ci-après pour chacun des paramètres de qualité à l'étude.

Tableau 3.2 : Concentrations (conc) moyennes pondérées pour le débit et charges annuelles spécifiques (365 jrs, sur la base de la superficie) de calcium, de matières en suspension, d'azote et de P estimées aux stations hydrométriques EPERLAB, Boyer et Boyer sud

	EPERLAB		Boyer		Boyer sud	
	Conc. (ug/L)	Charge (kg/ha-an)	Conc. (ug/L)	Charge (kg/ha-an)	Conc. (ug/L)	Charge (kg/ha-an)
Ca	16 251	208	19 199	209	20 044	183
MES	21 118	270	127 840	1 391	108 736	992
P total	128,7	1,64	217,9	2,37	150,5	1,37
P biodisponible	56,6	0,72	123,4	1,34	90,5	0,83
P dissous	45,4	0,58	45,7	0,50	51,7	0,47
P ortho	28,9	0,37	35,8	0,39	38,1	0,35
NO₃	3168	40,47	3098	33,71	3978	36,30
NH₄	61.1	0,78	99,3	1,308	132.3	1,21
P particulaire	83,32	1.06	172,17	1,87	98,75	0,90
P particulaire biodisponible	11,25	0,14	77,70	0,85	38,74	0,35
P particulaire non biodisponible	72,08	0,92	94,46	1,03	60,01	0,55
P organique dissous	16,49	0,21	9,93	0,11	13,69	0,12

Tableau 3.3 : Spéciation des formes de P estimée pour les charges des trois bassins versants étudiés

Ratios	EPERLAB	Boyer	Boyer sud
P particulaire / P total	65 %	79 %	66 %
P dissous / P total	35 %	21 %	34 %
P biodisponible / P total	44 %	57 %	60 %
P réactif soluble /P total	22 %	16 %	25 %
P part. biod. / P particulaire	13 %	45 %	39 %
Richesse Psed (µg/g)	5 313	1 705	1 384

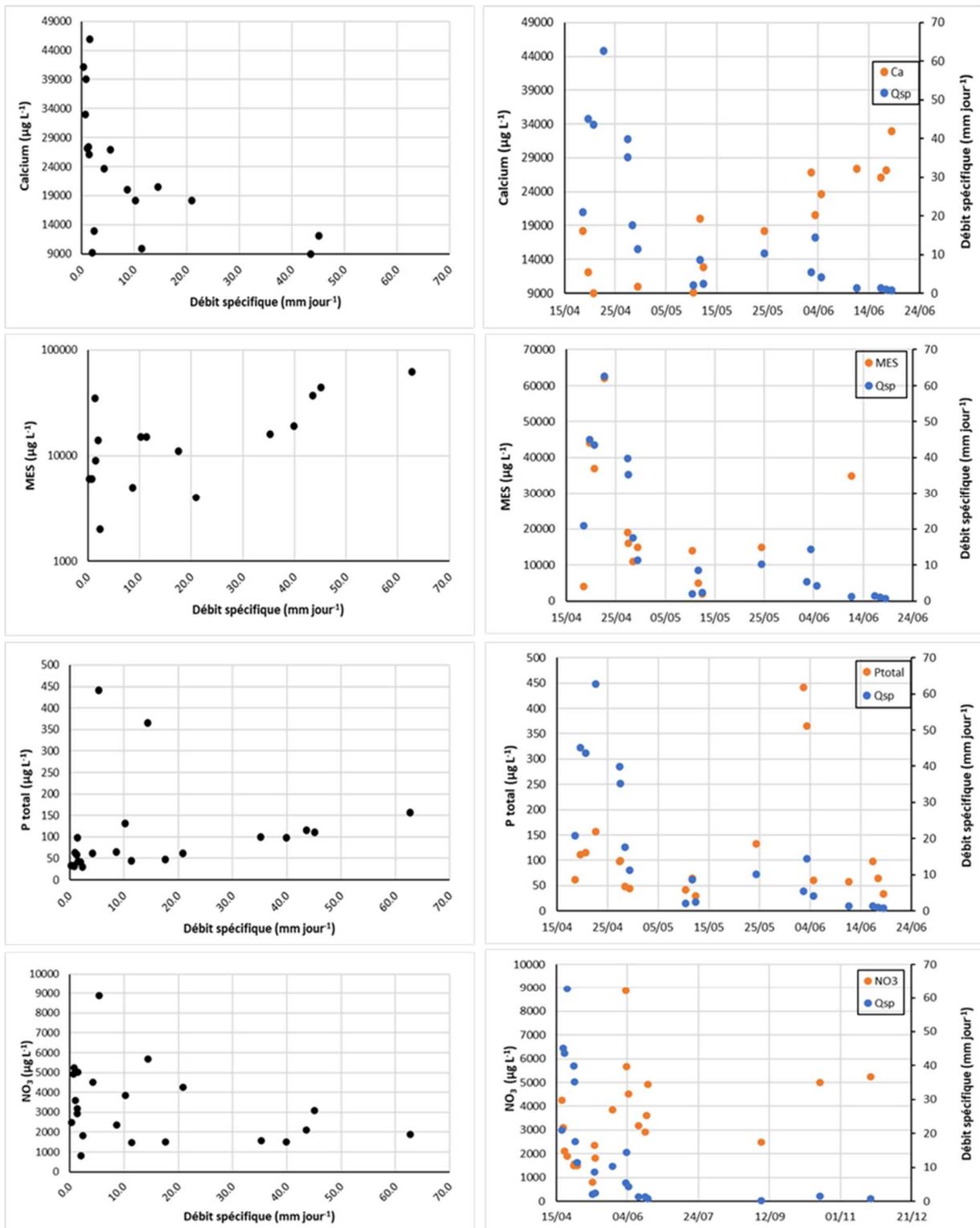


Figure 3.7 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique du micro-bassin EPERLAB

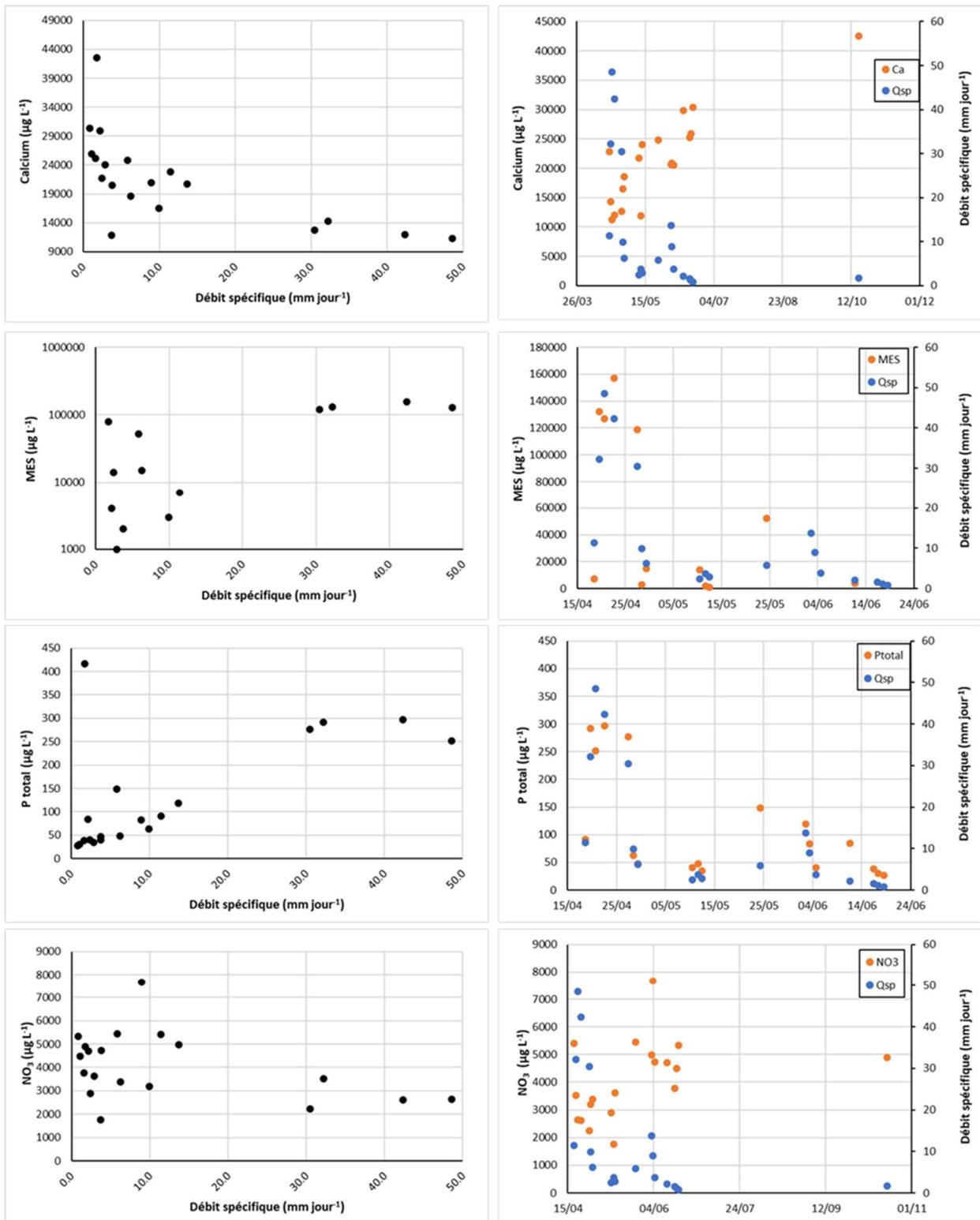


Figure 3.8 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique de la rivière Boyer sud

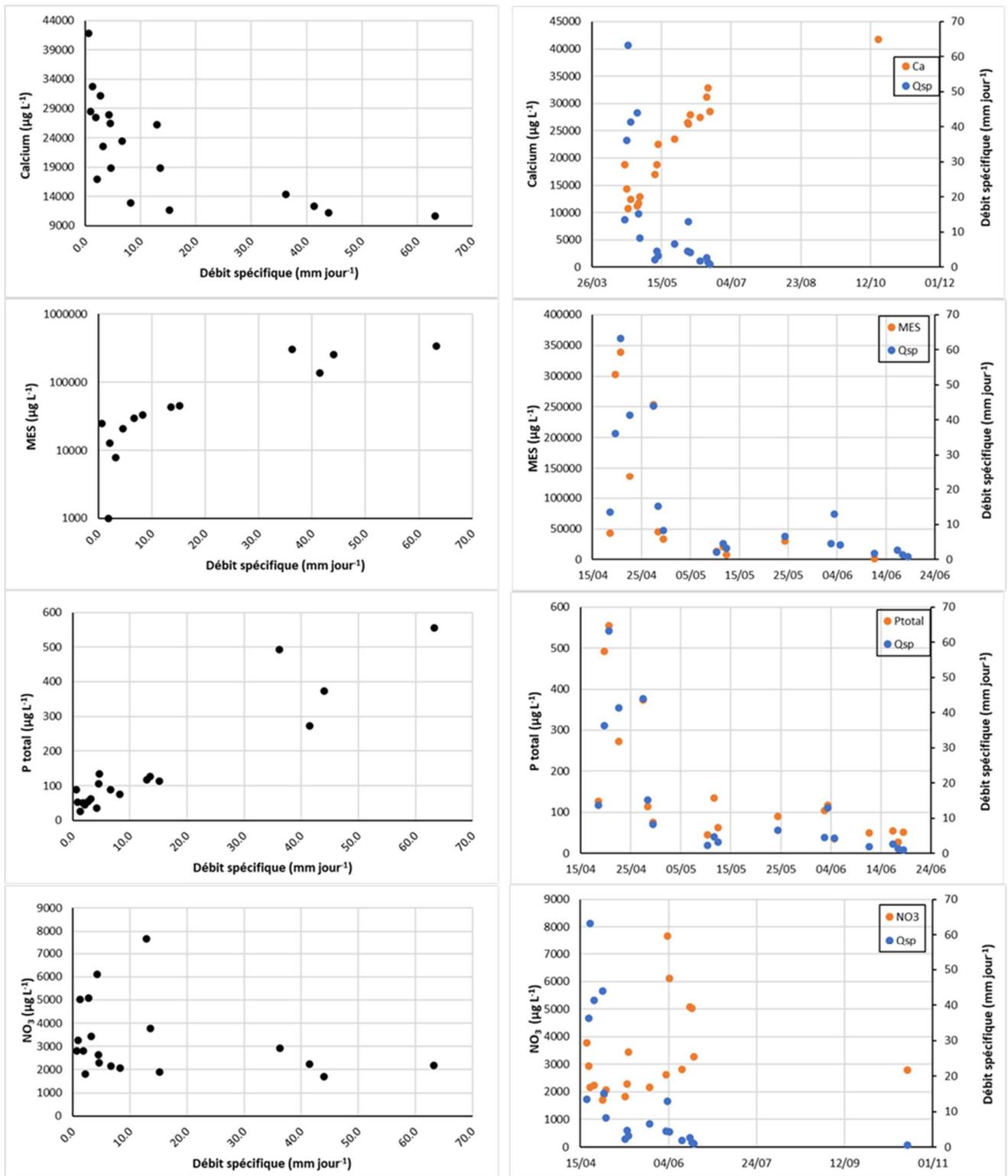


Figure 3.9 : Distribution des concentrations observées en calcium (Ca), matières en suspension (MES), P total (P total) et nitrates (NO₃) en fonction du débit spécifique et de la date d'échantillonnage à la station hydrométrique aval de la rivière Boyer

Variabilité du flux de calcium :

Les observations colligées aux trois stations sont particulièrement bien structurées en fonction du débit (Figure 3.77, Figure 3.88 et Figure 3.99). Le patron de la variation du taux de calcium en fonction du débit des cours d'eau est similaire à celui du signal de conductivité électrique observé en continu, compte tenu que les paramètres de concentration en Ca et de conductivité électrique sont étroitement corrélés. En effet, le Ca est un électrolyte (cation) qui contribue à une large part de la conductivité de l'eau. La concentration en Ca de l'eau du cours d'eau est à son maximum en condition d'étiage, alors que l'aquifère peu profond resurgit au cours d'eau. Les minéraux entraînés depuis les horizons superficiels du sol vers le cours d'eau enrichissent de façon significative le faible débit d'eau.

Les observations des plus basses concentrations en Ca témoignent à l'inverse d'un phénomène de dilution résultant de l'apport de ruissellement de surface. Ce même gradient supporte la séparation des écoulements sur la base du signal de conductivité décrit précédemment. Le point d'inflexion de la relation de la concentration en Ca et le débit du cours d'eau reflète les conditions hydrologiques où le ruissellement constitue une part croissante du débit total du ruisseau. Ce niveau d'activité hydrologique, que nous appellerons *débit limite*, est important dans l'interprétation des flux de nutriments et de sédiments. Il témoigne en effet de l'activation du transfert diffus de sédiments et de P via le ruissellement de surface. Celui-ci est responsable de la plus large part des exportations de sédiments et de P vers le cours d'eau.

Variabilité du flux de sédiments :

La turbidité de l'eau et sa concentration instantanée en matières en suspension (MES) sont aussi fortement influencées par le débit du cours d'eau. Alors que le débit du cours d'eau s'accroît au-delà du *débit limite*, la concentration en MES augmente de façon exponentielle (Figure 3.7, Figure 3.8 et Figure 3.9). Cette forte augmentation traduit la force érosive du ruissellement de surface à l'œuvre dans le bassin versant et la capacité de transport des sédiments élevée du cours d'eau. À l'échelle d'un même événement de ruissellement, cependant, la quantité de sédiments charriés par le ruisseau est beaucoup plus élevée en montée de crue que pour le même débit du ruisseau en décrue, tel qu'illustré précédemment au micro-bassin pour la crue du 1^{er} novembre 2020 (Figure 3.4). Ce phénomène d'hystérésis traduit la proportion relativement plus importante du ruissellement de surface en montée de crue qu'en décrue, révélée par le signal de conductivité électrique.

Les Figure 3.10, Figure 3.11 et Figure 3.122 illustrent la distribution dans le temps des flux de sédiments (MES) aux trois stations hydrométriques. Ces flux ont été estimés sur la base des données de turbidité colligées en continu (pas de temps de 15 minutes) par les sondes multiparamètres installées dans les cours d'eau. Dans l'ensemble, les épisodes de précipitations liquides du mois d'avril en période de fonte du couvert hivernal contribuent à la plus large part des exportations annuelles de sédiments. L'évènement de crue automnale (1^{er} novembre), bien que générant un débit de pointe d'intensité similaire, produit un flux de sédiments beaucoup plus modeste qu'au printemps. Ce gradient confirme que c'est le volume global de ruissellement de surface qui détermine ici le flux de sédiments et de nutriments qui lui sont associés. La période estivale ne contribue que de façon marginale au bilan des exportations.

Dans l'ensemble, les charges spécifiques de sédiments rapportées sur une base annuelle aux stations hydrométriques du micro-bassin, de la Boyer Sud et Boyer aval se situent respectivement à 270, 992 et 1,291 kg MES/ha. A la station aval, la charge annuelle cumule ainsi à plus de 23,000 tonnes de sédiments. Le taux relativement moins élevé pour le micro-bassin est en partie expliquée par une occupation agricole (45 %) relativement moindre que pour la Boyer Sud (73 %) et Boyer aval (62 %). Un flux de sédiment relativement plus bas traduit aussi la faible vulnérabilité du micro-bassin aux processus d'érosion en rive, comparativement aux bassins de la Boyer Sud et aval. Le portait hydrogéomorphologique du bassin versant de la rivière Boyer présenté ci-après (section 5) traduit bien ce gradient.

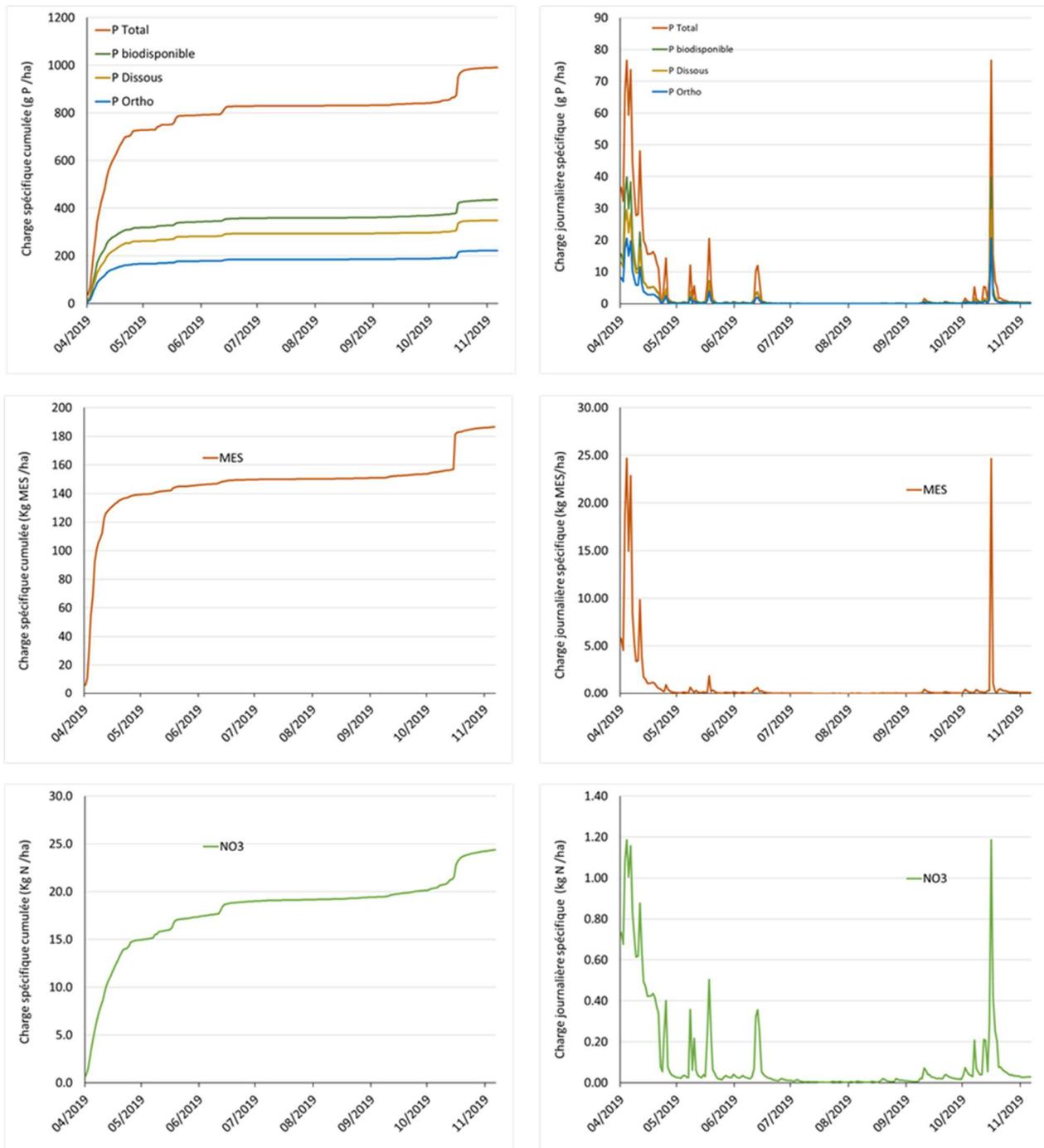


Figure 3.10 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique du micro-bassin EPERLAB

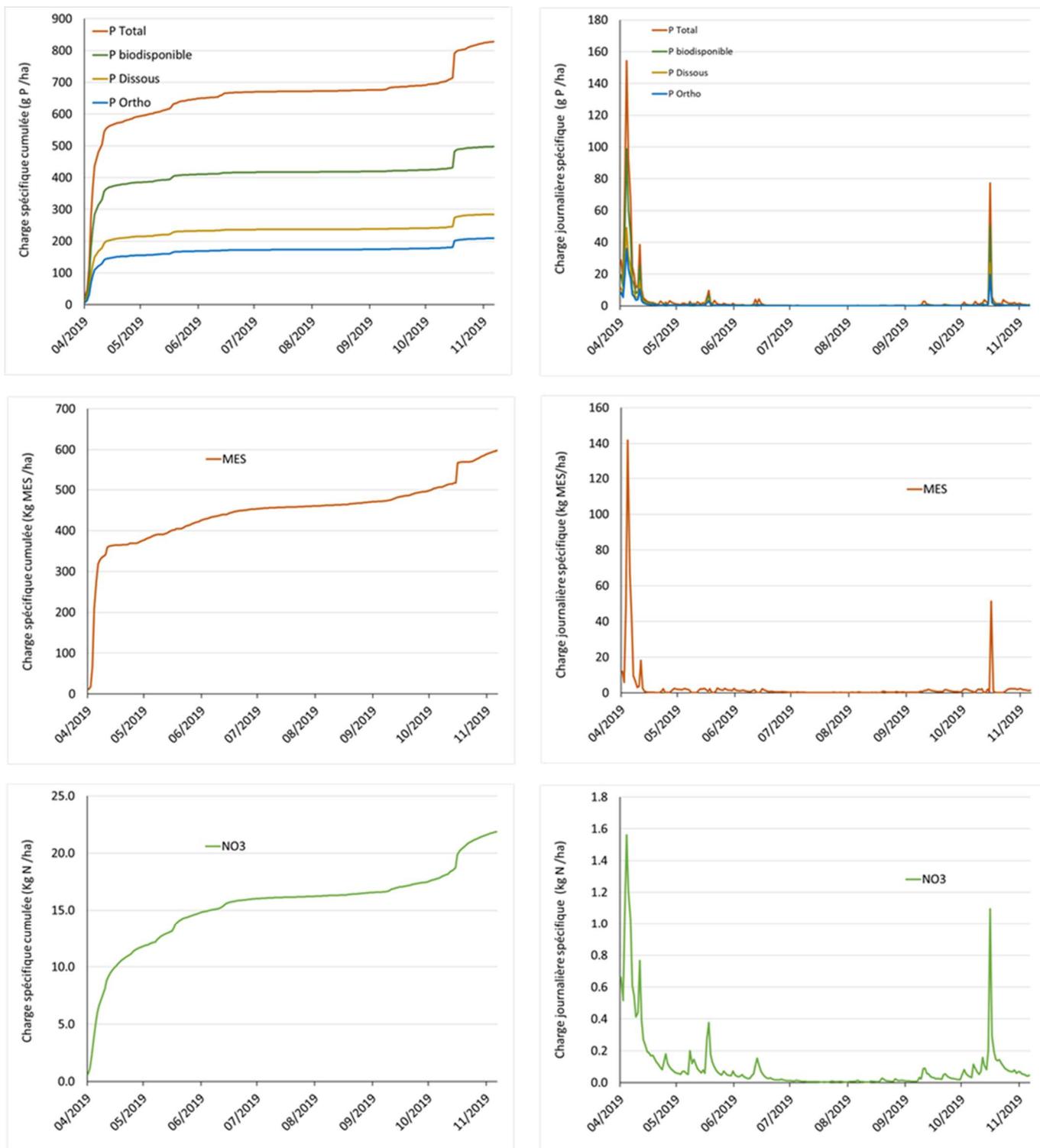


Figure 3.11 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique de la rivière Boyer sud

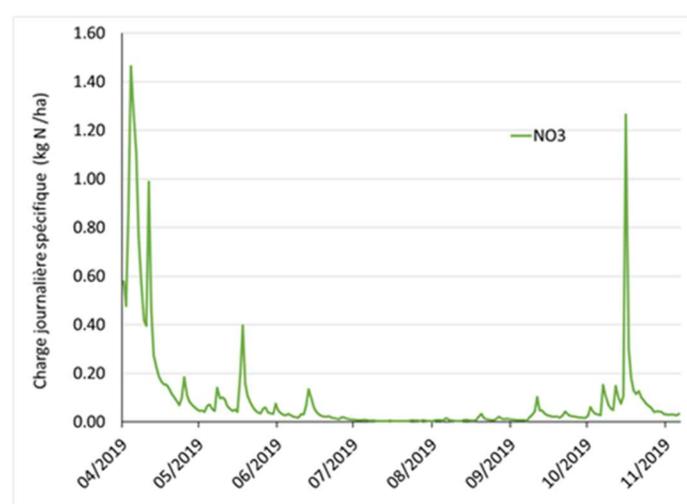
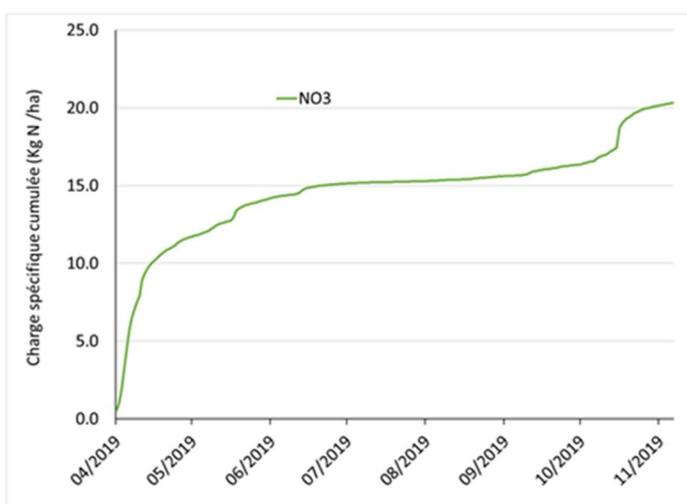
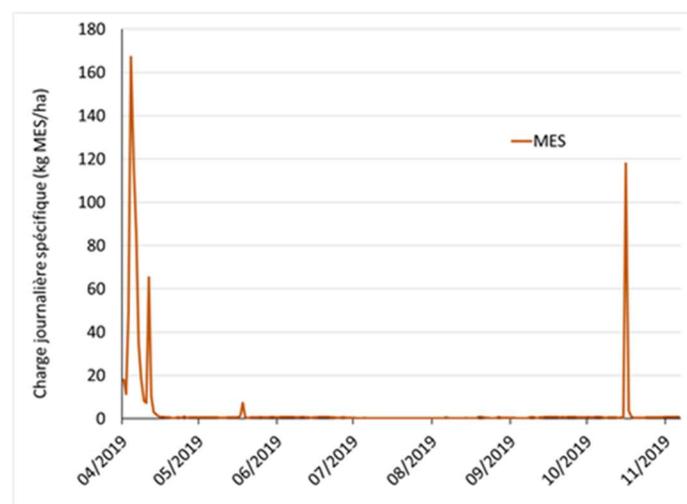
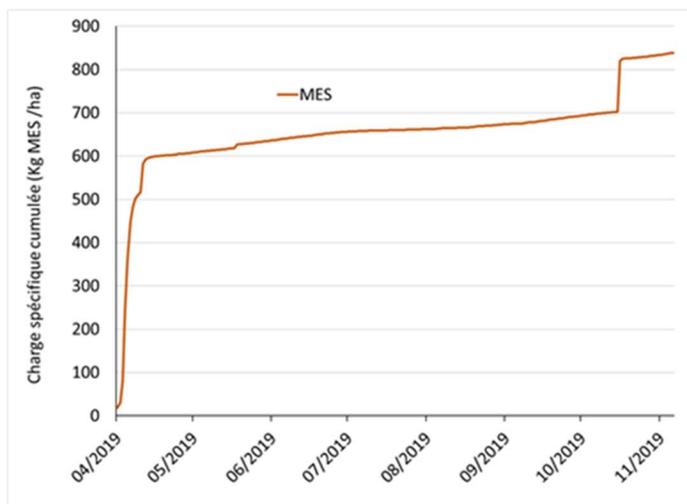
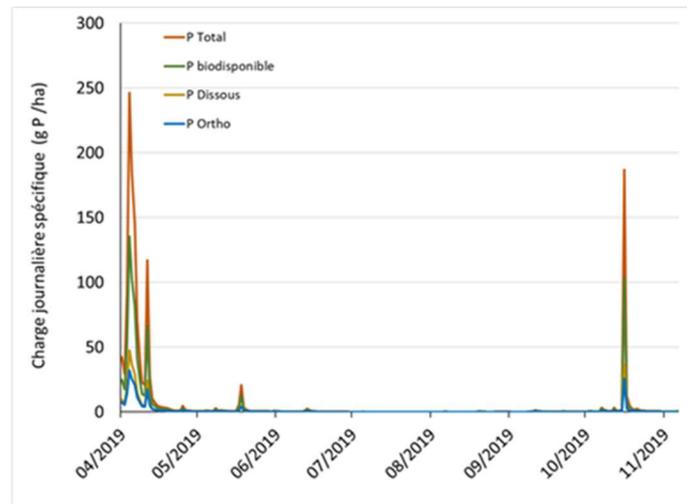
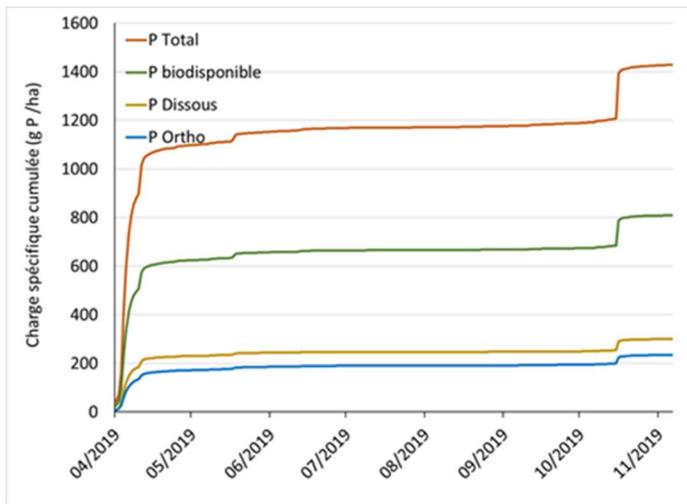


Figure 3.12 : Distribution des flux et charges cumulées de matières en suspension, des différentes formes de P et des nitrates à la station hydrométrique aval de la rivière Boyer

Variabilité du flux de P :

Dans l'ensemble, les charges spécifiques de P total rapportées sur une base annuelle aux stations hydrométriques du micro-bassin, de la Boyer Sud et Boyer aval se situent respectivement à 1,64, 1,37 et 2,37 kg P/ha (Tableau 3.2). La charge spécifique annuelle de 2,37 kg P/ha (36 T de P par an) estimée à la station Boyer aval apparaît très élevée, comparativement aux observations rapportées dans d'autres dispositifs d'étude en bassins agricoles. Le bilan des apports relativement élevé à l'échelle du bassin versant (> 50 kg P₂O₅/ha en culture) et le taux élevé d'exportation de sédiments (qui se traduit en charge particulière de P), participent à l'explication cette forte vulnérabilité aux pertes de P de la rivière Boyer.

La proportion relativement plus élevée de P particulières (79 %) à la charge totale de P qu'aux stations amont (65-66 %) est indicatrice d'une contribution relativement plus importante de P provenant de processus d'érosion du réseau hydrique dans le tronçon aval de la rivière Boyer, comparativement aux sections amont de la Boyer Sud et du micro-bassin. Cette déduction repose sur l'hypothèse que les contributions en P associées au ruissellement sur les champs en culture sont généralement plus enrichies en forme soluble de P. Cette contribution relativement plus importante de P particulière à l'aval du bassin versant, à l'instar des flux de MES, reflète par ailleurs les gradients de vulnérabilité à l'érosion riveraine illustrés dans le volet hydrogéomorphologique de l'étude (Section 5).

Le taux d'exportation spécifique de P plus élevé du micro-bassin (1,64 kg P/ha) par rapport à la station Boyer Sud (1,37 kg P/ha) surprend, dans la mesure où la charge spécifique de sédiments est moins importante dans le micro-bassin. Si les taux d'érosion n'expliquent pas ce gradient dans les charges de P, c'est que l'explication est ailleurs que dans le contrôle hydrologique. L'enrichissement de l'eau de surface en P peut en effet traduire des apports de P relativement plus élevés par unité de surface, l'enrichissement des sols en P qui en découle, ou des apports non incorporés d'engrais de ferme. La relation Apports-Richesse du sol en P a été bien établie pour les sols du Québec (Giroux et al., 2008) et est à la base des principes de fertilisation intégrée des cultures. La distribution des concentrations instantanées de P observées aux trois stations au cours de la période d'étude (Figure 3.10, Figure 3.11 et Figure 3.12) suggèrent que des facteurs en lien avec les modalités d'apports de P contribueraient à l'explication du contraste dans les exportations entre le micro-bassin et la station Boyer Sud en aval. En effet, des concentrations élevées au micro-bassin sont observées (début juin), qui se démarquent de la relation typiquement linéaire établie entre le débit et concentration en P total lors des crues. Dans d'autres études en micro-bassins au Québec, des concentrations élevées de P en ruisseau, non expliquées par le débit du ruisseau, ont été associées à des épandages d'engrais de ferme non incorporés (Michaud et al., 2018).

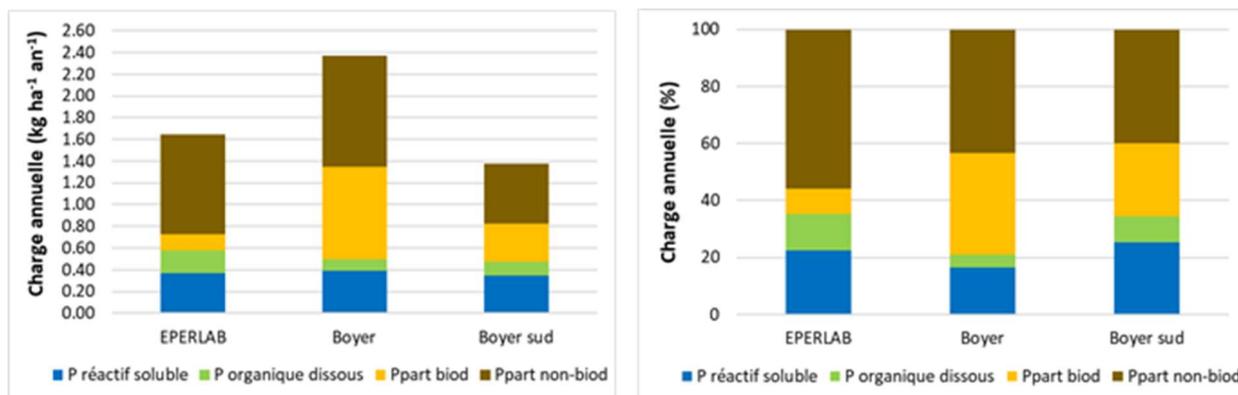


Figure 3.13 : Charges et spéciation des formes de P observées aux exutoires des trois bassins versants à l'étude

En combinant les estimations de flux de MES avec la spéciation des formes de P exporté (Figure 3.133), la richesse des sédiments en P, de même que la biodisponibilité du P contenu dans les sédiments peut être estimée. Sur cette base, il s'avère que la richesse moyenne en P des sédiments varie de 5313 $\mu\text{g/g}$ à la station du micro-bassin, à 1,705 et 1,348 $\mu\text{g/g}$ aux stations Boyer Sud et Boyer aval, respectivement. Ce gradient de richesse en P des sédiments en suspension, qui diminue de l'amont vers l'aval, reflète le gradient présumé dans la vulnérabilité aux processus d'érosion en rive projetée à l'échelle du bassin versant (Section 5). L'hypothèse proposée ici est que les sédiments en suspension moins riche en P à l'aval du bassin reflète une contribution relativement plus importante de sédiments érodés des rives qu'en provenance du ruissellement de surface des champs.

Variabilité du flux de nitrates :

Les charges annuelles spécifiques de nitrates estimées varient de 40, 36 kg et 34 kg $\text{N-NO}_3/\text{ha}$ aux stations micro-bassin, Boyer Sud et Boyer aval, respectivement (Tableau 3.3). Ces taux de perte de nitrates importants reflètent la densité animale relativement élevée à l'échelle du bassin du bassin versant. Aux trois stations, la distribution saisonnière des concentrations en nitrates témoigne de pics de concentration à la fin du printemps, suivant les épandages d'engrais de ferme et le réchauffement du sol favorisant la minéralisation de l'azote organique. Les taux relativement élevés en périodes automnales tardives et printanières hâtives observées aux trois stations (Figure 3.7, Figure 3.8 et Figure 3.9) témoignent par ailleurs d'importants reliquats de fertilisation azotée en fin de saison de culture. Typiquement, en milieu naturel, les concentrations en nitrates diminuent en période hivernale, reflétant un ralentissement dans les processus de nitrification dans les sols et l'eau de surface. Des concentrations soutenues de nitrates en période printanière hâtive dans les trois sous-bassins à l'étude sont ici un indicateur de stock d'azote disponible en fin de saison de croissance des cultures. Ces reliquats de fertilisation azotée sont mobilisés graduellement en période de recharge de la nappe, depuis la fin de l'automne jusqu'à la crue printanière. Une implication pratique de ces concentrations en nitrates hors saison de culture est toute l'importance pour le secteur agricole de la région d'étude de tirer profit de la pleine valeur fertilisante des engrais de ferme et minéraux apportés sur les terres.

3.4 Conclusion du volet de suivi hydrométrique

La mise en œuvre des suivis hydrométriques aux trois stations à l'étude a permis de caractériser et de différencier les réponses hydrologiques du micro-bassin expérimental et des sous-bassins de la Boyer Sud et Boyer aval. Leurs charges respectives de sédiments, de P et d'azote ont été estimées de façon satisfaisante, respectant les critères ciblés d'ajustement des modèles statistiques. Cette qualité dans l'ajustement des modèles sur une courte période de 220 jours est redevable en grande partie à l'assiduité dans l'échantillonnage et les mesures de débit lors des crues des cours d'eau. Ces estimations permettent d'établir les apports de sédiments et de nutriments vers le secteur de la frayère à éperlans puis au fleuve. En projetant les flux mesurés à la station Boyer aval (village de Saint-Charles-de-Bellechasse) à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer, sur la base du ratio de leurs superficies respectives, la charge annuelle estimée de sédiments au fleuve est de l'ordre de 30 735 tonnes métriques. Suivant le même calcul, la charge annuelle de P est estimée à 52,4 tonnes métriques (P total).

Ces estimations sont utiles, sur le plan stratégique, dans l'établissement éventuel de charges cibles de sédiments et de nutriments vers la frayère et au fleuve, de même que dans la planification d'actions environnementales permettant de rencontrer ces dernières. Les flux et concentrations mesurés dans le cadre de la présente étude pourront par ailleurs s'avérer éventuellement utiles dans la mesure de la réponse de la qualité de l'eau aux actions environnementales entreprises dans le bassin versant. À terme, de nouvelles campagnes de suivi hydrométrique devront suivre une méthodologie similaire, notamment la collecte d'un nombre élevé d'observations de qualité de l'eau en période de crue des cours d'eau.

Enfin, soulignons que les charges spécifiques de sédiments et de nutriments estimées pour le territoire à l'étude demeurent, toutes proportions gardées, relativement élevées en comparaison des relevés similaires réalisés dans d'autres sous-bassins agricoles de la province. L'intensité des crues de fonte, la forte densité d'élevage et des systèmes de culture où les cultures annuelles se sont imposées à plus de 45 % de la superficie en culture du bassin contribuent à la vulnérabilité de la rivière aux charges élevées de sédiments, de P et d'azote. Dans l'ensemble, ce portrait des flux de sédiments et de nutriments dans le bassin versant de la rivière Boyer met particulièrement en relief la pertinence d'une approche agroenvironnementale ciblée sur les pratiques culturales anti-érosives, la protection du corridor riverain, le contrôle de l'enrichissement des sols en P et des modalités d'apports d'engrais de ferme qui minimisent les risques de pertes de nutriments dans le ruissellement de surface.

4 VOLET HYDROLOGIQUE

4.1 Objectifs spécifiques

L'objectif du volet hydrologique est de déterminer les caractéristiques hydrologiques des crues du bassin versant aux différentes stations de jaugeage situés sur le bassin versant de la rivière Boyer.

Un des objectifs est de déterminer le débit de récurrence 2 ans car il est associé au débit plein bord, l'élément de base dans les études géomorphologiques.

4.2 Méthodologie

4.2.1 Récoltes de données des stations de jaugeage

Le bassin versant de la rivière Boyer inclut quatre stations de jaugeage dont deux sont encore opérationnelles. Le Tableau 4.1 : Localisation et caractéristiques des stations de jaugeage et le Tableau 4.2 : Localisation et caractéristiques des stations météorologiques.

La Figure 1.1 présente la localisation des différentes stations de jaugeage et les stations météorologiques, opérées par le MELCC.

Tableau 4.1 : Localisation et caractéristiques des stations de jaugeage

Nom de la station	Boyer	Boyer sud	Boyer sud (fermée)	Boyer nord
No. station	023004	023002	023006	023005
Municipalité	Saint-Charles-de-Bellechasse	Saint-Henri	St-Gervais	Saint-Henri
Latitude	46° 48' 57"	46° 42' 27"	46° 41' 13"	46° 42' 11"
Longitude	-70° 54' 2"	-70° 57' 38"	-70° 55' 51"	-71° 0' 7"
Superficie (km ²)	195	61,9	21,4	30,6
Période	1997 - . . .	1997 - . . .	Nov. 1999 - mai 2006	1997-2005
Pas de temps	15 minutes	15 minutes	15 minutes	3 heures

Tableau 4.2 : Localisation et caractéristiques des stations météorologiques

Nom station	St-Michel	Honfleur 2
No station	7057567	7053141
Municipalité	Saint-Michel de Bellechasse	Honfleur
Latitude	46° 49' 51"	-70° 53' 5"

Longitude	46° 40' 28"	-70° 54' 25"
Période	15 sept 1978 - . . .	4 août 2005 - . . .
Pas de temps	1 heure	1 heure

Les débits aux stations de jaugeage aux différents pas de temps ont été obtenus du MELCC et les débits maxima ont été extraits. Le Tableau 4.3 présente les débits maxima annuels aux différentes stations ainsi que la date d'observation.

Tableau 4.3 : Débits maxima annuels observés aux différentes stations de jaugeage

Boyer Sud		Boyer		Boyer Sud (fermée)		Boyer Nord (fermée)	
Date	Débit max. (m³/s)	Date	Débit max. (m³/s)	Date	Débit max. (m³/s)	Date	Débit max. (m³/s)
5/11/1997	6,20	5/11/1997	29,88			5/11/1997	1,145
1/12/1998	13,83	1/4/1998	57,54			1/12/1998	6,71
17/09/1999	16,65	23/10/1999	65,49	27/11/1999	6,04	23/10/1999	11,42
4/4/2000	20,91	9/4/2000	67,40	25/06/2000	4,52	15/11/2000	1,68
22/04/2001	25,61	22/04/2001	79,21	22/04/2001	12,24	25/09/2001	13,13
10/4/2002	30,97	10/4/2002	89,23	9/4/2002	12,00	5/7/2002	8,22
5/8/2003	28,54	5/8/2003	100,70	4/8/2003	12,07	5/8/2003	16,91
10/9/2004	32,31	14/04/2004	91,67	13/08/2004	12,22	4/9/2004	32,17
26/09/2005	30,88	27/09/2005	134,30	5/4/2005	11,20	8/4/2005	33,92
21/10/2006	59,19	3/4/2006	61,41	11/4/2006	5,04		
23/04/2007	28,38	23/04/2007	123,80				
21/04/2008	31,00	30/04/2008	113,30				
3/12/2009	32,60	3/12/2009	102,80				
4/4/2010	28,42	4/4/2010	105,40				
29/08/2011	50,86	29/08/2011	163,90				
29/06/2012	29,86	3/6/2012	72,50				
26/05/2013	22,42	26/05/2013	75,16				
15/04/2014	82,47	16/04/2014	238,80				
13/04/2015	37,82	15/04/2015	80,83				
23/10/2016	32,85	23/10/2016	110,20				
11/4/2017	29,93	14/04/2017	110,60				
26/04/2018	42,71	27/04/2018	134,50				
20/04/2019	33,19	20/04/2019	121,30				

4.3 Résultats

4.3.1 Détermination du débit récurrence 2 ans

Pour estimer les débits maxima annuels pour différentes récurrences, différentes lois statistiques d'analyse des événements extrêmes peuvent être utilisées, comme par exemple la loi de Pearson type III, Gumbel ou la distribution des valeurs extrêmes normalisées (GEV) (Anctil, 2012). Pour identifier la meilleure distribution, une fonction MATLAB permettant une compilation de distributions statistiques a été employée. La distribution représentant le mieux les crues associées aux différentes périodes de retour a été évaluée à partir du Probability Plot Correlation Test (PPCC). Les résultats des différents tests statistiques en fonction des différentes distributions sont résumés au Tableau 4.44 pour les stations Boyer et Boyer Sud (Boudreault-Guimond et al. 2019b).

Tableau 4.4 : Statistiques d'ajustement de différentes distributions pour les stations Boyer et Boyer Sud

	Station Boyer			Station Boyer Sud		
	Distribution statistique			Distribution statistique		
	Pearson III	Gumbel	GEV	Pearson III	Gumbel	GEV
PPCC	0,9679	0,9731	0,9690	0,9579	0,9643	0,9611
Seuil 5 %	0,9464	0,9425	0,9519	0,9435	0,9425	0,9466

À partir du Tableau 4.4, il est possible d'observer que pour les deux stations la distribution ayant le PPCC le plus élevé est celle de Gumbel. Elle a donc été utilisée pour estimer les débits maxima pour les différentes récurrences.

Le Tableau 4.5 présente les débits maxima estimés pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage à partir de la distribution de Gumbel.

Tableau 4.5 : Débits maxima estimés (m³/s) pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage

Récurrence	Boyer Sud	Boyer	Boyer Sud (fermé)	Boyer Nord (fermé)
2 ans	30,14	94,2	8,84	11,96
5 ans	44,44	133,1	11,95	22,51
10 ans	53,91	158,8	14,01	29,49
20 ans	63,00	183,6	15,98	36,18
50 ans	74,75	215,6		
100 ans	83,56	239,6		

Un intérêt de l'étude des débits maxima est de pouvoir estimer les débits maxima en tout point du bassin versant. Une façon de la faire est de ramener les débits en débits unitaires par unité de surface, ici en km². Le Tableau 4.6 présente les débits maxima unitaires estimés pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage.

Tableau 4.6 : Débits maxima unitaires (par km²) estimés pour différentes récurrences aux différentes stations de jaugeage

	1997-2018		1997-2006		
	Boyer Sud	Boyer	Boyer Sud (fermé)	Boyer Nord (fermé)	
Superficie (km²)	61,9	195	21,4	30,6	
Récurrence					Moyenne
2 ans	0,49	0,48	0,41	0,39	0,44
5 ans	0,72	0,68	0,56	0,74	0,67
10 ans	0,87	0,81	0,65	0,96	0,83
20 ans	1,02	0,94	0,75	1,18	0,97
50 ans	1,21	1,11			1,16
100 ans	1,35	1,23			1,29

Les débits de récurrence de 2 ans sont d'intérêt en géomorphologie car ils correspondent au débit plein bord. Les débits unitaires des stations de la Boyer Sud et de la Boyer montrent des valeurs supérieures d'environ 20 % à celles des Boyer Sud (fermé) et Boyer Nord (fermé). Il faut noter que les périodes d'observation ne sont pas les mêmes. Pour les deux premières, la période est de 1997 à 2018 alors que pour les deux stations fermées, la période est de 1997 à 2006. Les calculs ont été refaits en considérant la même période pour les deux premières stations (1997-2006) et la période 2007-2018. Les paramètres de la distribution de Gumbel sont présentés au Tableau 4.7. On note que les moyennes des débits maxima augmentent respectivement de 40 % et 54 % pour la Boyer Sud et la Boyer, ce qui est considérable. Il s'ensuit que les débits de crue pour les différentes récurrences augmentent en conséquence.

Le Tableau 4.8 présente les résultats des débits maxima estimés ainsi que les débits maxima unitaires pour différentes récurrences aux stations de jaugeage Boyer Sud et Boyer pour la période 1997-2006. Les résultats sont comparables aux deux autres stations pour la même période (Tableau 4.9).

Tableau 4.7 : Paramètres de la distribution de Gumbel des débits maxima aux stations Boyer Sud et Boyer pour différentes périodes de relevés

	Boyer Sud		Boyer	
	1997-2006	2007-2018	1997-2006	2007-2018
\bar{Q} (m ³ /s)	26,61	37,44	77,5	119,3
S_Q (m ³ /s)	51,19	16,02	30,2	45,5
b (m ³ /s)	11,80	12,45	23,4	35,4
a (m ³ /s)	19,79	30,26	64,0	98,9

Tableau 4.8 : Débits maxima unitaires (m³/s-km²) estimés pour différentes récurrences aux stations Boyer Sud et Boyer pour la période 1997-2006

Récurrence	Débits maxima (m ³ /s)		Débits maxima unitaires (m ³ /s-km ²)	
	Boyer Sud	Boyer	Boyer Sud	Boyer
2 ans	24,12	72,58	0,39	0,37
5 ans	37,50	99,13	0,61	0,51
10 ans	46,36	116,71	0,75	0,60
20 ans	54,86	133,58	0,89	0,69

Le Tableau 4.9 présente les débits maxima unitaires estimés pour différentes récurrences aux différentes stations pour la période 1997-2006 ainsi que les moyennes et les écart-types

Tableau 4.9 : Débits maxima unitaires (m³/s-km²) estimés pour différentes récurrences aux différentes stations pour la période 1997-2006

Récurrence	Boyer Sud	Boyer	Boyer Sud (fermé)	Boyer Nord (fermé)	Moyenne	Écart-type
2 ans	0,39	0,37	0,41	0,39	0,39	0,02
5 ans	0,61	0,51	0,56	0,74	0,60	0,10
10 ans	0,75	0,60	0,65	0,96	0,74	0,16
20 ans	0,89	0,69	0,75	1,18	0,88	0,22

Le Tableau 4.10 présente les moyennes des débits maxima unitaires estimés et les écart-types pour les périodes 1997-2006 et 2007-2018 pour les stations Boyer et Boyer Sud. Il est à noter la

moyenne des débits maxima unitaires pour une récurrence de 2 ans passe de 0,38 m³/s-km² à 0,57 m³/s-km², ce qui correspond à une augmentation de 50 %, ce qui est très statistiquement significatif au niveau de 5 %.

Tableau 4.10 : Moyenne et écart-type des débits maxima unitaires (m³/s-km²) pour les périodes 1997-2006 et 2007-2018 pour les stations Boyer et Boyer Sud

Récurrence	Période 1997-2006		Période 2007-2018	
	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
2 ans	0,38	0,01	0,57	0,01
5 ans	0,56	0,07	0,78	0,01
10 ans	0,67	0,11	0,93	0,02
20 ans	0,79	0,14	0,98	0,03

Débits et débits moyens annuels :

L'augmentation significative des débits maxima entre les deux périodes pose des questions. Est-ce que cela se reflète au niveau des débits observés et des débits moyens annuels. Les Figure 4.1 et Figure 4.2 présentent l'évolution des débits observés aux stations Boyer et Boyer Sud. Une augmentation des débits avec le temps est perceptible.

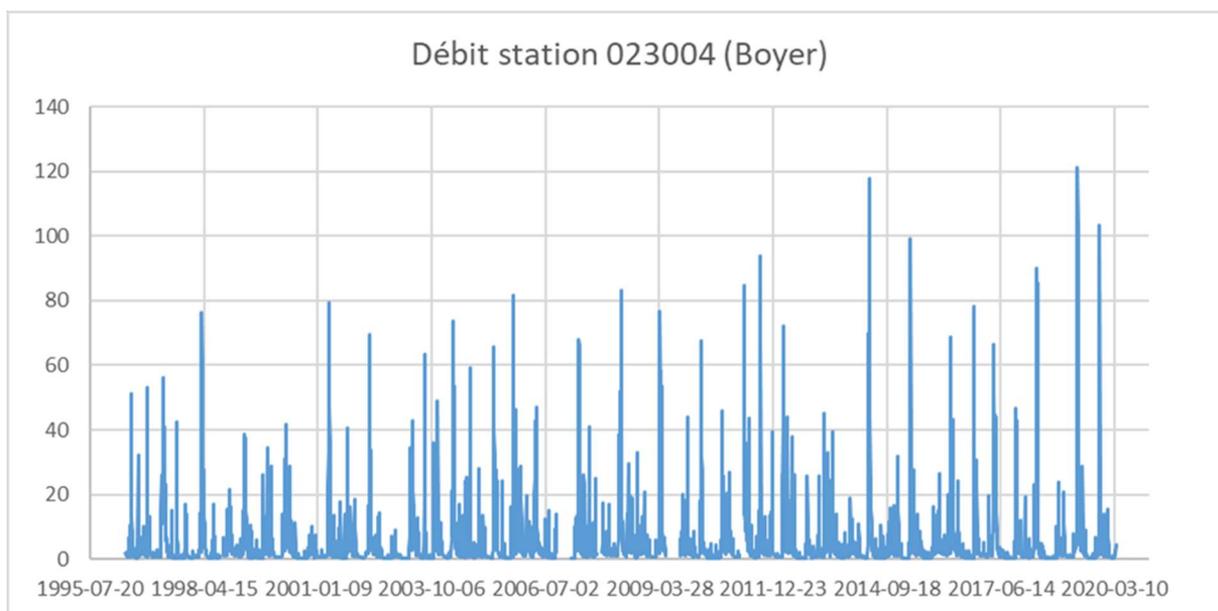


Figure 4.1 : Évolution des débits journaliers à la station Boyer

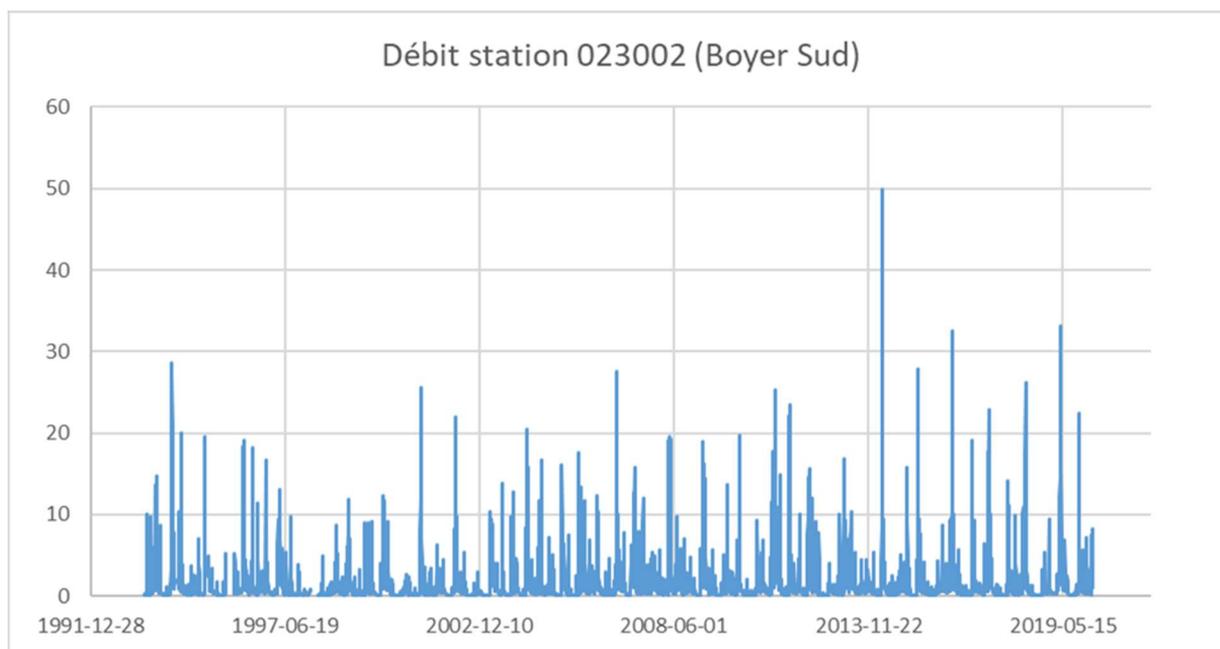


Figure 4.2 : Évolution des débits journaliers à la station Boyer Sud

4.4 Discussion

L'objectif de cette section était de déterminer les débits de crue pour différentes récurrences, principalement le débit de récurrence de deux ans, débit qui est souvent utilisé pour estimer le débit plein bord, donnée de référence en géomorphologie.

L'analyse détaillée des données a permis de constater que les résultats des estimations des débits de crue étaient différents selon la période d'observation utilisée (1997-2006 vs 2007-2018). La période 2007-2018 montre une augmentation significative des débits de crue, des débits maxima annuels et des débits moyens annuels. Il semble que le phénomène ait été observé sur d'autres bassins versants au Québec.

La période 2007-2018 a été utilisée pour estimer les débits de crue. Les débits de crue estimés sont respectivement de 0,57, 0,78 et 0,93 m³/s-km² pour des récurrences de 2, 5 et 10 ans.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer l'augmentation des débits. Des hypothèses d'un changement de régime climatique (comme les changements climatiques), de phénomènes cycliques, d'un changement de régimes de cultures ou d'une combinaison de ces facteurs. Seules des études sur un plus grand nombre de bassins versants contrastés pourraient permettre de valider ces hypothèses, ce qui ne peut être fait avec un seul bassin versant et quelques stations de jaugeage. La question doit être approfondie car une augmentation des débits de crue a une importance pour le choix des solutions de gestion du bassin-versant. Dans le cas du débit de récurrence de deux ans, associé au débit plein bord, cela engendre une plus grande capacité des cours d'eau de s'éroder et accroît donc le risque d'accumulation des sédiments transportés jusqu'à l'embouchure, ce qui est problématique pour la frayère d'éperlan.

5 VOLET HYDROGÉOMORPHOLOGIQUE

Le volet hydrogéomorphologique permet de déterminer le potentiel d'érosion pour différents tronçons homogènes des cours d'eau du bassin de la rivière Boyer afin d'identifier la vulnérabilité des rives et à appuyer la conception d'aménagements alternatifs, incluant la délimitation de l'espace de liberté du cours d'eau principal ainsi que des tributaires.

5.1 Objectifs spécifiques

L'objectif principal du volet hydrogéomorphologique de cette étude était de déterminer le potentiel d'érosion de différents tronçons homogènes de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires, afin d'identifier les secteurs les plus vulnérables, d'évaluer la contribution potentielle de l'érosion du lit et des berges des cours d'eau à la charge sédimentaire observée à l'embouchure de la rivière Boyer (qui constitue une cause potentielle de dégradation de la frayère à éperlan) et d'appuyer la conception d'aménagements alternatifs visant à optimiser la gestion de l'eau et des flux sédimentaires à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer.

L'atteinte de cet objectif impliquait notamment la réalisation des tâches suivantes, pour la rivière Boyer, ses principaux tributaires (rivière Boyer Nord, rivière Boyer Sud et ruisseau du Portage) et la branche no 37 de la rivière Boyer Sud, située dans le micro-bassin versant « ÉPERLAB » inclus dans l'étude, en tenant compte des interventions anthropiques réalisées dans le bassin versant :

- 1) évaluation des variables clés de la dynamique fluviale (pente, puissance spécifique) le long des cours d'eau, à partir d'un modèle numérique d'élévation (MNE) à haute résolution établi à partir de données LiDAR et à l'aide d'outils SIG développés par le laboratoire de gestion des rivières de l'Université Concordia;
- 2) évaluation de la mobilité des cours d'eau à partir de leurs tracés historiques et actuels, délimitation et cartographie des espaces de mobilité;
- 3) délimitation et cartographie de l'espace d'inondabilité;
- 4) délimitation et cartographie semi-automatisées de l'espace de liberté.

5.2 Méthodologie

La méthodologie utilisée pour la réalisation du volet hydrogéomorphologique de cette étude peut être divisée en trois phases :

- 1) collecte de données et visites de terrain;
- 2) utilisation des outils hydrogéomorphologiques;
- 3) délimitation et cartographie de l'espace de liberté et évaluation de la vulnérabilité des berges.

5.2.1 Visites de terrain

Les visites de terrain effectuées dans le cadre de ce projet ont été réalisées en deux temps. Une première visite du micro-bassin a d'abord eu lieu le 10 mai 2019 pour évaluer l'étendue de la crue printanière. Par la suite, une visite plus exhaustive a été réalisée entre le 25 et le 27 juin 2019. Ces visites avaient pour but de colliger des observations permettant de délimiter des tronçons

homogènes, d'appuyer la délimitation de l'espace de liberté et des tronçons vulnérables, et de valider les résultats des analyses qui seraient effectuées par la suite.

Quatre secteurs situés dans différentes parties du bassin versant ont été ciblés pour des travaux de reconnaissance détaillée. Ces secteurs, dont l'emplacement est illustré à la Figure 5.1, étaient respectivement situés près de l'embouchure de la rivière Boyer, dans la rivière Boyer Sud, dans la rivière Boyer Nord et dans le micro-bassin versant. La localisation et la délimitation de ces secteurs, dont la longueur variait entre 1,7 km et 4,2 km, ont été établies pour assurer une représentativité des différents contextes géologiques et d'utilisation du territoire présents dans le bassin versant, tout en priorisant les tronçons jugés plus vulnérables à l'érosion. Les photographies aériennes historiques et les données LiDAR disponibles ont été utilisées pour sélectionner les tronçons de reconnaissance, qui incluent des tronçons anthropisés et des tronçons plus naturels situés dans des secteurs boisés.

Les éléments suivants ont été notés dans les tronçons de reconnaissance lors des visites de terrain :

- indices d'érosion des berges (érosion fluviale et mouvements de masse);
- interventions anthropiques (principalement les stabilisations de berges);
- contrôles géologiques limitant la mobilité des berges et du lit des cours d'eau (terrasses non érodables, présence de roc);
- texture des sédiments (évaluation réalisée à au moins un à deux emplacements par tronçon, à l'aide de la méthode du « *Wolman pebble count* », Wolman, 1954);
- emplacement et élévation de la ligne des hautes eaux lorsque des débris végétaux étaient observables dans la végétation en hauteur;
- formes fluviales (seuils, mouilles, radier) et accumulations de débris ligneux;
- incision du lit.

Les observations réalisées ont été documentées à l'aide de nombreuses photographies.

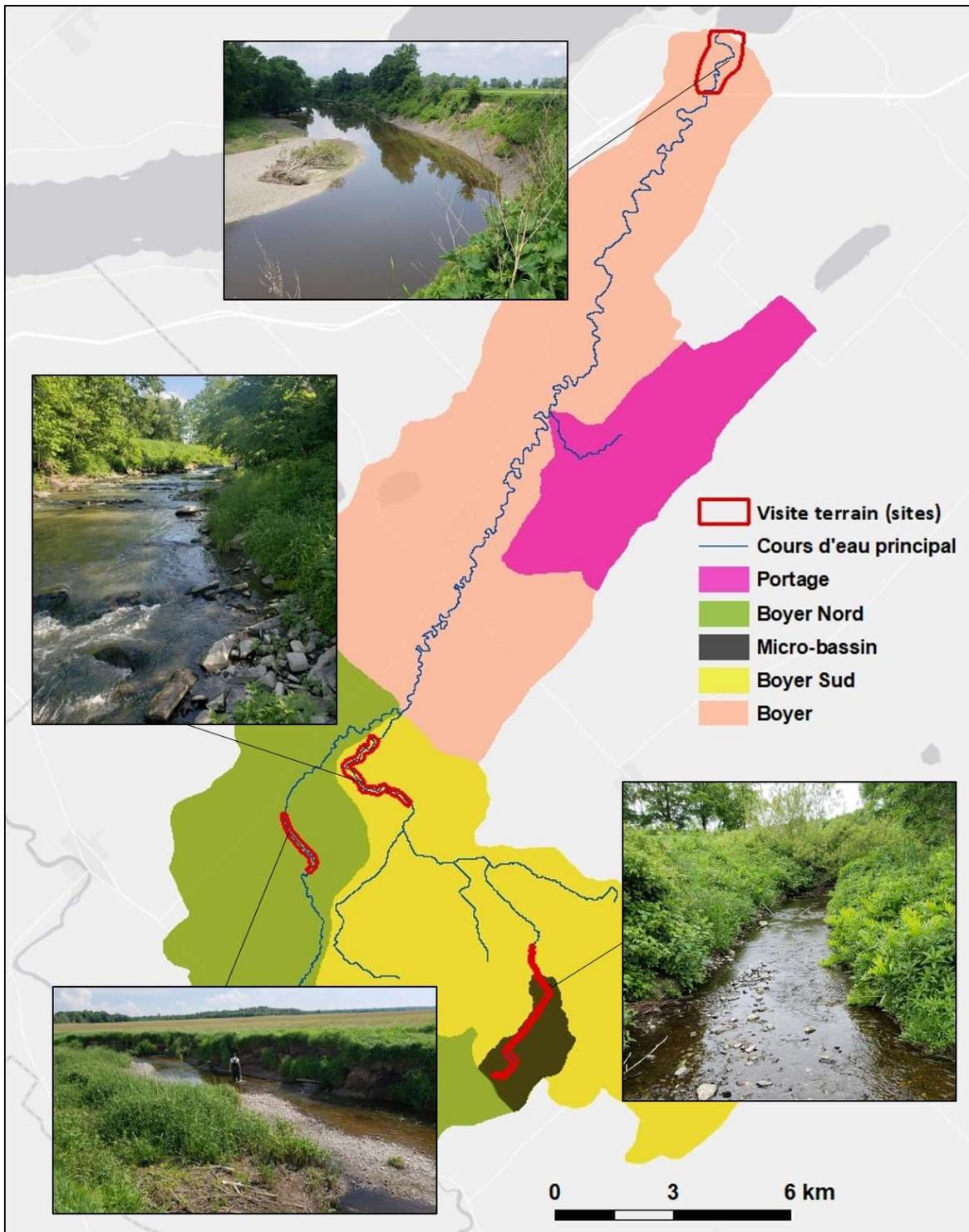


Figure 5.1 : Emplacement des tronçons de reconnaissance

5.2.2 Outils hydrogéomorphologiques SIG

Préparation du MNE :

Le MNE généré à partir des données LiDAR avait une résolution de 1 m. Un post-traitement a permis l'enlèvement de l'effet des ponts et ponceaux de façon à assurer le bon fonctionnement des outils hydrologiques SIG. Par la suite, les outils ArcGIS « *Fill* », « *Flow direction* » et « *Flow accumulation* » ont été utilisés pour déterminer le parcours de l'eau dans l'ensemble du bassin versant du Boyer et ses tributaires. Afin de limiter le temps de traitement des données, le seuil minimal de superficie contributive utilisé était de 10 km².

Utilisation des outils hydrogéomorphologiques SIG :

Les outils hydrogéomorphologiques de SIG développés par Biron et al. (2013b) et Massé et al. (2020) ont été employés sur le MNE d'une résolution de 1 m. Ces outils permettent notamment d'extraire la pente du cours d'eau (*S*, m/m) et la largeur plein bord (*W*, m) en tous points le long du chenal à la résolution du pixel afin de calculer la puissance spécifique (ω , en W/m²):

$$\omega = \rho g Q S / W$$

où ρ est la densité (kg/m³), g l'accélération due à la gravité (m/s²) et Q le débit plein bord (récurrence de 2 ans, m³/s) .

Dans le cadre de l'analyse hydrogéomorphologique, la pente recherchée est celle de la surface de l'eau. Malheureusement, même avec des données LiDAR de haute résolution, des erreurs d'interpolation peuvent fausser l'élévation de certains pixels. Ceci est particulièrement fréquent pour les cours d'eau plus larges ou sinueux, comme certains tronçons de la rivière Boyer en aval, où les berges ou la présence de bancs d'accumulation peuvent affecter l'interpolation. Il existe deux méthodes pour éliminer ce type d'erreur. La première est d'utiliser comme données d'élévation la moyenne des données obtenues avec les outils « *Fill* » et « *Breach* », pour éliminer les pics et les creux le long du cours d'eau et de façon à ce que l'élévation baisse systématiquement de l'amont vers l'aval. La seconde méthode, employée dans cette étude, consiste à utiliser une moyenne mobile assez large (200 m dans le cadre de ce projet) pour déterminer l'élévation en un point en éliminant l'effet des variations locales.

La largeur de plein bord est déterminée à partir de données binaires raster de l'étendue du cours d'eau. Des polygones de Thiessen sont utilisés pour calculer la largeur moyenne à intervalles réguliers (50 m dans le cadre de ce projet). Des interpolations linéaires sont réalisées pour obtenir une donnée de largeur de plein bord pour chaque pixel le long du chemin de parcours de l'eau (*flow accumulation*).

Les débits de plein bord calculés pour les deux stations de jaugeage Boyer (96,7m³/s) et Boyer Sud (30,8 m³/s), comme indiqué dans la section 4, ont été utilisées pour développer une équation de géométrie en tenant compte des superficies drainées à ces deux stations (195 km² à la station Boyer et 61 km² à la station Boyer Sud). L'équation obtenue est la suivante :

$$Q = 0.605 A^{0.9617}$$

où Q est le débit de plein bord pour un point donné (en m³/s) et A est la superficie drainée à ce point (en km²).

5.2.3 Cartographie de l'espace de liberté

Le concept d'espace de liberté des cours d'eau au Québec est basé sur la science de l'hydrogéomorphologie, qui étudie la dynamique naturelle des rivières. C'est un concept développé par Biron et al. (2013a; 2014) qui le définissent comme suit :

« L'espace de liberté des cours d'eau est un cadre de gestion intégrée qui se base sur l'hydrogéomorphologie des rivières. [...] L'espace de liberté vise à identifier les espaces d'inondabilité et de mobilité du cours d'eau et à le laisser évoluer dans ces espaces plutôt que de le contraindre à évoluer dans un corridor fluvial façonné par les interventions anthropiques. »

Bien que le terme « Espace de liberté » ait originellement été employé par Piégay et al. (2005) pour désigner l'espace de mobilité des rivières, c'est-à-dire la portion du territoire à l'intérieur duquel le chenal de la rivière peut potentiellement se déplacer, ce terme est utilisé au Québec pour désigner non seulement l'espace de mobilité, mais également l'espace d'inondabilité (portion du territoire potentiellement inondé par les crues de la rivière), ainsi que les milieux humides riverains.

Approche générale :

La méthode de cartographie de l'espace de liberté comporte deux étapes :

1. une évaluation des espaces d'inondabilité et de mobilité. Ce travail, auquel s'ajoute la cartographie des milieux humides, permet de produire une carte des aléas fluviaux;
2. une combinaison des différents éléments de la carte des aléas fluviaux pour produire une carte simplifiée de l'espace de liberté.

La Figure 5.2 illustre les deux cartes résultantes pour une même zone.

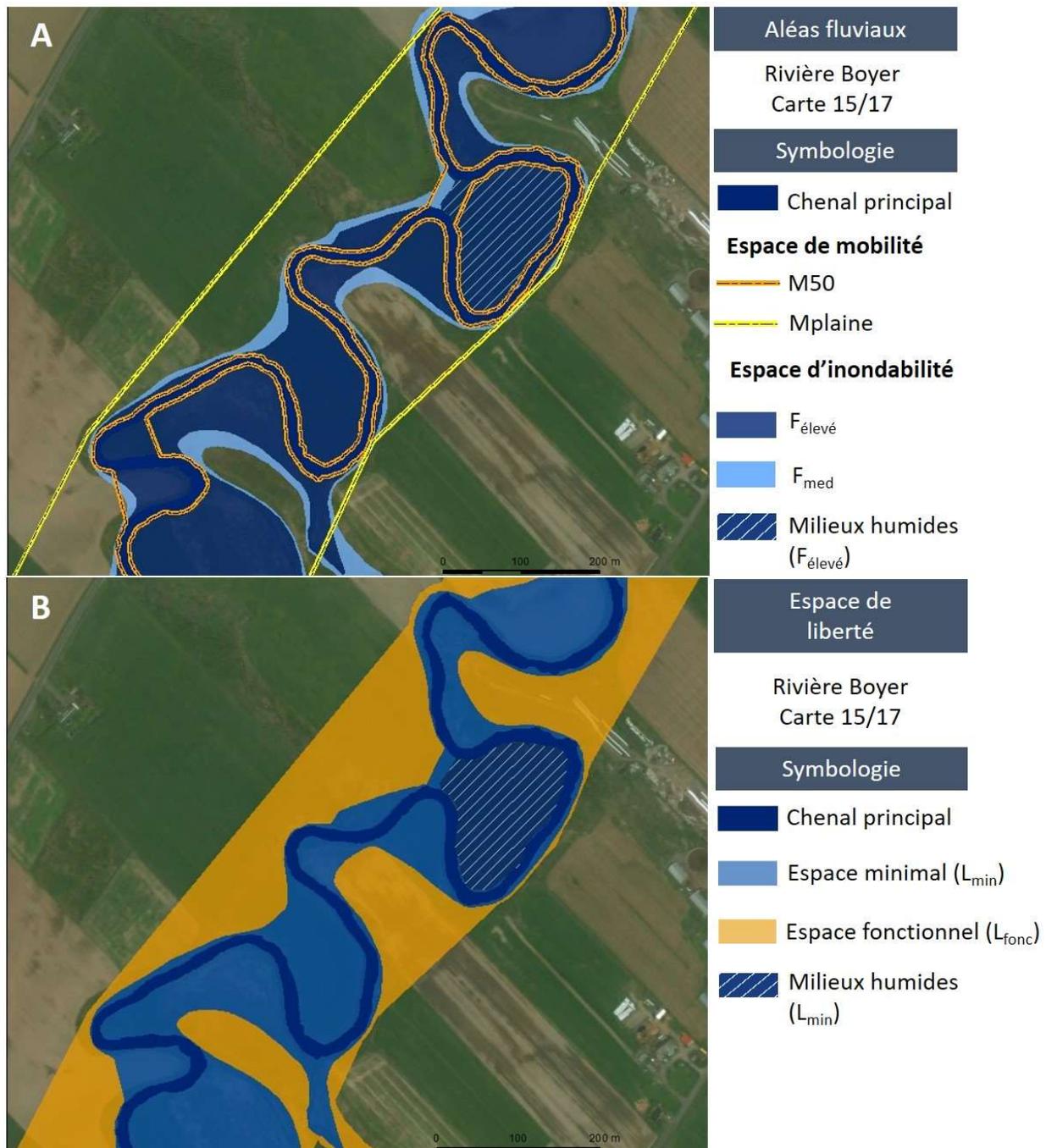


Figure 5.2 : Exemple de cartes produites : A) aléas fluviaux; B) espace de liberté

Comme présenté à la Figure 5.2, deux niveaux de mobilité sont déterminés et cartographiés :

1. M₅₀ : il s'agit de l'espace possiblement occupé par le chenal de la rivière dans les 50 prochaines années. La migration latérale des méandres, par érosion des berges, est le principal processus menant au déplacement du chenal dans le temps. Les risques d'avulsion, c'est-à-dire de changement soudain de position du lit de la rivière, sont

également considérés. Il est à noter que la cartographie produite considère l'emplacement probable du chenal de la rivière en l'absence d'intervention humaine. Les ouvrages de stabilisation des berges, existants ou à venir, peuvent modifier cet espace.

2. M_{plaine} : il s'agit de l'espace requis pour la conservation de l'ensemble des processus fluviaux dans la plaine alluviale, où la rivière peut potentiellement migrer à long terme (> 100 ans).

En ce qui concerne l'inondabilité, trois niveaux sont définis :

1. $F_{\text{élevé}}$: il s'agit des zones à fort risque d'inondation incluant les milieux humides riverains. Cet espace est parfois associé à la zone de grand courant selon la définition de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI; RLRQ, c. Q-2, r. 35), ce qui correspond à la zone inondable de récurrence 0-20 ans, mais il est important de noter que la cartographie hydrogéomorphologique n'est pas directement associée à une récurrence de crue. La correspondance entre les espaces d'inondabilité et les récurrences de crues est fournie ici à titre indicatif et doit être considérée comme très approximative.
2. F_{med} : il s'agit des zones à risque d'inondation modéré. Cet espace est parfois associé à la zone de faible courant de la PPRLPI, ce qui correspond à la zone inondable de récurrence 20-100 ans, avec encore là des limites liées à l'impossibilité d'associer directement la cartographie hydrogéomorphologique à une récurrence.
3. F_{faible} , ou zone d'inondabilité potentielle : il s'agit des zones pour lesquels le risque d'inondation est faible ou incertain. Ce niveau d'inondabilité n'a pas été cartographié pour la rivière Boyer.

Une fois définis, les espaces d'inondabilité et de mobilité et les milieux humides sont fusionnés pour délimiter l'espace de liberté. Cet espace comporte deux niveaux :

1. L_{min} , espace de liberté minimal : Il s'agit de l'espace minimal pour que les processus hydrogéomorphologiques et écologiques puissent opérer. Cet espace est issu de l'union des espaces M_{50} et $F_{\text{élevé}}$, auquel s'ajoutent les milieux humides riverains.
2. L_{fonc} , espace de liberté fonctionnel : Il s'agit de l'ensemble de l'espace de liberté dans sa définition généralement acceptée, c'est-à-dire le corridor nécessaire au maintien des processus fluviaux essentiels. Cet espace est issu de l'union des espaces M_{plaine} et F_{med} .

Détermination de l'espace M_{plaine} :

La détermination de l'espace M_{plaine} commence par la détermination de tronçons homogènes. Les tronçons homogènes sont des portions de cours d'eau dans lesquelles les conditions d'écoulement sont considérées comme relativement constantes. Les critères listés au tableau 5.1 ont été utilisés sur la rivière Boyer et ses tributaires pour déterminer les tronçons homogènes. En raison de la taille significative du bassin versant à l'étude dans le cadre de ce mandat, les informations pouvant être obtenues par télédétection (comme des changements de pente longitudinale visibles dans des profils du cours d'eau ou des changements de configuration en plan visibles sur des images satellite ou des photographies aériennes) ont été priorisées pour

la délimitation des tronçons homogènes, mais les observations réalisées lors des visites de terrain ont servi à valider et raffiner la délimitation des tronçons homogènes dans les secteurs visités.

Tableau 5.1 : Critères pour le découpage en tronçons homogènes

Critère pour le découpage en tronçon	Source de données
Variations de pente	LiDAR (Biron et al. 2013b)
Confluence avec les tributaires principaux	LiDAR
Changements de configuration en plan du chenal	Photographies aériennes
Changements dans la taille des sédiments du lit et des berges	Observations de terrain
Changements dans la morphologie du cours d'eau (largeur, vitesse de courant, présence de seuils et mouilles, présence de bancs, incision)	Observations de terrain

Une fois les tronçons homogènes établis, l'axe principal des méandres est tracé. Celui-ci suit l'axe de la vallée et passe au milieu des méandres (Figure 5.3). Le corridor de mobilité est ensuite déterminé. Il s'agit d'une bande, centrée sur l'axe principal des méandres, et de largeur suffisante pour englober les boucles de méandres (Figure 5.3) (« *meander belt width* »; Parish Geomorphic, 2004). Cette largeur est déterminée pour chaque tronçon homogène.

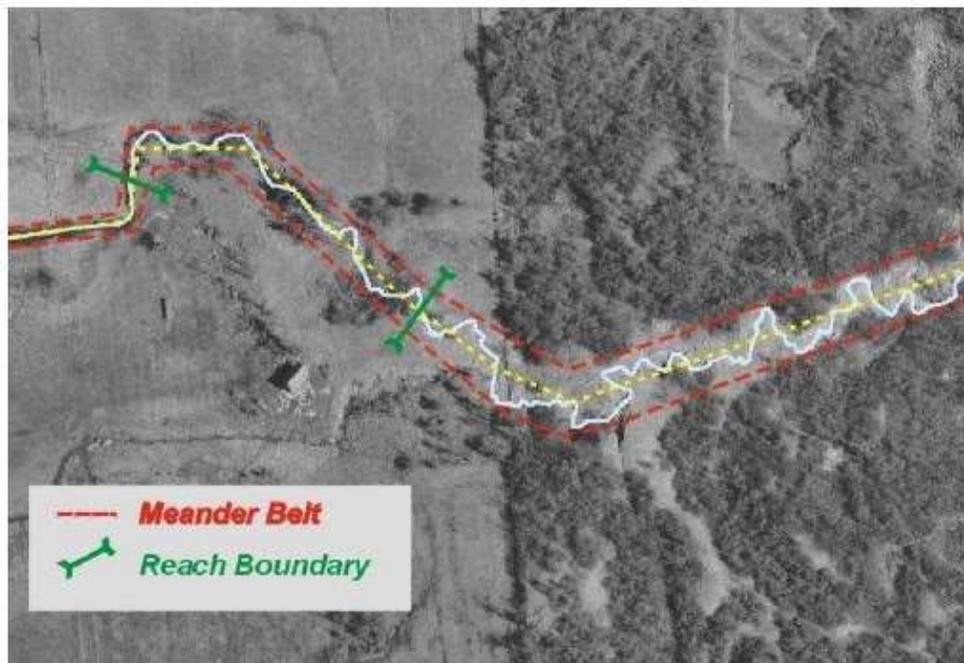


Figure 5.3 : Axe principal des méandres et corridor de mobilité (tiré de Parish Geomorphic, 2004)

Le corridor de mobilité obtenu ainsi correspond à l'espace à l'intérieur duquel les méandres peuvent théoriquement migrer à long terme (ex : >100 années). Toutefois, afin de déterminer l'espace de mobilité, il est nécessaire de déterminer si les sédiments présents dans ce corridor de mobilité théorique peuvent être érodés. Les sédiments situés dans la plaine inondable sont toujours considérés comme érodables. Pour ce qui est des dépôts de sédiments situés dans l'espace de mobilité, mais à l'extérieur de la plaine inondable, des observations de terrain et l'étude des données LiDAR permettent de déterminer s'ils peuvent être érodés. Les dépôts non érodables sont retranchés du corridor de mobilité pour obtenir le résultat final, l'espace de mobilité M_{plaine} .

Il est à noter que ce qui est évalué ici est le confinement naturel de la rivière, et non le confinement résultant d'enrochement et/ou d'infrastructures anthropiques comme des talus de route. Le processus cherche en effet à évaluer la zone de mobilité naturelle de la rivière en dehors des interventions humaines. Dans les faits, les contraintes anthropiques peuvent venir réduire l'espace de mobilité des cours d'eau.

Détermination de l'espace M_{50} :

L'espace M_{50} comprend les éléments suivants:

- les zones qui pourraient être érodées sur les 50 prochaines années si les tendances historiques observées perdurent;
- les zones à risque d'avulsion;
- les zones qui seraient probablement érodées en l'absence d'enrochements et autres structures anthropiques limitant l'érosion;
- les zones à fort dynamisme.

Détermination des zones probables d'érosion sur 50 ans :

Les taux d'érosion des berges sont évalués à partir de photographies aériennes historiques qui doivent être numérisées, géoréférencées, et sur lesquelles la position du chenal est relevée. Dans la section d'étude du bassin versant Boyer, ce travail a été effectué avec les photographies détaillées au Tableau 5.2. La Figure 5.4 montre le résultat de ce travail pour deux sections du bassin versant Boyer.

Tableau 5.2 : Photographies aériennes utilisées

Année(s)	Échelle d'origine	Source	Support d'origine
1960-1964	1 : 15 860	Cartothèque U. Laval, National air photo library (NAPL)	Papier
1994	1 : 15 860	Cartothèque U. Laval	Papier
2015	1 m/pixel	DOQ (Digital Orthophoto Quad), OBV Côte-du-Sud	Numérique

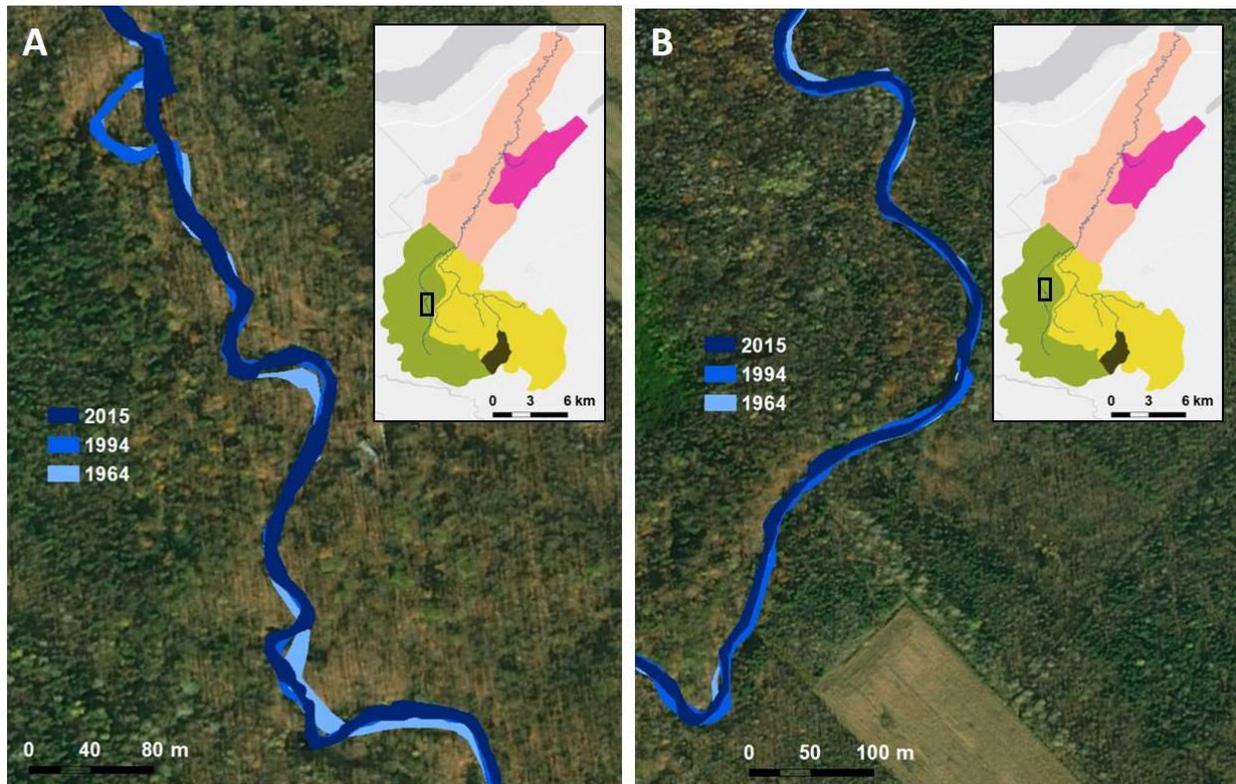


Figure 5.4 : Position du chenal déterminée à partir de différentes photographies aériennes pour deux sections de la rivière Boyer Nord. A) Section dynamique, où l'emplacement du chenal sur les photographies les plus anciennes diverge de manière significative par rapport à son emplacement actuel; B) Section stable, peu de mobilité historique observée

Des transects perpendiculaires aux berges sont tracés à intervalles d'environ 50 m. Des ajustements manuels sont parfois nécessaires dans les zones particulièrement sinueuses pour s'assurer que les transects ne recoupent la berge qu'une seule fois. Les taux de migration sont établis par interpolation linéaire à partir des positions historiques des berges. Par la suite, ces taux de migration sont utilisés pour extrapoler la position des berges sur 50 ans. Seules les extrapolations pour lesquelles l'érosion suit une progression relativement linéaire ($R^2 > 0,5$), et pour lesquelles au moins 5 m (erreur de géoréférencement) de migration latérale est prévu, sont conservées. Dans le cadre de ce mandat, cet exercice a été réalisé indépendamment pour les deux berges, pour maximiser la précision des estimations dans les cas où les taux de migration n'étaient pas les mêmes pour les deux berges à un point donné. Les résultats ont ensuite été combinés dans un seul fichier (Figure 5.5).

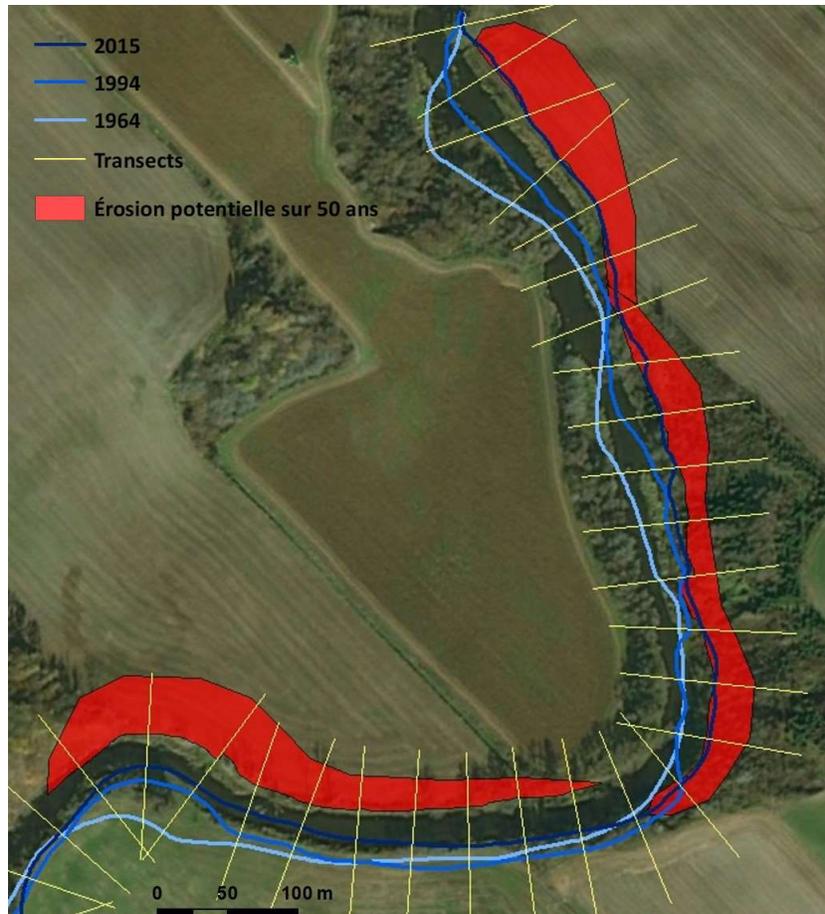


Figure 5.5 : Extrapolation de la migration latérale de la rivière Boyer sur 50 ans, en fonction des taux d'érosion historiques

Détermination des zones probables d'avulsion :

Les zones probables d'avulsion sont déterminées à partir de la position du chenal. Même lorsque les extrapolations réalisées ne prédisent pas l'avulsion complète, le méandre est considéré à risque d'avulsion si la largeur finale de la bande de terre restante à l'intérieur du méandre, après extrapolation de l'érosion sur 50 ans, est inférieure à quatre fois la largeur du chenal (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, la largeur du chenal est identifiée par la lettre « L »).

Il est à noter que l'avulsion d'un méandre vient considérablement modifier l'écoulement aux alentours de la section où se produit l'avulsion. Par conséquent, l'érosion des berges évaluée précédemment en serait fortement modifiée. En particulier, une instabilité plus grande est en général observée autour de l'avulsion (théorique), alors que l'érosion sur la berge externe du méandre coupée s'arrête.

Évaluation de l'érosion « naturelle » dans les tronçons stabilisés :

Le but de l'exercice de cartographie de l'espace de liberté est d'évaluer les aléas fluviaux naturels, c'est-à-dire en absence d'intervention humaine. L'érosion historique observée peut cependant être inférieure à l'érosion qui aurait eu lieu naturellement en raison d'enrochement la limitant. Pour cette raison, les zones d'enrochement ont été répertoriées lors de visites de terrain en juillet 2019. L'hypothèse est ensuite posée que si un enrochement a été installé à cet endroit, il s'agit d'un secteur où une érosion sévère avait lieu. Le 90^e centile des taux d'érosion linéaire mesurés précédemment, pour l'ensemble des mesures faites sur le tronçon homogène, est alors extrapolé linéairement sur 50 ans pour évaluer l'érosion naturelle dans le secteur stabilisé (Figure 5.6).

Les zones d'enrochement ont été répertoriées dans les tronçons de reconnaissance lors des visites de terrain réalisées en mai et juin 2019 dans le bassin versant de la rivière Boyer.

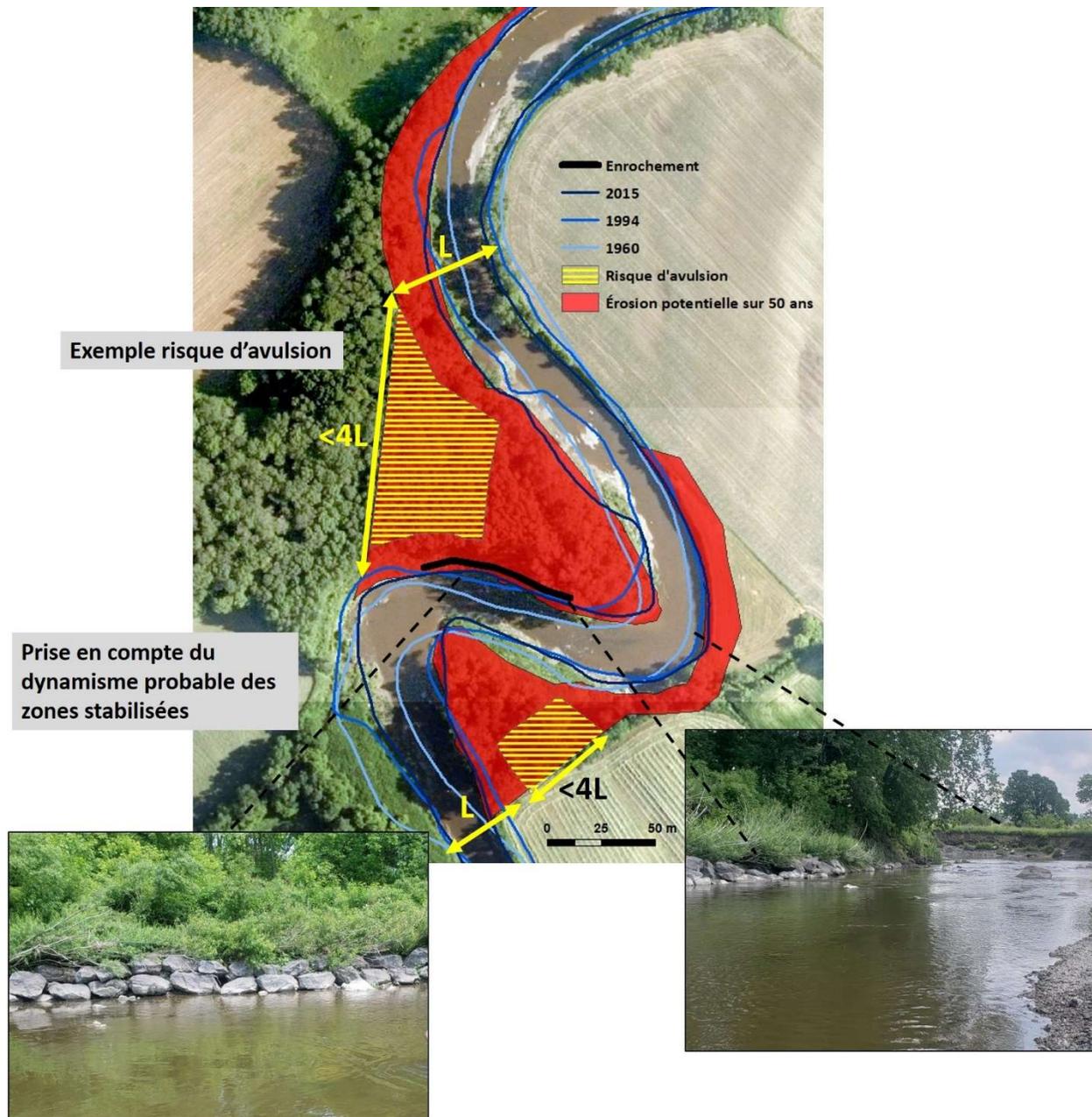


Figure 5.6 : Exemple de méandre à risque d'avulsion sur la rivière Boyer (près de l'embouchure). Bien qu'un enrochement de berge soit présent, le risque d'avulsion est évalué en tenant compte de l'érosion naturelle probable (sans modifications ou structures anthropiques)

Identification des zones à fort dynamisme :

Cette procédure de la méthodologie de cartographie de l'espace de liberté permet d'identifier les tronçons homogènes pour lesquels le dynamisme de la rivière, et donc l'érosion des berges, est trop intense pour que les techniques décrites précédemment puissent être appliquées. Dans ce cas, l'ensemble de l'espace M_{plaine} est alors considéré comme à risque d'érosion à court terme et

est reclassé en M_{50} . L'identification de ces tronçons est effectuée en calculant le taux de renouvellement de l'espace M_{plaine} . Le taux de renouvellement correspond à une mesure du temps nécessaire à la rivière pour éroder l'ensemble de l'espace M_{plaine} . Aucun tronçon n'a été jugé assez dynamique dans le cas du Boyer et ses tributaires donc les taux de renouvellement n'ont pas été calculés.

Détermination de l'espace d'inondabilité :

Des outils semi-automatisés de cartographie de l'espace d'inondabilité ont récemment été mis au point (Massé et al., 2020) afin d'associer les espaces $F_{\text{élevé}}$ et F_{med} à des hauteurs d'eau fixes au-dessus du niveau plein bord. Des hauteurs d'eau de 1 m et 2.5 m sont respectivement utilisées pour l'évaluation de $F_{\text{élevé}}$ et F_{med} . Comme mentionné précédemment, ces niveaux peuvent être très approximativement associés à des débits de récurrences de 20 et 100 ans, mais l'approche hydrogéomorphologique n'est pas directement liée à des récurrences spécifiques, contrairement à l'approche hydraulique.

Le niveau plein bord est obtenu aux 1 m le long du parcours de l'eau et les différents espaces d'inondabilité sont évalués à partir du MNE, à l'aide des outils SIG développés dans le laboratoire de gestion des rivières de l'Université Concordia. Il est à noter que cette estimation semi-automatisée des espaces d'inondabilité comporte certaines limites. Par exemple, la largeur plein bord est souvent surestimée pour les petits cours d'eau linéarisés (largeur inférieure à 5 m), puisque la géométrie de ces cours d'eau a été modifiée par des interventions anthropiques. De plus, l'outil permettant d'établir l'étendue des zones d'inondation a tendance à surestimer les superficies inondées dans les secteurs caractérisés par une transition rapide d'une pente forte à une pente plus faible, comme dans le cas du passage du secteur appalachien au secteur des basses terres, et aux confluences avec des tributaires dont la pente est faible.

Afin de résoudre le phénomène de surestimation de la largeur de plein bord dans les petits cours d'eau agricoles linéarisés, une méthode alternative a été développée suivant laquelle le débit de plein bord a d'abord été estimé en utilisant les équations mentionnées précédemment, puis la hauteur d'écoulement et la largeur de plein bord ont été estimées à l'aide de la formule de Manning :

$$Q = \frac{1}{n} * A * R^{\frac{2}{3}} * S^{\frac{1}{2}}$$

où Q est le débit (ici le débit de plein bord, en m^3/s), n est le coefficient de rugosité de Manning (sans unités), A est l'aire de la section d'écoulement (en m^2), R est le rayon hydraulique (en m) et S est la pente d'énergie du cours d'eau (considérée équivalente à la surface de l'eau dans ce cas (en m/m)).

Les fichiers SIG pour les milieux humides riverains ont été fournis par Canards Illimités Canada. Les milieux humides riverains ont été inclus dans l'espace d'inondabilité $F_{\text{élevé}}$.

5.2.4 Évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion

Alors que l'espace de mobilité présenté ci-dessus permet de délimiter, à partir des taux de migration historiques, le corridor de migration future des cours d'eau relativement naturels, la détermination de l'espace de mobilité est compliquée par la présence de structures anthropiques, les modifications anthropiques directement dans les cours d'eau.

Dans le cas du bassin versant de la rivière Boyer, de nombreux petits cours d'eau ont été linéarisés avant la prise des plus anciennes photographies aériennes disponibles et ont fait l'objet d'entretien depuis, ce qui empêche l'évaluation du potentiel de migration naturelle de ces cours d'eau. Comme ces derniers peuvent tout de même être vulnérables à l'érosion, une méthode alternative a été développée pour évaluer la vulnérabilité des tronçons à l'érosion de berges. Cette classification, résumée à la Figure 5.7, est basée sur trois critères. Le premier de ces critères est la puissance spécifique, ou plus spécifiquement la comparaison de la puissance spécifique moyenne d'un tronçon avec le seuil de 35 W/m^2 , établi à partir des travaux de Brookes (1987) sur des cours d'eau à lit de sable, et au-delà duquel les cours d'eau sont considérés plus susceptibles d'éroder leurs berges et leur lit. Le second critère est l'observation d'indices d'érosion ou de migration historique sur plus de 50 % du tronçon. Le troisième critère est la pente des berges, mesurée à au moins trois emplacements dans le tronçon étudié. Des seuils de 2H:1V et 1H:1V sont utilisés pour classer les tronçons.

Comme l'illustre la figure 5.7, la classification utilisée utilise cinq classes de vulnérabilité, déterminées en fonction de l'évaluation de chaque critère et de la combinaison de ces critères. Les cinq classes de vulnérabilité sont détaillées ci-dessous.

Très faible : les tronçons dont la vulnérabilité à l'érosion est considérée très faible sont caractérisés par une puissance spécifique faible (moyenne inférieure à 35 W/m^2), ainsi que par la rareté ou l'absence d'indices de migration historique ou d'érosion en cours. Dans ces conditions de faible vulnérabilité, la pente des berges n'est pas prise en compte.

Faible : la vulnérabilité d'un tronçon à l'érosion peut être jugée faible dans deux cas de Figure 5.7. Dans le premier cas, le tronçon possède une puissance spécifique moyenne inférieure à 35 W/m^2 (et donc une faible énergie), mais présente certains indices d'érosion ou de migration historique. Dans le deuxième cas, le tronçon possède une puissance spécifique plus élevée (moyenne entre 35 W/m^2 et 150 W/m^2), mais aucun indice d'érosion n'y est décelable, par exemple en raison de contrôles géologiques (présence de roc, de terrasses non érodables, ou incision du lit dans des dépôts non érodables). Dans les deux cas, la pente des berges est faible (inférieure ou égale à 2H:1V).

Moyenne: trois types de situation peuvent mener à une vulnérabilité moyenne à l'érosion. Le premier concerne des tronçons avec faible puissance spécifique (moyenne inférieure ou égale à 35 W/m^2), présence d'indices d'érosion ou de migration historique et pentes de berges entre 2H:1V et 1H:1V. Le deuxième s'applique aux tronçons avec une puissance spécifique modérée (moyenne entre 35 W/m^2 et 150 W/m^2) et des pentes de berges supérieures à 2H:1V, mais avec absence d'indices d'érosion ou de migration historique. Enfin, le troisième englobe les tronçons avec une puissance spécifique modérée (moyenne entre 35 W/m^2 et 150 W/m^2) et présence

d'indices d'érosion ou de migration historique, mais de faibles pentes de berges ($\leq 2H:1V$). Les tronçons à vulnérabilité moyenne présentent certains facteurs de risque d'érosion des berges, qui sont limités par des facteurs tels qu'une faible énergie, la présence de berges faiblement érodables ou des pentes de berges plus faibles.

Élevée : la vulnérabilité peut être classifiée comme élevée dans des tronçons avec une puissance spécifique modérée (moyenne entre 35 W/m^2 et 150 W/m^2), présence d'indices d'érosion (historique ou en cours) et des pentes de berges entre $2H:1V$ et $1H:1V$, ou encore dans des tronçons dont la puissance spécifique est élevée ($> 150 \text{ W/m}^2$), mais qui ne présentent pas d'indices d'érosion et dont les pentes de berges sont faibles ($\leq 2H:1V$). En raison de leur énergie élevée et/ou de leur vulnérabilité, ces tronçons devraient faire l'objet d'un suivi, particulièrement s'ils sont situés à proximité d'infrastructures publiques ou privées, ou si des aléas fluviaux comme des avulsions potentielles (voir « cartes aléas fluviaux », document accompagné) ont été identifiés dans ces tronçons.

Très élevée : quatre scénarios peuvent mener à la classification de la vulnérabilité à l'érosion d'un tronçon comme étant très élevée. Premièrement, une puissance spécifique faible (moyenne inférieure à 35 W/m^2), mais la présence d'indices d'érosion ou de migration historique et des pentes de berges élevées ($\geq 1H:1V$). Il est à noter que ce premier scénario s'adapte quelque peu aux conditions observées à l'embouchure de la rivière Boyer où l'érosion massive et les berges abruptes indiquent une très grande vulnérabilité malgré une faible puissance spécifique. En effet, d'autres processus d'érosion tels que les glissements de terrain liés au ruissellement souterrain au-dessus de l'unité d'argile peuvent contribuer mais ne seraient pas pris en compte dans notre évaluation de la puissance spécifique. Deuxièmement, une puissance spécifique modérée (moyenne entre 35 W/m^2 et 150 W/m^2), la présence d'indices d'érosion ou de migration historique et des pentes de berges élevées ($\geq 1H:1V$). Troisièmement, une absence d'indices d'érosion ou de migration historique, mais une puissance spécifique élevée (moyenne supérieure à 150 W/m^2) et des pentes de berge supérieures à $2H:1V$. Ce troisième scénario représente finalement des conditions qui seraient normalement observées dans un tronçon non alluvial, auquel cas la vulnérabilité à l'érosion des berges serait beaucoup plus faible. Cependant, comme nous n'avons pas été en mesure de valider tous les tronçons non alluviaux, conformément au principe de précaution, nous conservons la classification comme très élevée afin de pousser plus loin la recherche. Enfin, une puissance spécifique élevée et des indices d'érosion ou de migration historique, indépendamment de la pente des berges. Les tronçons dont la vulnérabilité à l'érosion est considérée très élevée devraient faire l'objet d'un suivi en raison du potentiel d'instabilité des berges qui les caractérise.

Il est à noter que la mobilité des cours d'eau peut être limitée par des éléments comme la présence de contrôles géologiques (présence de roc, etc.), qui peuvent être difficiles à identifier uniquement à partir de données de télédétection. Par conséquent, la vulnérabilité estimée pour certains tronçons pourrait être revue à la baisse à la suite de validations de terrain. Par ailleurs, il est important de rappeler que cette classification considère uniquement des processus d'érosion, et qu'elle ne prend pas en compte d'autres aléas fluviaux comme les risques d'inondation (identifiés dans les cartes des aléas fluviaux détaillées pour la zone d'étude). Enfin, la classification présentée ci-dessus vise à faciliter l'identification des secteurs plus vulnérables

à l'érosion de berges, et la priorisation d'emplacements où une analyse ou un suivi plus approfondi pourraient être requis. Elle ne fournit en aucun cas la délimitation des secteurs où des interventions devraient être réalisées, ce type de décision devant s'appuyer sur des analyses plus poussées.

Indices			Vulnérabilité
Puissance spécifique (W/m ²)	Preuve d'érosion ou migration historique > 50% des berges	Pente maximale du talus érodable > 3 observations	
Conditions ≤ 35	X		Très faible
	✓	≤ 2:1 > 2:1 – < 1:1 ≥ 1:1	Faible
> 35 – < 150	X	≤ 2:1 > 2:1	Moyenne
	✓	≤ 2:1 > 2:1 – < 1:1 ≥ 1:1	Élevée
≥ 150	X	≤ 2:1 > 2:1	Très élevée
	✓		Très élevée

Figure 5.7 : Grille de classification de la vulnérabilité des tronçons à l'érosion de berges

5.3 Résultats

5.3.1 Profil en long et puissance spécifique

La **Figure 5.8** présente un profil en long de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires qui illustre que les pentes longitudinales sont très variables dans le bassin versant. Les pentes calculées varient entre 0,2 % pour la rivière Boyer (entre la confluence des rivières Boyer Nord et Boyer Sud et l'embouchure de la rivière dans le fleuve Saint-Laurent) et 1,2 % pour le ruisseau du Portage. Les pentes calculées pour la rivière Boyer Nord et la rivière Boyer Sud sont respectivement de 0,5 % et 0,9 %. Quant à elle, malgré qu'elle soit située à l'extrémité amont du bassin versant, la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin) a une pente intermédiaire entre ces deux valeurs, soit 0,7 %.

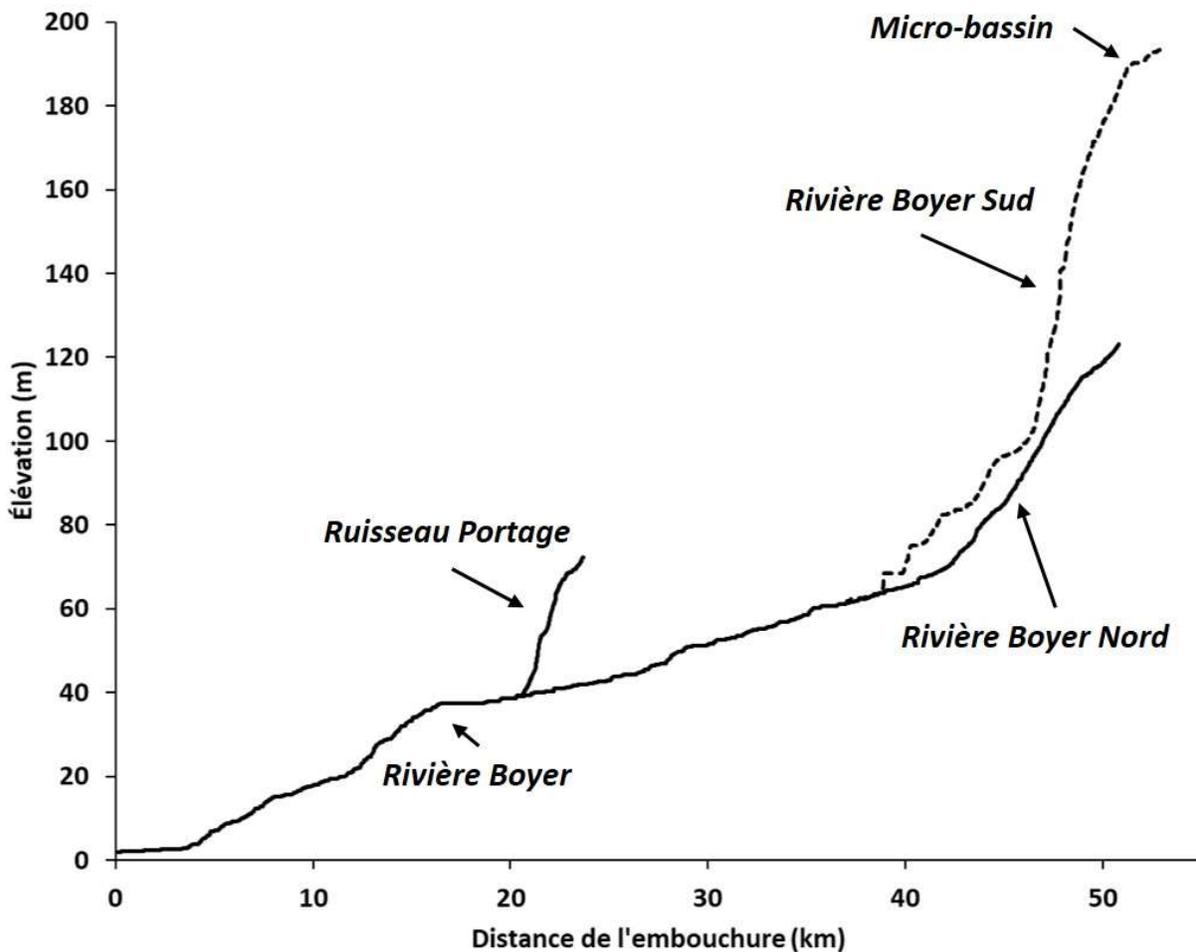


Figure 5.8 : Profil en long de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires

La topographie du bassin versant de la rivière Boyer et les puissances spécifiques calculées pour la rivière Boyer et ses principaux tributaires sont présentées à la **Figure 5.9**. Comme le montre

la **Figure 5.10**, les puissances spécifiques moyennes calculées pour la rivière Boyer et ses principaux tributaires sont supérieures au seuil de 35 W/m^2 mentionné précédemment. De fortes variations de la puissance spécifique sont toutefois observées dans les rivières Boyer, Boyer Nord, Boyer Sud et ruisseau Portage. Ainsi, certains tronçons présentent des puissances spécifiques inférieures au seuil de 35 W/m^2 , alors que la puissance spécifique peut dépasser 200 W/m^2 dans d'autres tronçons.

Comme le montre la **Figure 5.11**, la section aval de la rivière Boyer constitue un bon exemple de cette variabilité. Alors qu'à l'embouchure de la rivière, dans le secteur de la frayère désertée, la faible pente et la largeur significative de la rivière résultent en de faibles puissances spécifiques ($< 35 \text{ W/m}^2$), la puissance spécifique de la rivière est beaucoup plus élevée en amont de l'autoroute 20 où il y a des contrôles géologiques (présence de roc) ou des modifications anthropiques de la morphologie du cours d'eau (ex. : à proximité d'un terrain de golf).

Les puissances spécifiques calculées sont aussi élevées dans plusieurs sections du tronçon de reconnaissance situé dans la rivière Boyer Sud (**Figure 5.12**). Ces puissances spécifiques élevées semblent reliées à une linéarisation de certaines sections du chenal, ainsi qu'à une série de contrôles géologiques générant une cascade à environ 2400 m à l'amont de l'extrémité aval du tronçon, et une série de rapides plus en amont. Dans ces secteurs, les variations de la pente longitudinale du cours d'eau se reflètent directement dans les puissances spécifiques calculées.

Dans la rivière Boyer Nord, une grande partie du cours d'eau présente des puissances spécifiques supérieures à 35 W/m^2 , fréquemment en lien avec des tronçons linéarisés (**Figure 5.13**). Les puissances spécifiques calculées sont moins élevées dans la partie aval de la rivière Boyer Nord, à proximité de la confluence avec la rivière Boyer Sud.

Les puissances spécifiques calculées sont très élevées dans certains plus petits tributaires comme le ruisseau du Portage (**Figure 5.14**). Dans ce dernier cas, les fortes pentes et la linéarisation quasi-complète du cours d'eau expliquent que les puissances spécifiques calculées dépassent 35 W/m^2 presque partout. En revanche, comme le montre la **Figure 5.15**, les puissances spécifiques calculées sont inférieures à 35 W/m^2 dans la partie amont de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin), en dépit de la linéarisation du cours d'eau. Cette situation semble attribuable aux faibles pentes et aux faibles débits observés dans ce secteur, qui est d'ailleurs classifié comme milieu humide. La puissance spécifique du cours d'eau augmente toutefois vers l'aval et l'embouchure du cours d'eau dans la rivière Boyer Sud.

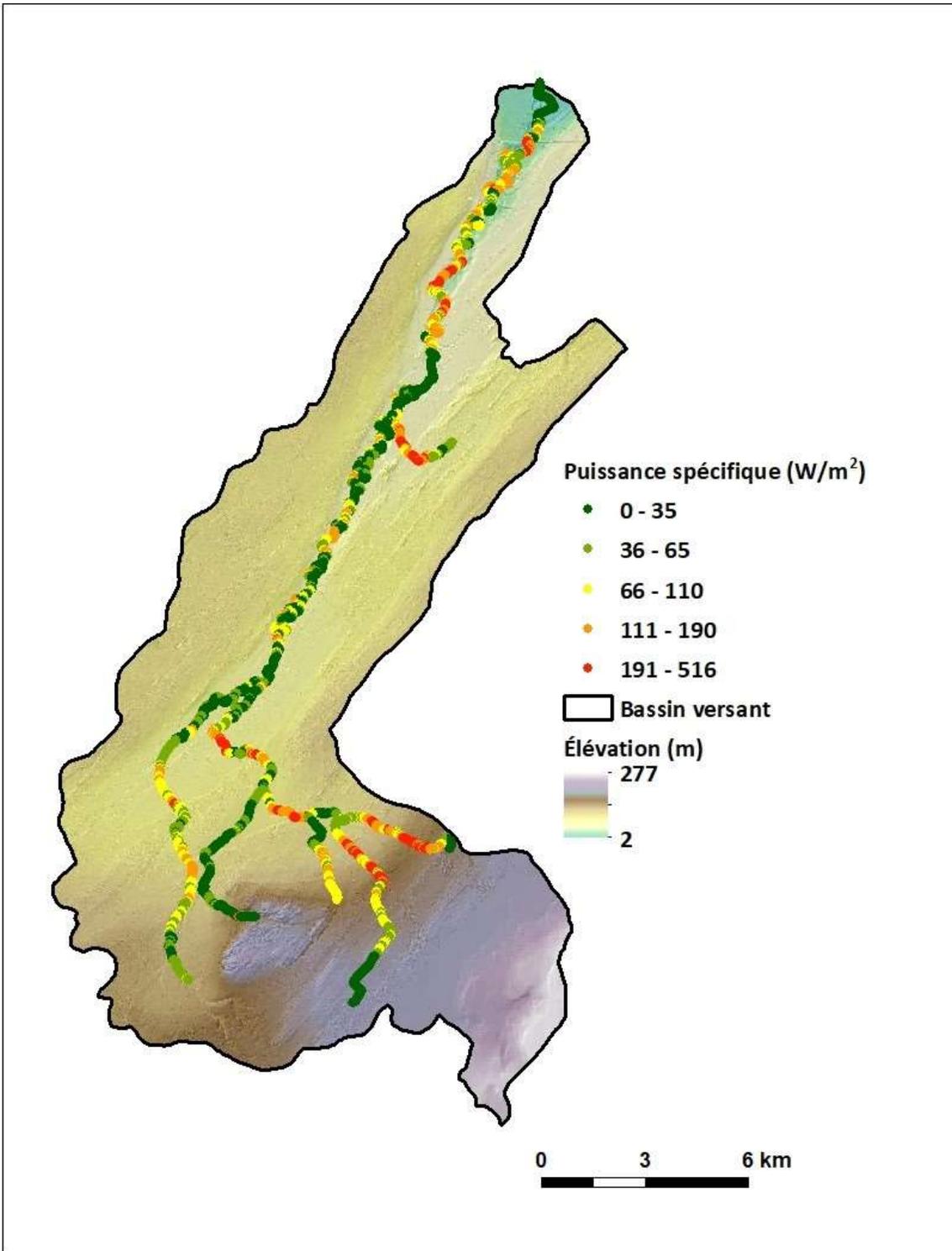


Figure 5.9 : Topographie du bassin versant et puissance spécifique de la rivière Boyer et de ses principaux tributaires

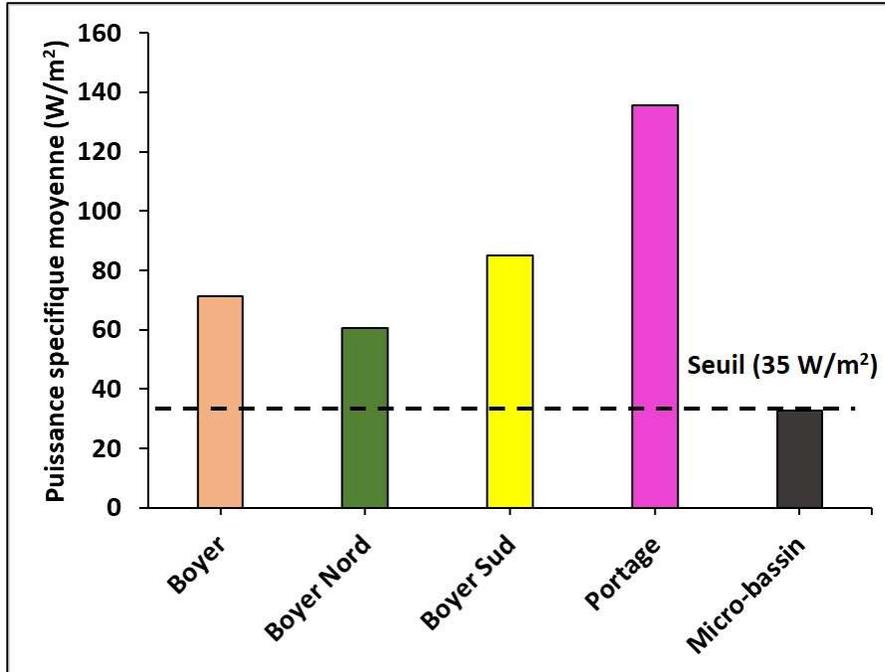


Figure 5.10: Puissance spécifique moyenne calculée pour la rivière Boyer et ses principaux tributaires

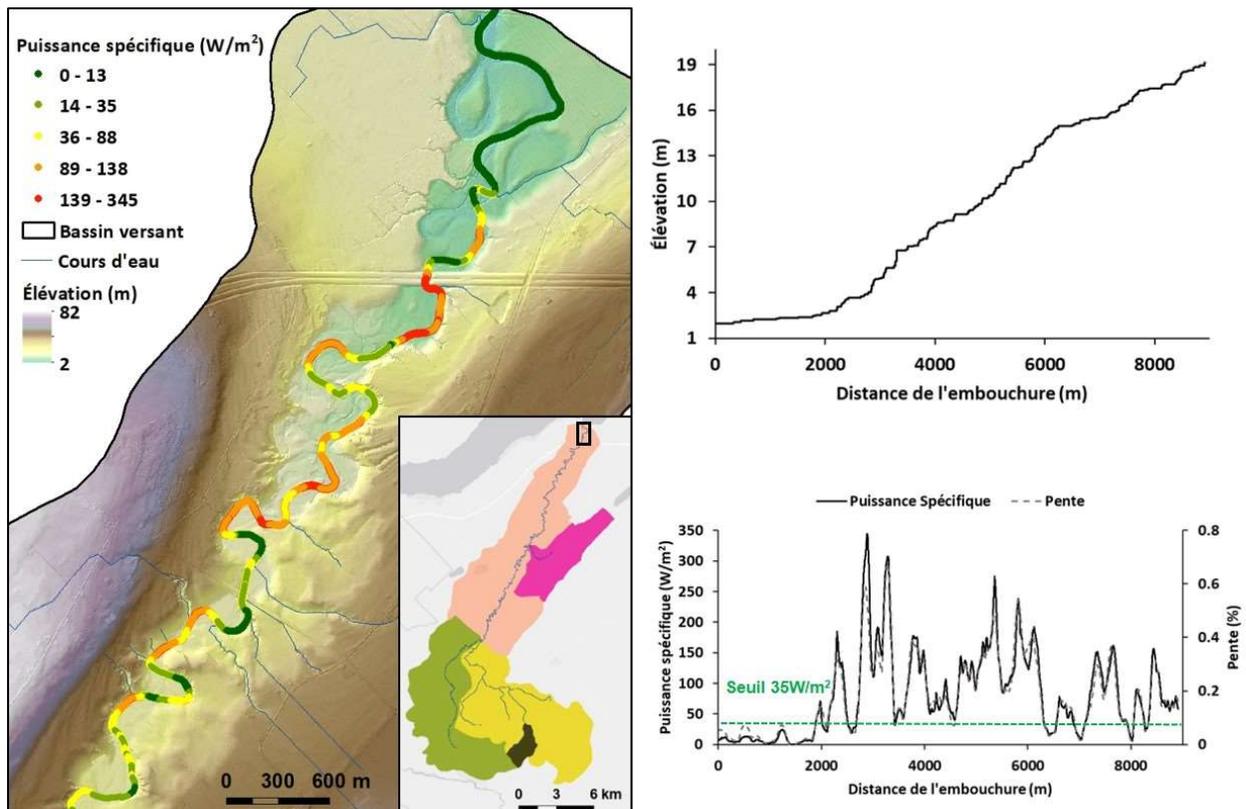


Figure 5.11 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente de la rivière Boyer (entre la confluence des rivière Boyer Nord et Boyer Sud et son embouchure)

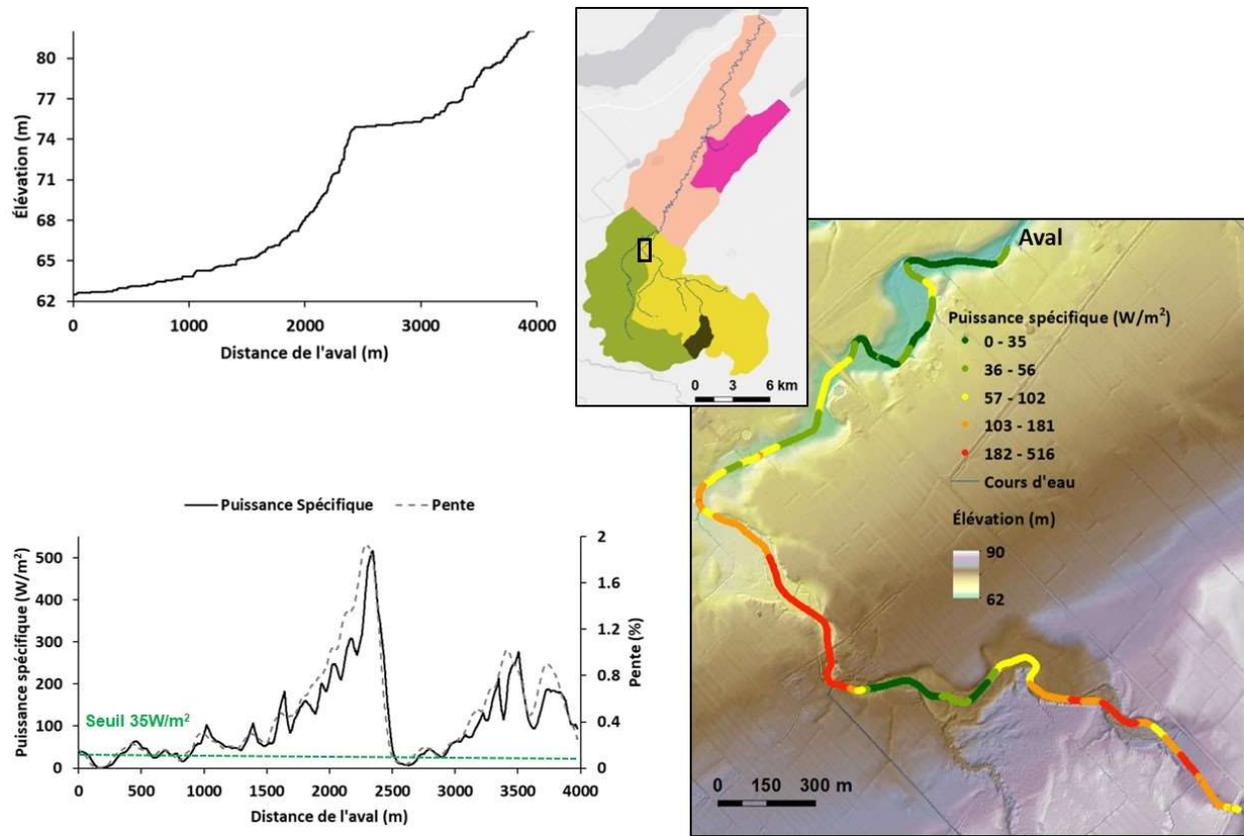


Figure 5.12 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du tronçon de reconnaissance Boyer Sud (aval)

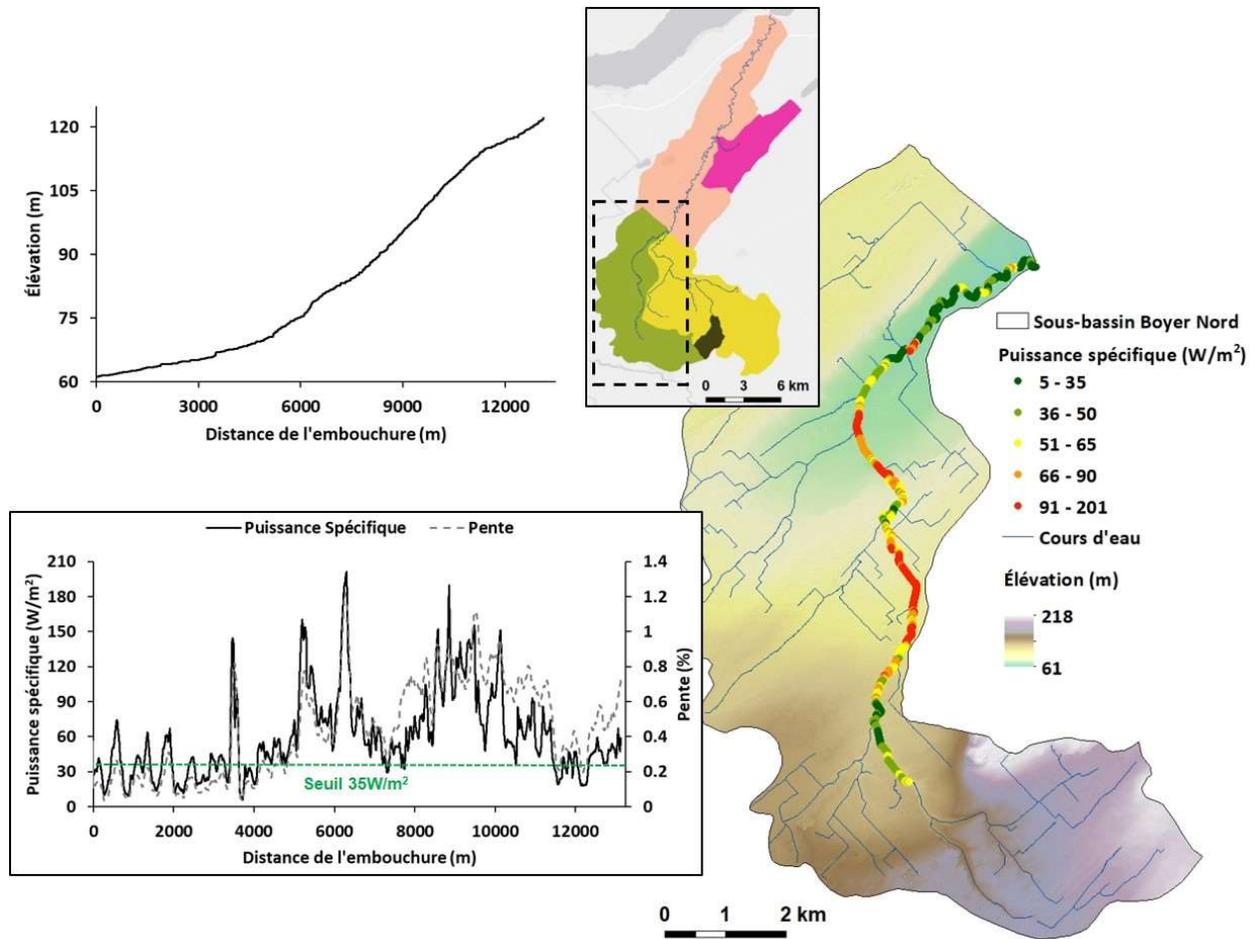


Figure 5.13 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du sous-bassin Boyer Nord

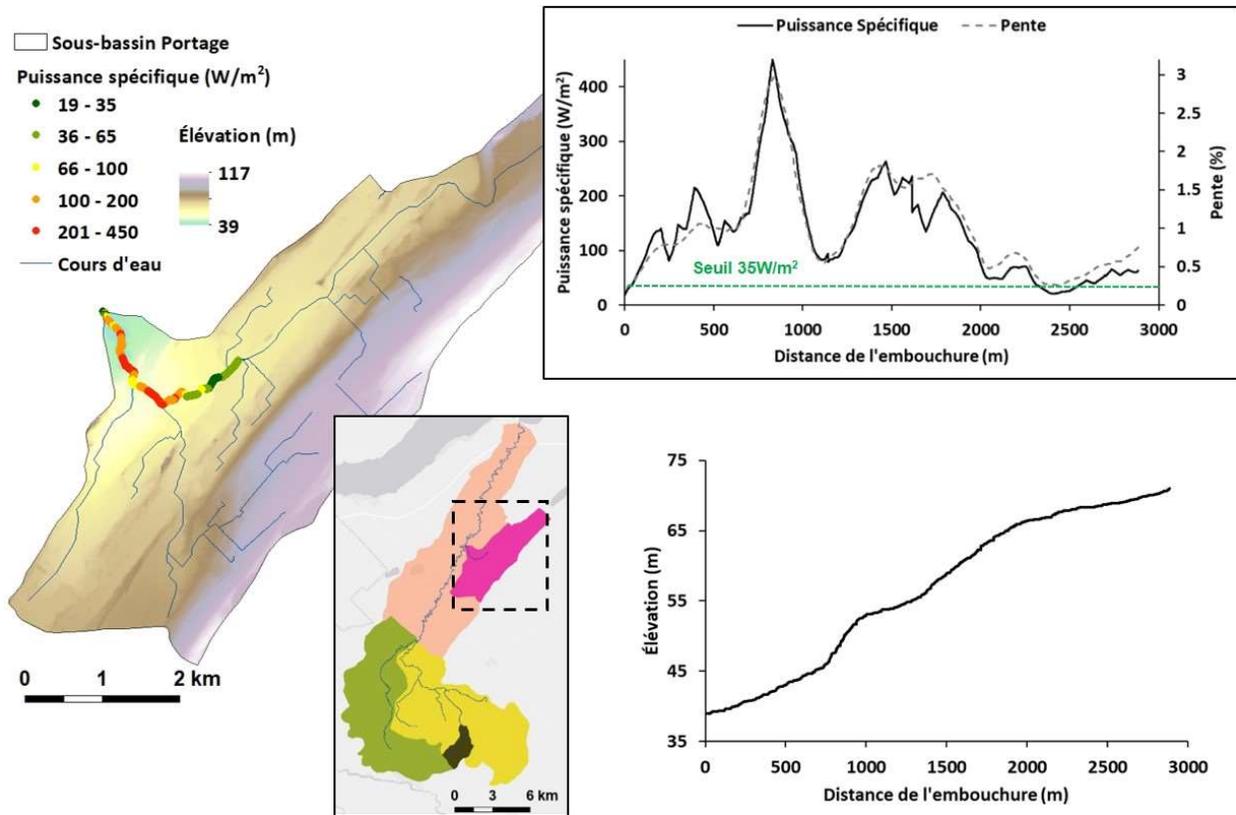


Figure 5.14 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente du sous-bassin Ruisseau Portage

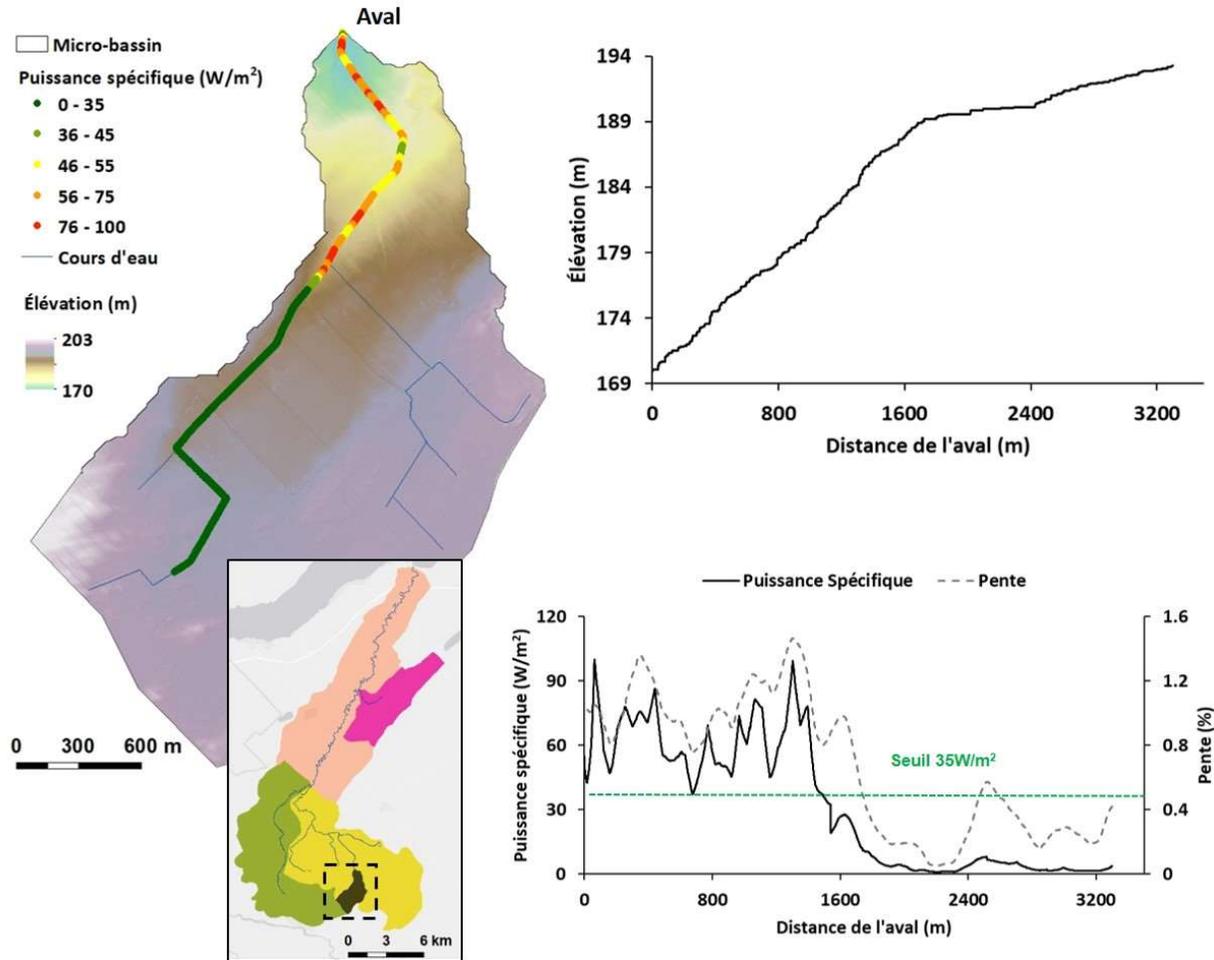


Figure 5.15 : Topographie, puissance spécifique, profil en long et pente de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin)

5.3.2 Délimitation des tronçons homogènes et description des tronçons de reconnaissance

Un total de 32 tronçons homogènes (TH) ont été identifiés dans la rivière Boyer et ses principaux tributaires. Ces tronçons homogènes sont présentés à la **Figure 5.16**. Comme mentionné précédemment, cette délimitation s'appuyait principalement sur des données de télédétection, mais les visites de terrain ont permis de la valider et de la raffiner pour les secteurs visités.

La Figure 5.17 illustre les principaux résultats des travaux de reconnaissance effectués dans la rivière Boyer, à proximité de son embouchure, qui correspond au tronçon homogène TH 5. En général, les berges sont hautes dans ce tronçon (jusqu'à 10 m dans certains méandres) et les pentes de berges extérieures des méandres sont supérieures à 1H:1V. Des indices d'érosion sont visibles dans les berges extérieures de plusieurs méandres bordés par des champs agricoles dans lesquels la bande riveraine est limitée ou inexistante. La présence d'une unité d'argile à la base des berges, observée à plusieurs emplacements dans ce tronçons (Figure 5.17 B), confirme l'incision rapportée par Dionne (1985). Des bancs d'accumulation, constitués de sédiments dont la granulométrie varie entre des graviers et des cailloux, sont présents dans tout le tronçon; ces

bancs présentent un degré de colmatage croissant vers l'aval. Comme l'illustre la Figure 5.6, une section enrochée observée dans ce tronçon pourrait empêcher l'avulsion d'un méandre.

Les travaux de reconnaissance effectués dans la rivière Boyer Sud (TR 5-8) ont révélé une diversité morphologique significative dans ce secteur, particulièrement dans la section boisée située en amont, où des contrôles géologiques résultent, de l'amont vers l'aval, en une succession de rapides, une zone de refoulement (Figure 5.18 C) et une cascade (Figure 5.18 B). Dans la partie aval du tronçon de reconnaissance, la rivière comporte de nombreuses sections linéarisées, ainsi que certaines sections enrochées. Comme l'illustre la figure 5.18, des indices d'érosion de berges ont été notés à plusieurs endroits dans ce tronçon de reconnaissance, dont certaines sections linéarisées et certaines sections naturelles non contrôlées par le roc. L'érosion y paraît toutefois moins sévère qu'à l'embouchure de la rivière Boyer. Aucun banc d'accumulation n'a été observé dans ce tronçon, dans lequel les sédiments sont grossiers (gravier à blocs, avec prédominance de cailloux).

Une situation analogue a été observée dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer Nord (TR 2-3), soit une section agricole linéarisée en aval et une section boisée et plus sinueuse en amont (Figure 5.19). Des indices d'érosion ont été observés tant en aval (Figure 5.19 A) qu'en amont dans les berges extérieures des méandres (Figure 5.19 B). La section amont comportait de nombreux petits bancs d'accumulation de méandres constitués de gravier et de cailloux, ainsi que, à la limite avec la section agricole en aval, un rapide contrôlé par le roc (Figure 5.19 B). Aucune structure de stabilisation de berge n'a été observée dans ce tronçon.

Dans le micro-bassin, la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (TR 1-3) a été linéarisée avant la prise des plus anciennes photographies aériennes disponibles pour le secteur, soit 1964, mais présente peu d'indices d'érosion de berges (Figure 5.20). La présence de roc dans certains secteurs (le chenal linéarisé semble d'ailleurs avoir été excavé dans le roc par endroit) et les faibles pentes, puissances spécifiques observées dans la partie amont du cours d'eau suggèrent que le potentiel de migration de ce cours d'eau est faible. Ce tronçon est aussi caractérisé par une faible diversité de la morphologie du cours d'eau et des conditions d'écoulement. Des débris ligneux générant une certaine diversité locale ont toutefois été observés dans la partie boisée du tronçon (Figure 5.20 B). Les sédiments observés étaient plus grossiers vers l'aval (gravier et cailloux) et plus fins en amont. Les indices de « siltation » étaient aussi plus fréquents dans la partie amont du bassin versant, où les vitesses et les profondeurs d'écoulement étaient très bas.

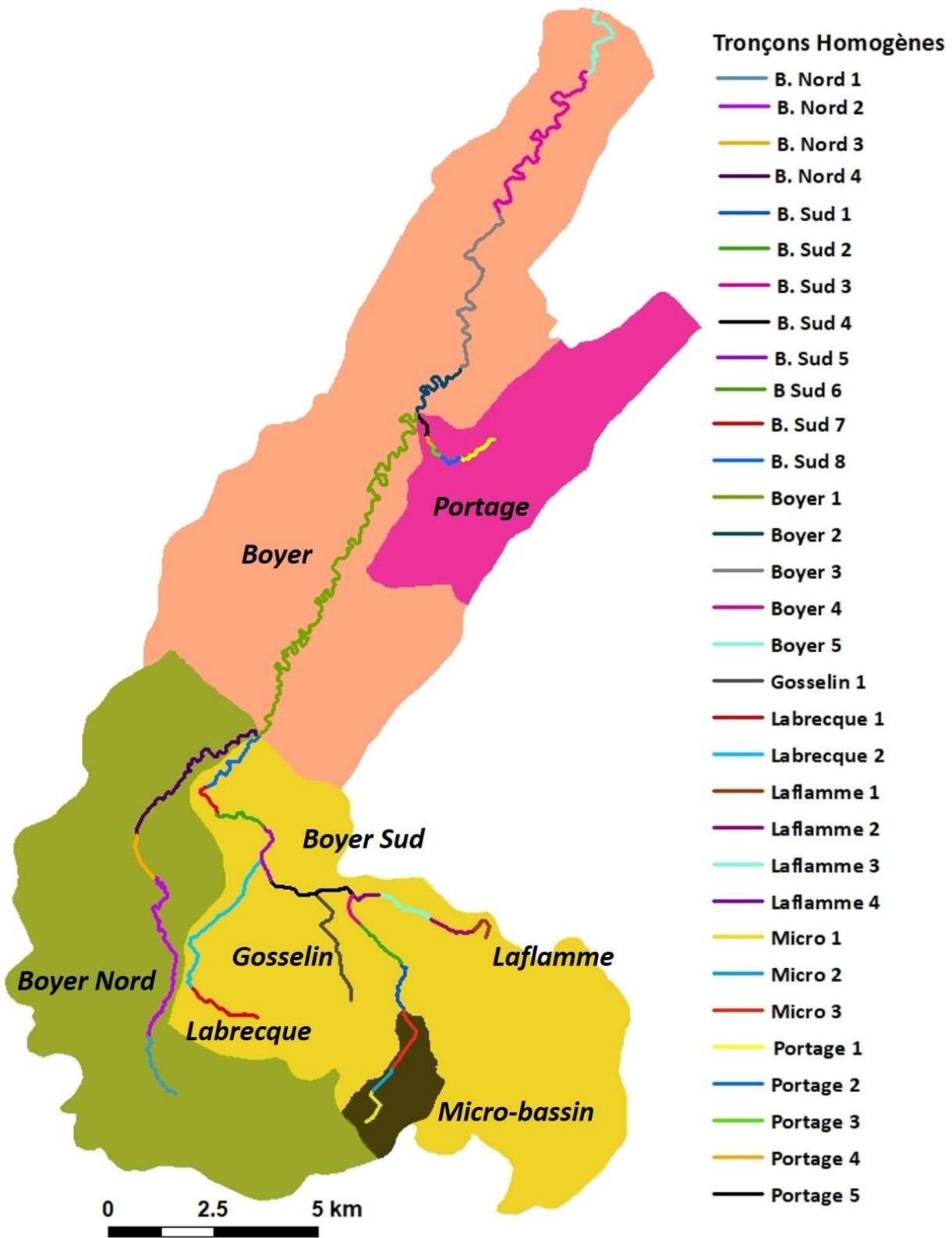


Figure 5.16 : Tronçons homogènes délimités sur l'ensemble du bassin versant

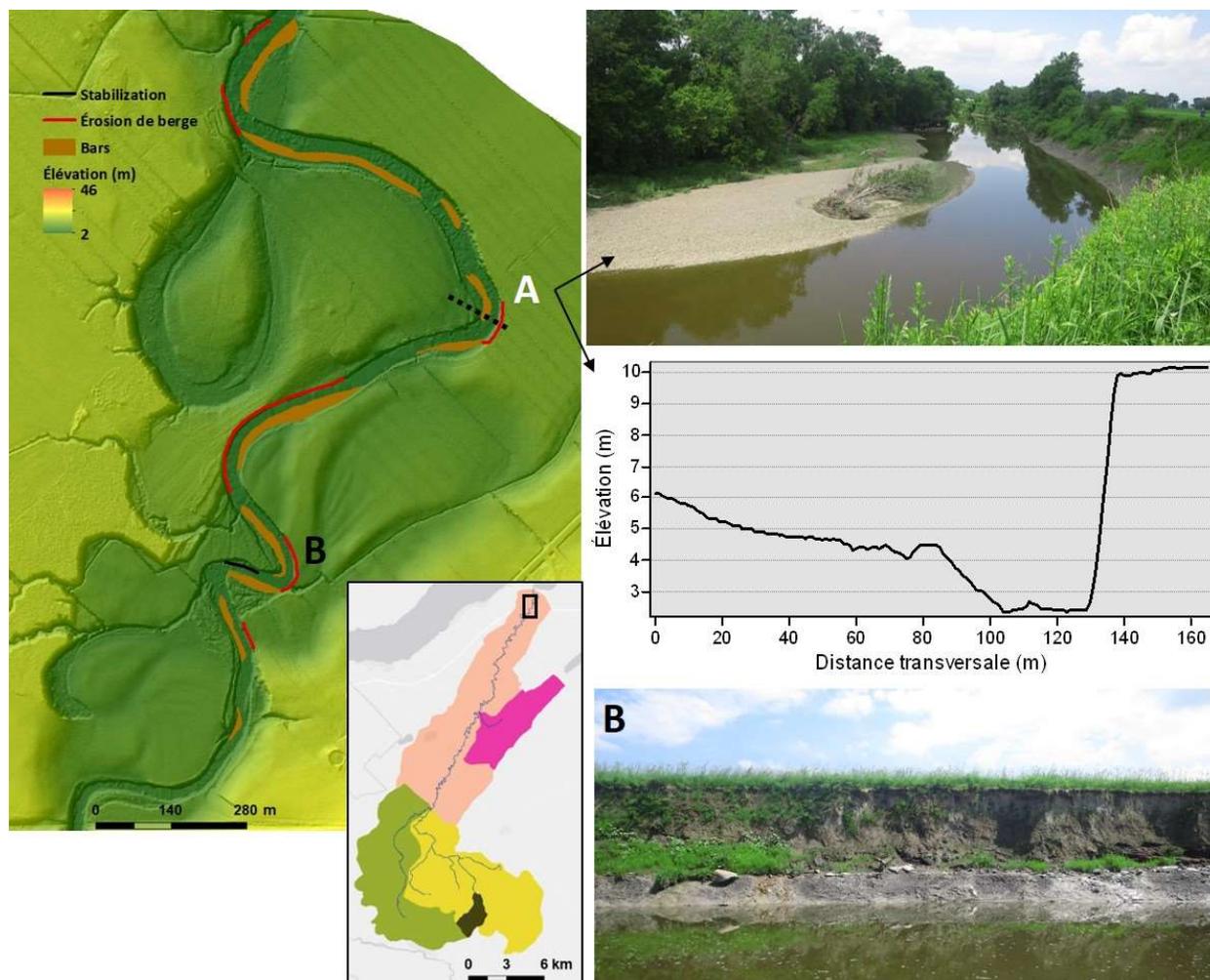


Figure 5.17 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer

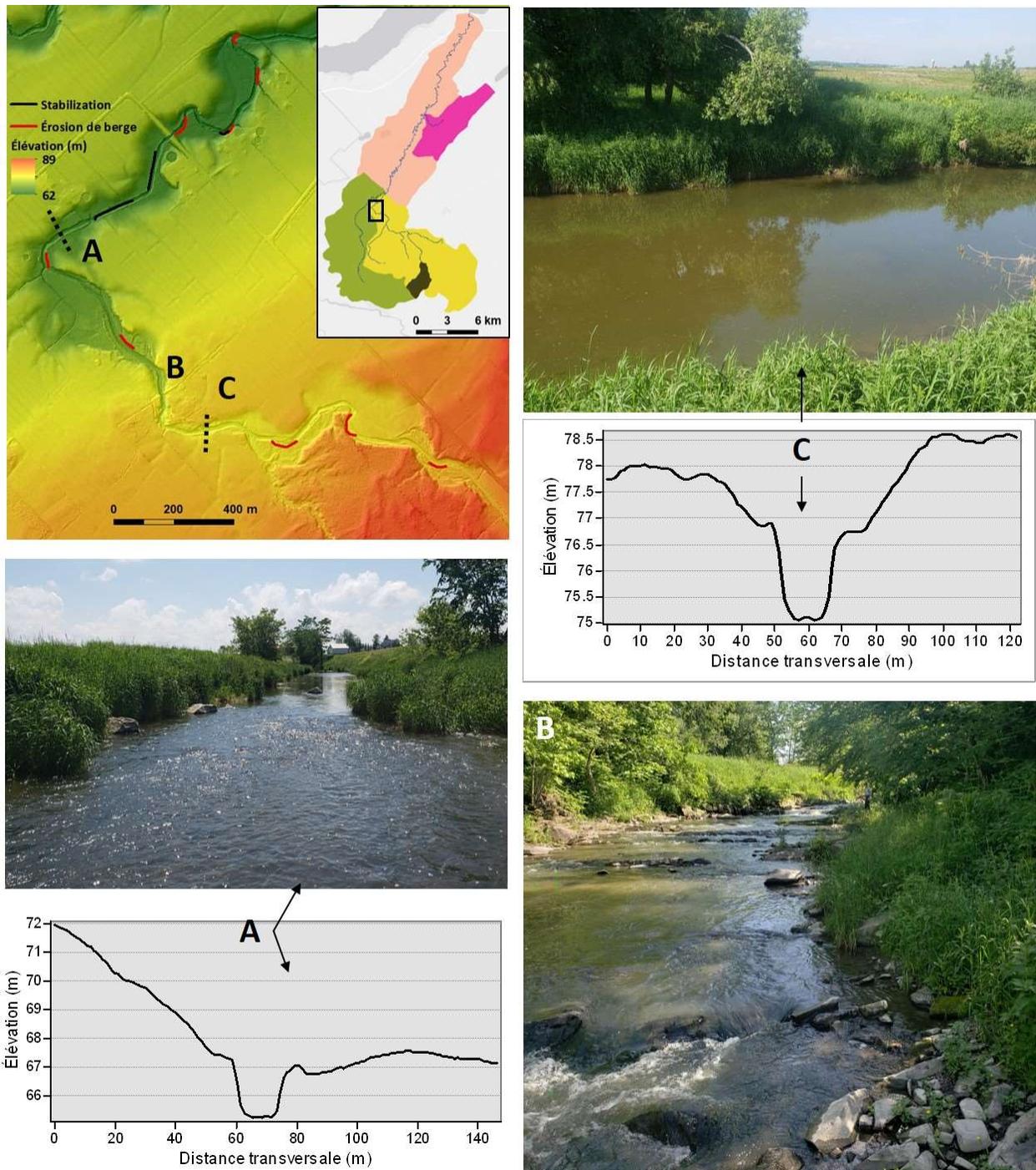


Figure 5.18 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer Sud

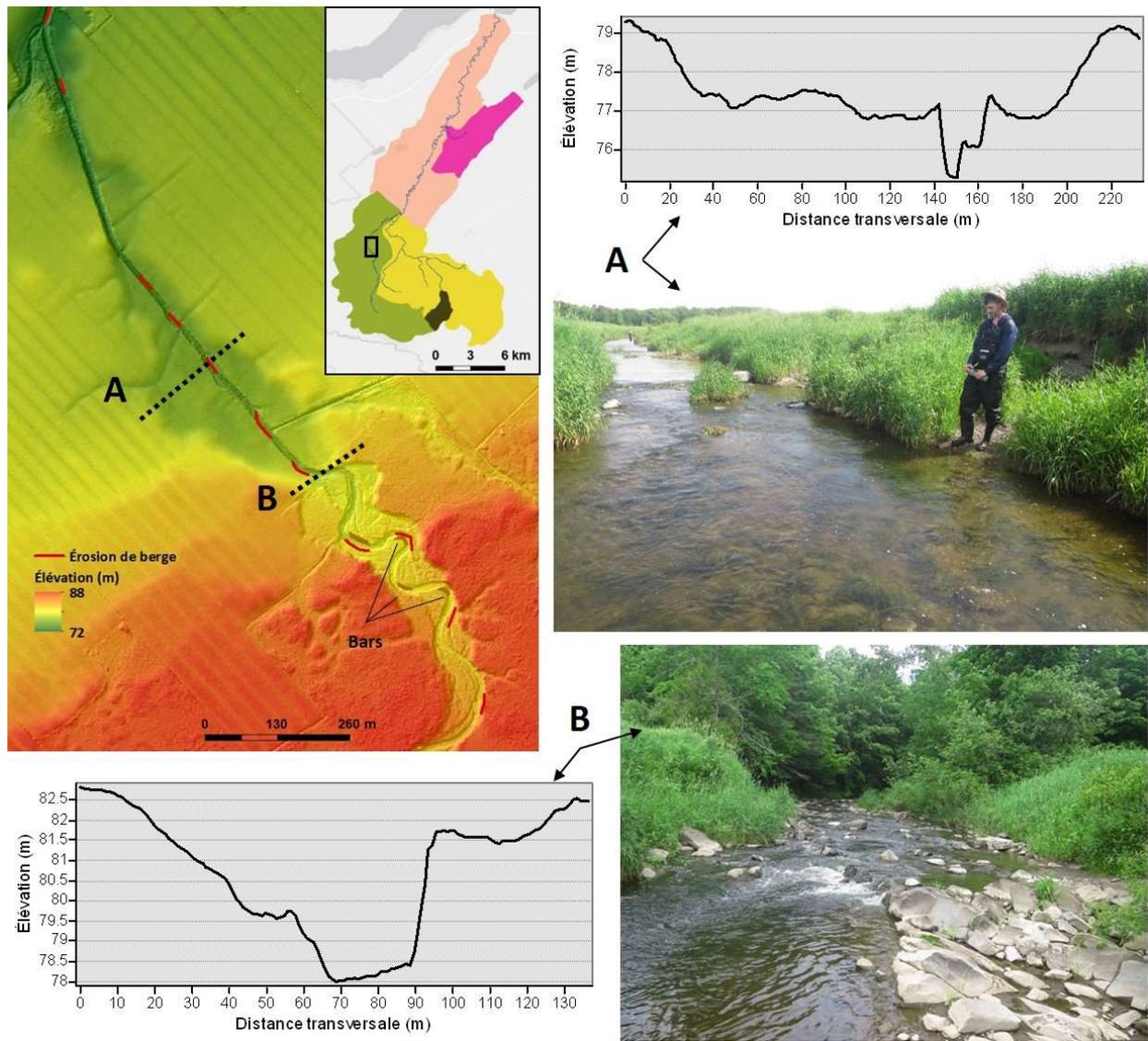


Figure 5.19 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la rivière Boyer Nord

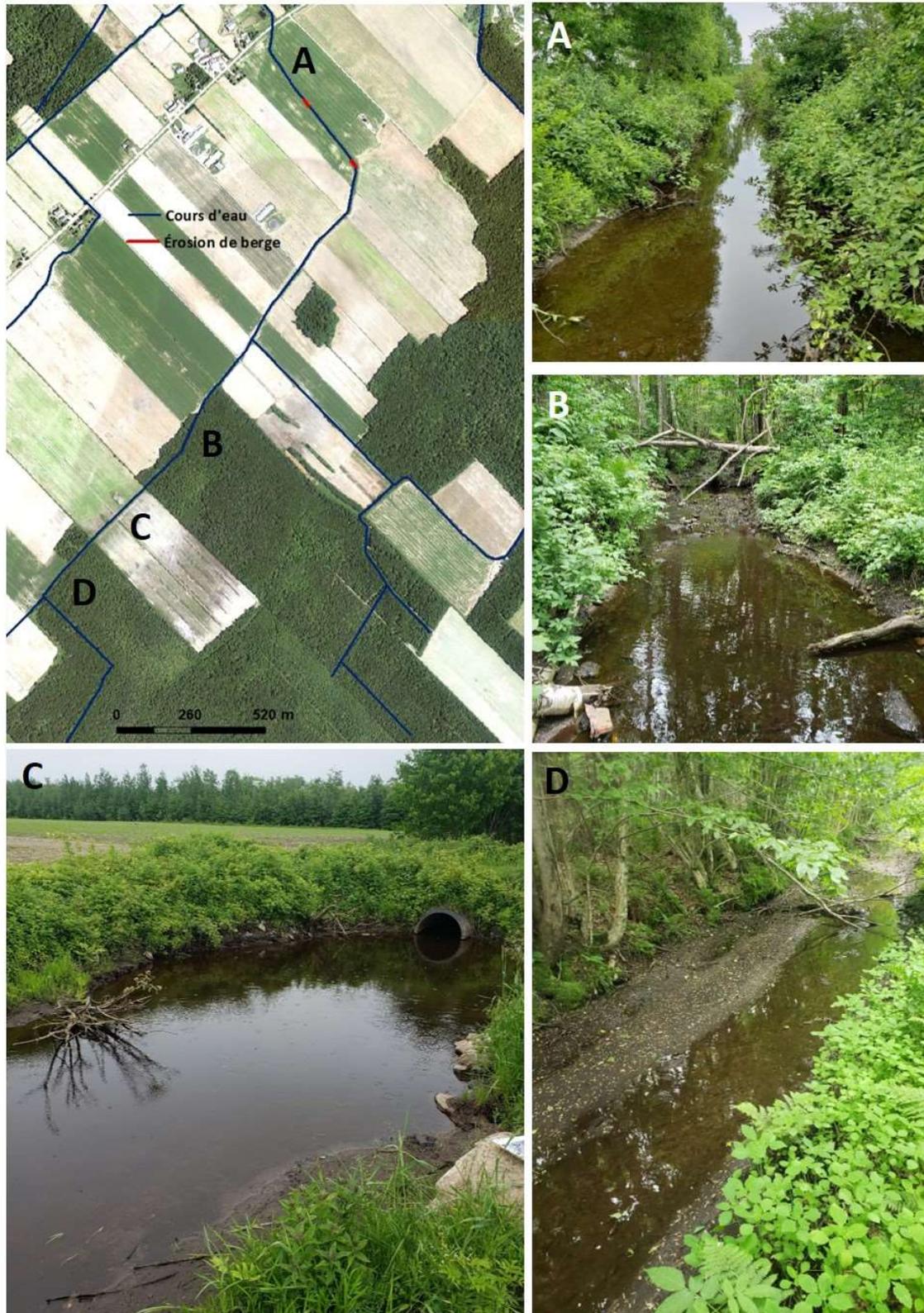


Figure 5.20 : Caractéristiques hydrogéomorphologiques observées dans le tronçon de reconnaissance de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin)

5.3.3 Cartographie de l'espace de liberté

La Figure 5.21 présente une vue globale de l'espace de liberté du bassin-versant Boyer. Les cartes plus approfondies, illustrant les espaces de liberté L_{\min} et L_{fonc} et les aléas fluviaux sont présentées dans un document distinct. De façon générale, l'étendue des espaces L_{\min} et L_{fonc} est limitée et augmente de l'amont vers l'aval, particulièrement dans les dix derniers kilomètres en amont de l'embouchure de la rivière Boyer, où la plaine inondable s'élargit et où les traces d'anciens méandres sont clairement visibles dans le MNE. D'après les cartes réalisées, aucune infrastructure publique ou privée n'est située dans l'espace L_{\min} . Outre l'étendue limitée de cet espace, cette situation pourrait être en partie attribuable au fait que les routes sont situées à une bonne distance des cours d'eau et le fait que la rivière coule souvent dans une vallée bien définie, ce qui limite à la fois les espaces de mobilité et d'inondabilité.

Les taux de migration calculés sont relativement faibles, même dans les sections les plus mobiles, où ils sont inférieurs à 0,4 m/année. Les indices de migration observés sur le terrain étaient aussi limités dans les tronçons linéarisés, malgré les différences significatives existant entre la position et la configuration historiques des cours d'eau et la situation actuelle. En contrepartie, plusieurs méandres à risque d'avulsion ont été identifiés dans la rivière Boyer. Ceux-ci sont présentés dans les cartes d'aléas fluviaux.

Certains secteurs présentent un élargissement local de l'espace L_{\min} en lien avec un espace d'inondabilité $F_{\text{élevé}}$ significatif là où des milieux humides sont présents. À titre d'exemple, un élargissement brusque des espaces $F_{\text{élevé}}$ et L_{\min} survient dans la rivière Boyer Nord à environ 7,3 km en amont de la confluence avec la rivière Boyer Sud, à la hauteur d'un milieu humide dans un secteur boisé. Cette situation contraste fortement avec celle des tronçons linéarisés situés en amont et en aval de ce point. De tels élargissements des espaces $F_{\text{élevé}}$ et L_{\min} reliés à la présence de milieux humides sont aussi observés dans la partie amont du ruisseau du Portage et de la branche no 37 de la rivière Boyer Sud (micro-bassin), ainsi qu'à l'embouchure des ruisseaux Laflamme et Gosselin dans la rivière Boyer Sud.

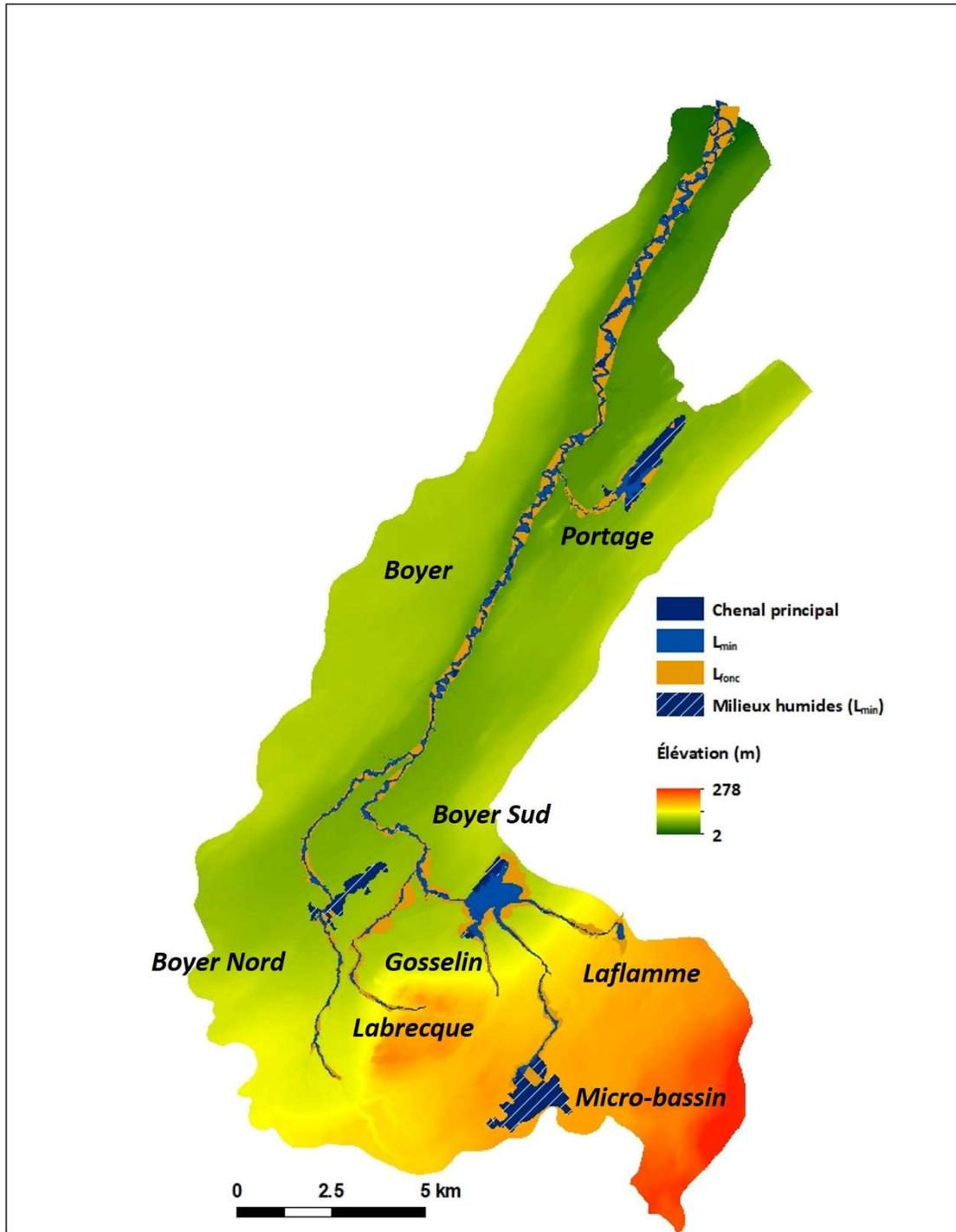


Figure 5.21 : Cartographie de l'espace de liberté pour le bassin versant de la rivière Boyer

5.3.4 Cartographie de la vulnérabilité des berges à l'érosion

La Figure 5.22 et le Tableau 5.3 présentent les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion pour les 32 tronçons homogènes identifiés dans la rivière Boyer et ses principaux tributaires. Au total, 20 tronçons homogènes, équivalant à 57,4 km de cours d'eau, ont été classifiés comme ayant une vulnérabilité élevée à très élevée. Ceci représente 73 % des 79 km de tronçons homogènes évalués, dont 14 % dans la classe de vulnérabilité très élevée. Ces tronçons vulnérables à très vulnérables sont situés à divers endroits dans la rivière Boyer et ses principaux tributaires, et correspondent généralement à des tronçons où la puissance spécifique est élevée (voir la figure 5.9). Comme le montre le tableau 5.3, le cours d'eau avec la proportion la plus élevée de tronçons très vulnérables est le ruisseau du Portage, avec 42 %. Les tronçons à vulnérabilité élevée et très élevée peuvent être considérés comme les sources de sédiments les plus probables à l'intérieur du réseau hydrique. Par ailleurs, il est à noter que, à taux de migration égal et pour des méandres de même géométrie, l'apport de sédiments est proportionnel à la hauteur des berges. Pour ces raisons, bien que l'objectif d'une gestion durable des flux sédimentaire ne soit pas d'enrayer l'érosion reliée aux processus naturels, une attention particulière doit être apportée afin d'éviter les activités et pratiques pouvant accentuer l'érosion dans les secteurs les plus vulnérables, et en particulier ceux où les berges sont les plus élevées. Enfin, comme mentionné plus haut, il convient de rappeler que la mobilité des cours d'eau peut être limitée par des éléments comme la présence de contrôles géologiques (roc ou terrasses non érodables), qui peuvent être difficiles à identifier uniquement à partir de données de télédétection. Par conséquent, la vulnérabilité estimée pour certains tronçons pourrait être revue à la baisse à la suite de validations de terrain.

Tableau 5.3 : Classification de la vulnérabilité des berges à l'érosion dans la rivière Boyer et ses principaux tributaires

Vulnérabilité	Nombre de tronçons homogènes	Longueur totale des cours d'eau affectés (km)	Proportion Boyer (%)	Proportion Boyer Nord (%)	Proportion Boyer Sud (%)	Proportion ruisseau Portage (%)	Proportion micro-bassin (%)
Très faible	4	7.8	0	0	23	0	49
Faible	1	3.1	0	0	12	0	0
Moyenne	7	10.7	8	14	17	0	51
Élevée	13	46.1	85	47	38	58	0
Très élevée	7	11.3	7	39	9	42	0

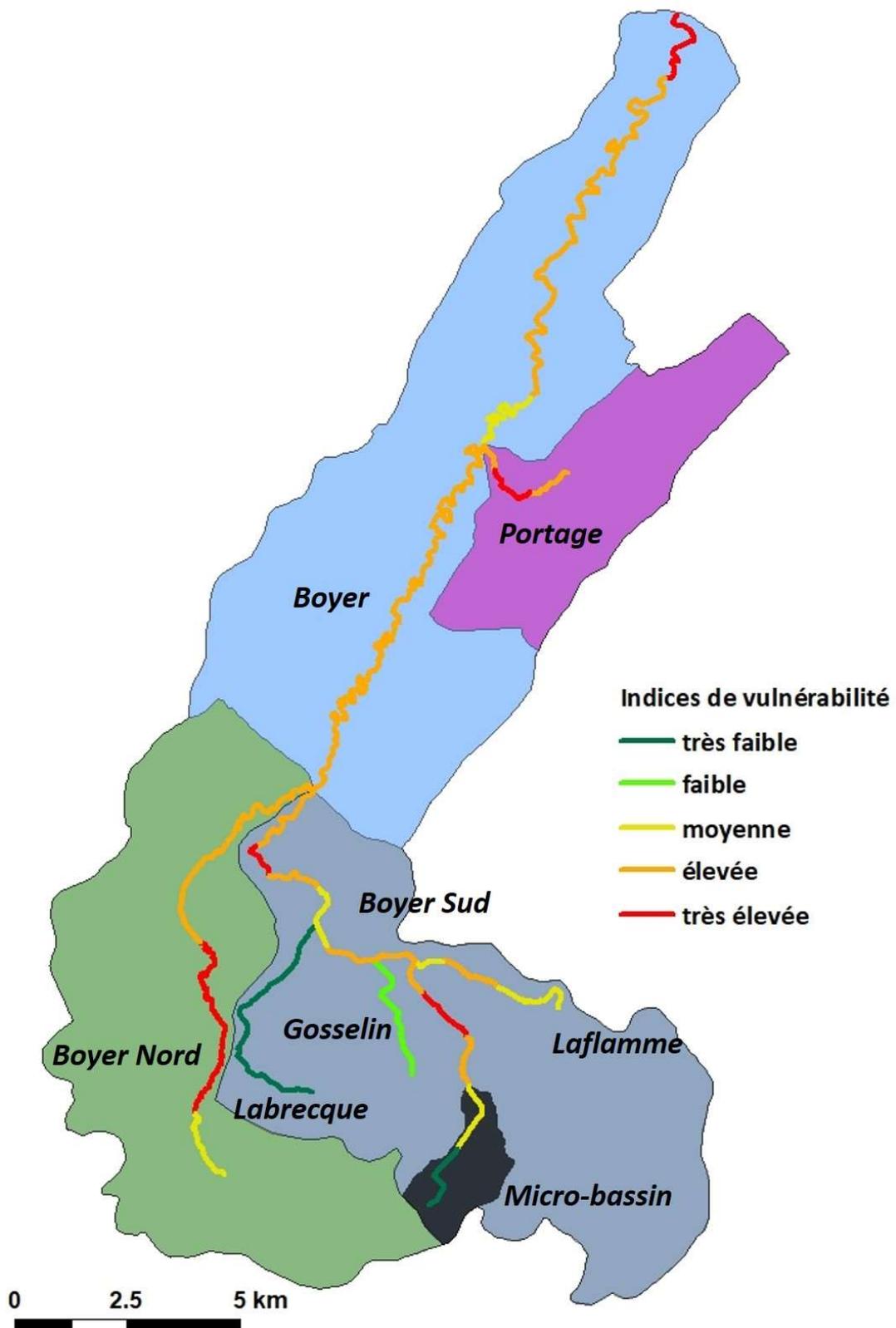


Figure 5.22 : Cartographie des tronçons homogènes selon leur indice de vulnérabilité à l'érosion de berges

5.4 Discussion

Globalement, le bassin versant de la rivière Boyer apparaît peu dynamique malgré la puissance spécifique élevée calculée pour certains tronçons. En effet, les taux de migration estimés pour la période 1964-2015 sont de l'ordre de 0,4 m/année pour les tronçons les plus mobiles. Cela se reflète dans les espaces de mobilité et de liberté, qui sont généralement d'étendue plutôt limitée dans le bassin versant. Cette stabilité pourrait notamment être attribuable à la présence de roc affleurant dans plusieurs secteurs, ainsi qu'à la linéarisation et l'entretien subséquent de plusieurs tronçons situés en secteur agricole. Dans les secteurs avec présence de roc ou de terrasses non érodables, la puissance spécifique minimale pouvant générer de l'érosion serait naturellement supérieure au seuil de 35 W/m² mentionné dans le rapport.

L'évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion réalisée dans le cadre de cette étude fournit un complément d'information utile à l'analyse, particulièrement pour les tronçons linéarisés, pour lesquels la détermination de la mobilité des tronçons n'a pu être réalisée. Cet élément était notamment pertinent dans la mesure où les tronçons linéarisés sont généralement considérés vulnérables à l'érosion. En effet, la linéarisation des cours d'eau entraîne une augmentation de leur pente longitudinale, qui résulte généralement en une augmentation de leur puissance spécifique et du potentiel d'érosion dans ces tronçons. Par ailleurs, le surcreusement des cours d'eau fréquemment réalisé lors de leur linéarisation peut limiter les échanges entre les cours d'eau et leur plaine inondable, voire mener à une déconnection des cours d'eau linéarisés et de leur plaine inondable, ce qui entraîne une perte de zones de déposition des sédiments. De plus, puisque la contrainte de cisaillement des cours d'eau (variable responsable du transport sédimentaire) est proportionnelle au produit de la pente et de la profondeur, ce surcreusement entraîne aussi un risque accru de mobilisation des sédiments. Les puissances spécifiques et contraintes de cisaillement élevées combinées à une rareté des zones de dépôt peuvent entraîner une accélération du transit des sédiments vers l'aval du bassin versant. L'évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion visait aussi à tenir compte de tronçons comme celui situé dans la rivière Boyer à proximité de son embouchure, où des indices d'érosion ont été observés malgré des puissances spécifiques calculées inférieures à 35 W/m² (figure 5.17). Il est également important de noter que l'effet de la puissance spécifique du ruisseau peut être combiné à d'autres processus d'érosion tels que les glissements de terrain dus à l'infiltration des eaux souterraines au-dessus de l'unité d'argile.

L'évaluation réalisée indique que la vulnérabilité à l'érosion de berges est significative dans de nombreux tronçons du bassin versant de la rivière Boyer (tableau 5.3). En dépit de leur mobilité limitée, ces tronçons pourraient contribuer de manière significative aux charges de sédiments observées dans la rivière Boyer dans le secteur de la frayère désertée. Compte tenu des nombreux risques d'avulsion de méandres dans la rivière Boyer, de la puissance spécifique généralement élevée de la rivière, des indices de migration et des berges souvent hautes et abruptes dans ce secteur, cette partie du réseau hydrique (dont la longueur est d'environ 33 km) pourrait représenter une source significative de sédiments pouvant migrer jusqu'au secteur de la frayère désertée. Cet apport n'a cependant pas été quantifié dans le cadre de cette étude.

Par ailleurs, l'enrochement observé dans ce secteur pendant la visite de terrain, qui a été mis en place dans le coude extérieur d'un méandre (figure 5.6), pourrait exacerber l'érosion dans le

méandre situé en aval de ce point. En effet, l'enrochement semble avoir stoppé la progression de la migration du méandre et une éventuelle avulsion de celui-ci, mais paraît du même coup rediriger l'énergie de l'écoulement immédiatement en aval, vers une section de berge abrupte et de hauteur significative (> 10 m) en bordure de champs agricoles, qui est composée de matériaux fins et montre des signes d'érosion (figure 5.6). En effet, il est de plus en plus admis que les enrochements de berge peuvent exacerber l'érosion, comme indiqué dans la citation ci-dessous de la Federal Emergency Management Agency (FEMA) aux États-Unis :

"When positioned along a section of riverbank, for example, riprap has a number of negative impacts on the surrounding environment. Riprap tends to increase the speed of water flow along an armored reach, as the water has no points of friction to come up against and nothing to slow it down. This additional strength of flow presents issues further downstream from a riprap protected bank, as water is deflected off the riprap and directed at other points of riverbank. The increased strength and speed of the water only increases erosion suffered at these new locations, the typical result of which is the necessity of installing additional armoring, which merely moves the problem further down the stream." (FEMA, non daté)

Plusieurs tronçons linéarisés situés en milieu agricole sont aussi caractérisés par une puissance spécifique élevée et représentent par conséquent des tronçons vulnérables. Les observations de terrain réalisées dans la rivière Boyer Nord et la rivière Boyer Sud ont révélé de nombreux indices d'érosion (figure 5.19), ce qui suggère que les tronçons correspondants seraient en mesure de migrer et, en l'absence d'entretien, de retrouver leur sinuosité passée. Cette hypothèse est difficile à vérifier avec les données disponibles, notamment si les tronçons linéarisés sont toujours l'objet de travaux d'entretien par la MRC. Malgré le potentiel d'érosion de ces tronçons, leur contribution aux charges de sédiments observées dans le secteur de la frayère désertée est toutefois vraisemblablement limitée en raison de la faible hauteur et de la faible déclivité des berges. Les observations réalisées dans ces secteurs semblent d'ailleurs montrer que l'érosion y est moins sévère et moins étendue que dans la rivière Boyer.

Contrairement aux autres tronçons visités lors des visites de terrain, le tronçon situé à l'embouchure de la rivière Boyer présente une puissance spécifique faible (généralement inférieure à 35 W/m^2), de nombreux bancs d'accumulation et du colmatage par des particules fines dans certains bancs d'accumulation. Ces facteurs indiquent un potentiel de dépôt des sédiments mobilisés en amont dans le bassin versant, ce qui pourrait affecter le substrat de la frayère désertée.

De façon générale, il est considéré souhaitable de ne pas empêcher les processus fluviaux naturels comme l'érosion ou la migration latérale de se produire là où ces processus ne représentent pas une menace pour des infrastructures (Florsheim et al., 2008; William et al., 2020). Cette approche peut générer des bénéfices à long terme, notamment en termes de gestion de l'érosion et de la sédimentation. Par exemple, les méandres abandonnés à la suite d'une avulsion (« oxbows ») peuvent agir comme zones d'entreposage des sédiments et d'atténuation des crues (DeLaney, 1995; Zhang et Song, 2014). Par ailleurs, les milieux humides créés dans ces environnements ont une topographie généralement plane qui pourrait contribuer à réduire l'érosion (DeLaney, 1995). Il est toutefois à noter que ces fonctions bénéfiques pourraient avoir une durée limitée dans des bassins versants agricoles sous exploitation intensive, dans lesquels

le ruissellement de surface et des charges élevées de sédiments pourraient rapidement combler ces habitats (Gleason, 1996).

Dans ce contexte, il est recommandé de minimiser dans la mesure du possible les activités et pratiques pouvant accentuer l'érosion dans les secteurs les plus vulnérables, et en particulier ceux où les berges sont les plus élevées. Ces pratiques incluent la linéarisation des cours d'eau, les stabilisations de berges (en particulier les enrochements) et toute activité engendrant des pertes de bande riveraine. Les méandres abandonnés et les milieux humides, qui constituent des éléments précieux en termes de contrôle des débits et des flux de sédiments et en termes d'habitats, devraient aussi être protégés. La mise en œuvre de ces recommandations, qui pourrait être effectuée par la protection de l'espace de liberté L_{min} , pourrait contribuer à réduire ou ralentir les apports de sédiments à l'embouchure de la rivière Boyer et au secteur de la frayère désertée. Ces mesures devraient toutefois être coordonnées avec l'adoption de mesures de contrôle de l'érosion dans le bassin versant.

6 VOLET D'ÉTUDE EN MODÉLISATION HYDROLOGIQUE ET TECHNICO-ÉCONOMIQUE

Le méta-modèle GÉODEP a été mis à profit dans la projection spatiale des hauteurs de ruissellement, de même que des taux d'exportation de sédiments et de nutriments pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer. Un premier paramétrage du modèle à haute résolution (1 m), nommé « Scénario de gestion de référence », a été réalisé sur la base de données à référence spatiale publiques et pertinentes aux propriétés géophysiques et à l'occupation du territoire, complétées par les données de gestion à l'échelle parcellaire colligées par l'équipe de l'OBV de la Côte-du-Sud dans le micro-bassin. Les flux de sédiments et de nutriments mesurés aux trois stations dans le cadre du volet hydrométrique du projet ont servi de balises de validation de la performance du méta-modèle.

En deuxième étape, les effets de scénarios alternatifs de gestion agricole sur les flux de sédiments et de P pour le bassin versant ont été projetés avec le support de GÉODEP.

En dernière étape, les coûts d'implantation des scénarios alternatifs de gestion ont été mis en relation avec leurs efficacités respectives dans l'atténuation des flux de sédiments et de P, afin de projeter leurs ratios coûts : efficacité.

L'ensemble des données à référence spatiale utilisées en support à la modélisation, de même que les résultats représentatifs des différents portraits de gestion du territoire agricole ont été intégrés dans un système d'information géographique à haute résolution (1m) et mis à la disposition des promoteurs du projet.

6.1 Méthodologie

L'outil de diagnostic spatialisé des exportations de P (GÉODEP) développé par l'IRDA (Michaud et al, 2008, Drouin et al., 2014 et Michaud et al., 2018) a été mis à profit dans la caractérisation du risque d'exportation de sédiments et de P du bassin versant de la rivière Boyer. GÉODEP consiste en une version spatialisée de l'ODEP (Outil de diagnostic des exportations de P) développé antérieurement par l'équipe scientifique de l'IRDA en collaboration avec la commission de la fertilité des sols du CRAAQ³ et le MAPAQ (Michaud et al., 2009). Développé dans une perspective d'appui à la planification d'actions concertées ciblées sur la réduction des exportations de P, l'intérêt de l'outil GÉODEP réside d'abord dans l'identification des zones les plus à risque de mobilisation de P, puis dans la possibilité d'évaluer différents scénarios d'intervention sur le devenir des charges de P émises.

Conceptuellement, le méta-modèle exprime les principaux facteurs déterminants des exportations de P, soit en lien avec les apports et les stocks présent de P dans les sols (Facteurs Sources), ou en lien avec les processus de ruissellement et d'érosion (Facteurs Transport). Les Sources de P utilisées en intrants par le méta-modèle sont le stock de P contenu dans les sols (exprimé par la richesse et la saturation du sol en P), de même que les apports annuels en engrais de ferme (fumiers et lisiers) et en engrais minéraux. Les facteurs déterminants du Transport, associés au ruissellement de surface et à l'érosion, sont pour leur part exprimés par les propriétés

³ CRAAQ : Centre de référence en agriculture et agroalimentaire

des sols (infiltration et érodabilité), le relief (longueur et inclinaison des parcours de l'eau) et la couverture de la surface du sol (par les résidus ou par les plantes).

Sur le plan de la gestion des données, les différents modules de GéODEP mettent à profit les banques de données géospatiales publiques disponibles en milieu rural au Québec (données d'élévation, pédologie, plans de culture, etc.), de même que des données pertinentes à la régie des sols et des cultures, afin de produire des estimations d'hauteurs d'eau ruisselée et drainées, de même que des taux d'exportation de sédiments et de P. Pour plus d'informations sur le fonctionnement et les bases théoriques de GéODEP, le lecteur est invité à se référer aux manuels de l'utilisateur des outils ODEP et GéODEP (Drouin et al., 2014; Michaud et al., 2008; 2018a; 2018b).

Les flux de sédiments et de nutriments estimés pour la période d'avril à décembre 2020 aux trois stations hydrométriques (EPERLAB, Boyer Sud et Boyer aval) ont été mis à profit dans la validation des projections modélisées par GéODEP.

Le système d'information à référence spatiale réalisé dans le cadre du projet EPERLAB inclut toutes les données géospatiales mises à profit dans la réalisation de l'étude et l'ensemble des résultats de la modélisation, incluant :

- L'ensemble des données utilisées dans le paramétrage du modèle associées aux propriétés géophysiques du territoire, son occupation, de même que les scénarios de gestion agricole utilisés dans les scénarios de référence de la modélisation GéODEP;
- L'analyse et la cartographie des parcours de l'eau à haute résolution (1 m) dans les champs de l'ensemble du territoire à l'étude, de même que les données dérivées utilisées dans l'indexation des hauteurs de ruissellement et du risque d'érosion;
- Les projections des exportations de sédiments et de P représentatives de la situation actuelle du bassin versant de la rivière Boyer (scénario de gestion de référence).
- Les résultats de projections des exportations de sédiments et de P associés à un scénario alternatif de gestion pour le bassin versant de la rivière Boyer.

En marge des projections de flux de sédiments et de nutriments en provenance du territoire en cultures, l'étude comprend également une projection des flux de sédiments provenant des occupations non agricoles du territoire, incluant le réseau de routes. Les exportations diffuses de P de la portion non agricole du territoire ont pour leur part été estimées sur la base de coefficients d'exportation de P dérivées de la littérature scientifique.

6.1.1 Paramétrage du modèle (scénario de gestion de référence)

La représentation du risque d'exportation de sédiments et de nutriments réalisée avec le support de GéODEP est fondée sur l'intégration de deux ensembles d'informations, soit celles reliées aux propriétés des sols et des paysages (données géophysiques), de même que celles décrivant l'occupation des sols et leur gestion. L'étape de paramétrage du modèle GéODEP consiste à mettre en forme et intégrer l'ensemble de ces données dans un système d'information géographique commun. Les données associées à chacune de ces couches d'information à référence spatiale sont par la suite structurées de façon à alimenter les différents modules de

calcul du modèle et à générer les résultats de prédiction hydrologique. La description des différents modules et leurs bases théoriques sont décrites plus en détails par Drouin et al. (2014) et Michaud et al. (2008; 2018a).

Pour les fins de la présente étude, les données à références spatiales suivantes ont été utilisées en support au paramétrage de GéODEP pour le bassin versant de la rivière Boyer :

- les polygones de la banque de données des cultures assurées ou généralisées de l'année en cours et de l'année précédente (La Financière agricole du Québec, 2017);
- les polygones de la carte écoforestière du ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN, 2010);
- les unités cartographiques des rapports pédologiques de la zone d'étude, de même que leurs propriétés hydro-pédologiques (IRDA, 2018);
- le relevé d'élévations à haute résolution LiDAR (Géomont, 2012);
- l'hydrographie surfacique et les cartes de base du MERN (BDTQ) et de Ressources Naturelles Canada (Géobase).

En ce qui a trait au micro-bassin de l'EPERLAB, la modélisation hydrologique et l'analyse économique ont profité d'une cueillette d'informations additionnelles, détaillées à l'échelle des champs, auprès des entreprises agricoles du bassin versant. L'équipe de l'OBV de la Côte du Sud a coordonné l'exercice auprès des entreprises agricoles participantes.

Relief et hydrographie

La délimitation des bassins versants et les sous-bassins versants à haute résolution a été réalisée à partir du MNE LiDAR (figure 6.1, b). Les directions et les accumulations des parcours de l'eau ont été colligées et regroupées en sous-bassins dont le seuil minimal de superficie a été fixé à 10 ha de la zone d'étude.

Pédologie

La figure 6.1c illustre la distribution spatiale des séries de sol du territoire à l'étude. Globalement, les sols du bassin versant présentent des textures très diversifiées allant des textures sablonneuses dans les secteurs est et ouest du bassin, au loam argileux dans sa portion centrale. Chaque polygone de série de sol est documenté dans la banque de données hydro-pédologiques de l'IRDA (2018). Celle-ci décrit les propriétés des sols qui sont mises à profit dans les modules de calcul du ruissellement, de l'érosion et des exportations de P. Les propriétés physico-chimiques des sols (texture, structure, perméabilité, taux de matière organique, teneur en P naturel du sol) de même que l'indexation de leur groupe hydrologique et leur indice d'érodabilité sont au nombre des propriétés déterminantes mises à profit par les algorithmes de calcul de GéODEP. Enfin, les richesses moyennes des sols en P assimilable (Mehlich-3) et les indices de saturation des sols en P des champs pour chacune des municipalités de la zone d'étude sont tirées de l'étude de Beaudet et al. (2009). Ces résultats de dosages des sols ont été colligés sur la base des rapports d'analyses préparés par les services de laboratoire à l'intention des agriculteurs, en support à l'élaboration de leurs plans de fertilisation des cultures.

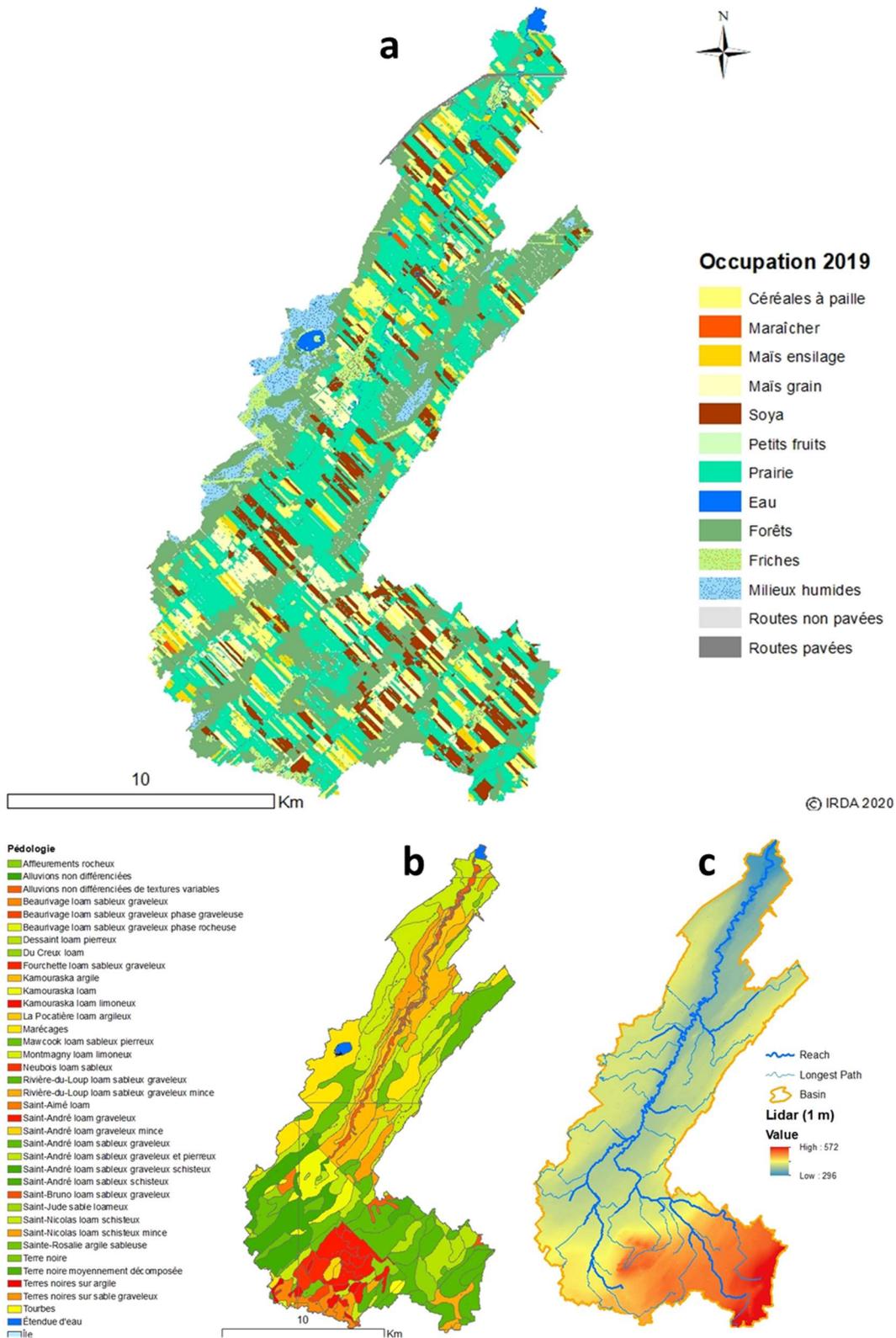


Figure 6.1 : Occupation du sol (a), pédologie, relief et hydrographie (b), du bassin versant de la rivière Boyer utilisés dans le paramétrage du méta-modèle GéODEP

Occupation des sols

En plus des données colligées à l'échelle de la parcelle pour le micro-bassin EPERLAB, le scénario de gestion de référence de l'occupation des sols (figure 6.1a) a mis à profit deux banques de données à référence spatiale, soit la base de données des parcelles et productions agricoles déclarées (BDPPAD) de l'année en cours et de l'année précédente (La Financière agricole du Québec, 2018, 2019), de même que les polygones de la carte écoforestière (SIEF) du MERN (2010). Les classes détaillées d'occupation agricole (BDPPAD) et d'occupation non-agricole du territoire (SIEF) ont été regroupées en classes généralisées d'occupation afin de simplifier l'exercice de modélisation hydrologique.

Analyse des parcours de l'eau et génération du risque d'érosion

L'inclinaison et la longueur des parcours de l'eau sont des facteurs déterminants de l'intensité des processus d'érosion des sols. Le module de calcul du taux d'érosion de GéODEP utilise le MNE LiDAR afin de générer de façon précise les facteurs de longueur et d'inclinaison des parcours de l'eau qui seront mis à contribution dans la prédiction du taux d'érosion (Michaud et al., 2018a).

La démarche est supportée en plusieurs étapes, telles qu'illustrées sur la Figure 6.2. Dans un premier temps, les polygones de parcours de l'eau sont générés par l'intersection spatiale des sous-bassins, des cours d'eau et des fossés (limites des parcelles agricoles, ou réseau de routes). En second lieu, une analyse spatiale des parcours de l'eau dans chacun des polygones de parcours de l'eau permet d'y identifier le parcours de l'eau le plus long. Les statistiques de longueur et d'inclinaison de la pente sont alors générées sur chacun de ces parcours. Ces propriétés de l'écoulement sont par la suite utilisées en intrants dans le calcul du facteur topographique LS, descriptif de la vulnérabilité du relief au processus d'érosion, suivant la méthode proposée par Wall et al. (2002).

Les unités de parcours de l'eau sont par la suite croisées avec les polygones de la carte pédologique (propriétés des sols) afin de générer, au plan spatial, les Unités de réponse hydrologique homogènes (URHHH). C'est à l'échelle de ces unités que sont calculées et représentées toutes les sorties de GéODEP pertinentes à l'indexation du risque de ruissellement, de l'érosion et de l'exportation de P.

Scénarios de gestion du parcellaire

L'ODEP et GéODEP ont été développés principalement afin d'évaluer les risques d'exportations de P en milieu agricole. Les routines de calcul des prédictions du taux de ruissellement, d'érosion et d'exportation de P font intervenir plusieurs informations pertinentes à l'aménagement hydro-agricole des champs et leur régie. La documentation des pratiques de gestion courantes du parcellaire vise à produire une évaluation la plus réaliste possible des exportations annuelles moyennes de sédiments et de P à l'échelle du territoire à l'étude. GéODEP permet aussi de générer des scénarios alternatifs d'aménagement et de régie du parcellaire et d'en projeter les retombées environnementales, en comparant ces résultats avec ceux obtenus au préalable dans le scénario de gestion de référence.

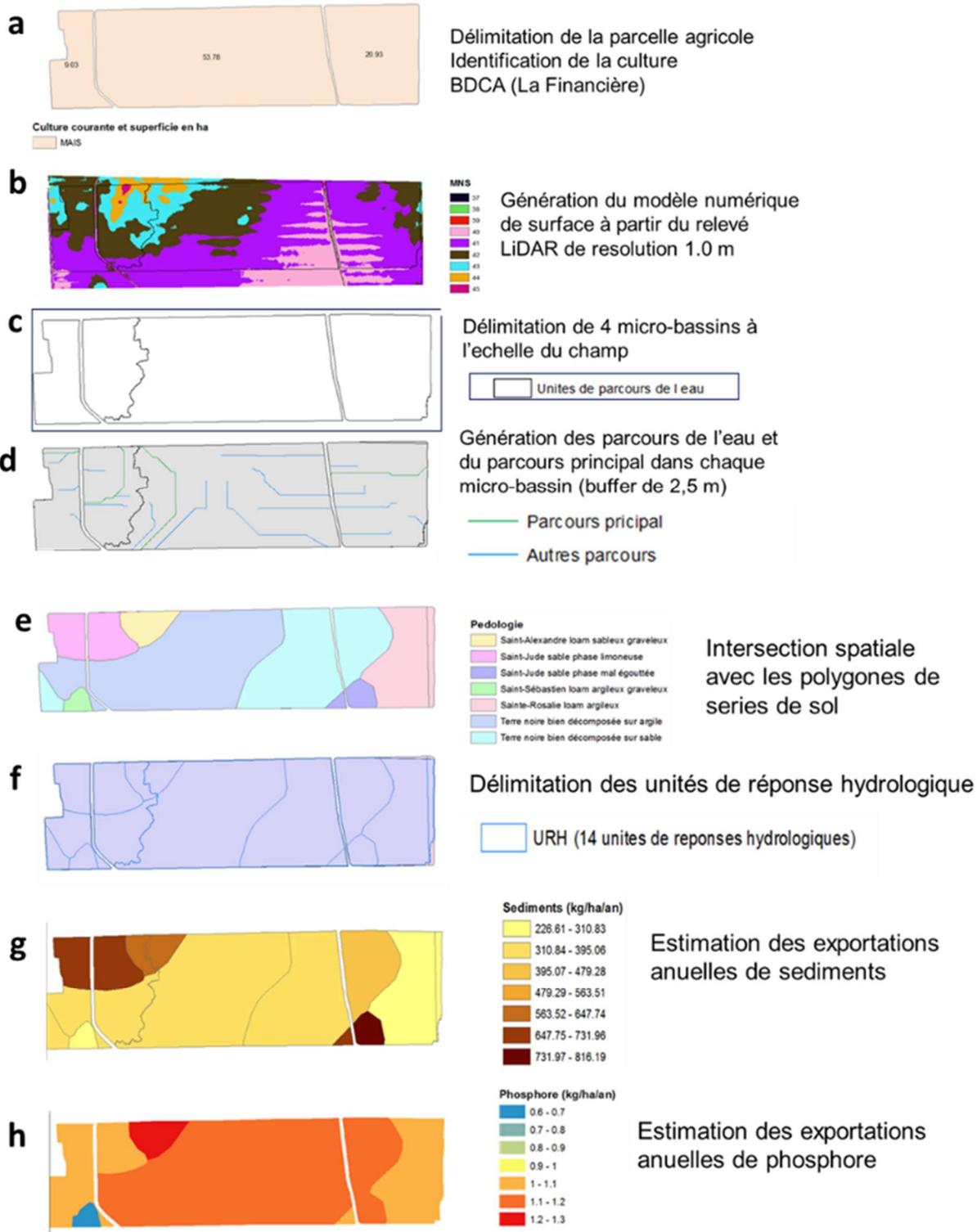


Figure 6.2 : Illustration des différentes étapes de traitement des données à référence spatiale dans GéODEP pour une portion de territoire à vocation agricole

Pour les fins de la présente étude, deux scénarios de gestion agricole ont été générés en intrants aux simulations dans GÉODEP pour le bassin versant de la rivière Boyer :

- un scénario de gestion agricole de référence, présumé représentatif des régies actuelles des champs du bassin versant;
- un scénario alternatif de gestion, ciblé sur l'implantation généralisée de pratiques culturales de conservation des sols et d'un scénario d'aménagement riverain des terres de l'ensemble du bassin versant.

Scénario de gestion agricole de référence :

La représentation spatiale des cultures du scénario de gestion de référence a été générée sur la base des données de la BDCAG (La Financière, 2019) et la carte écoforestière du MERN (2010), agrégées en classes principales de cultures (céréales à paille, maïs, prairie et soja). Des scénarios de régie des sols, de même que des caractéristiques d'aménagement des terres ont ensuite été attribués à chacune des classes de culture, suivant une modulation considérant le groupe hydrologique de sol. La culture du maïs sur les terres argileuses mal drainées s'est vu attribuer le labour d'automne comme classe de travail du sol, alors que les loams graveleux ont plutôt été associés à une reprise de travail primaire au printemps. La documentation des régies des sols et des cultures, de même que de l'aménagement des terres du bassin versant de la rivière Boyer se sont inspirées des données colligées dans le micro-bassin EPERLAB. Sur le plan de la fertilisation phosphatée, les apports en engrais minéraux et en engrais de ferme ont été calés sur la base du bilan global des apports de P estimé par le MELCC (2016) pour la région à l'étude.

Dans l'ensemble, les informations suivantes en lien avec la régie des sols et des cultures ont été documentées pour chacune des 13,738 unités de calcul du méta-modèle (URHH : unité de réponse hydrologique homogène) sous occupation agricole :

- Culture, saison courante;
- Culture, saison antécédente;
- Présence de culture de couverture suivant la récolte;
- Présence de culture de couverture durant la saison de production;
- Taux d'application de P, engrais minéraux en bande et à la volée;
- Taux d'apports de P des épandages d'engrais de ferme (jusqu'à deux épandages);
- Période d'épandage et délai suivant à l'incorporation pour chacun des épandages;
- Classe de travail du sol;
- Classe d'aménagement du drainage souterrain;
- Classe d'aménagement du drainage de surface;
- Classe de condition du profil cultural;
- Classe de largeur de bande riveraine;
- Présence de structures de contrôle du ruissellement et de l'érosion.

Ces données de gestion des champs ont été complétées à l'échelle des URHHH par les données pertinentes aux propriétés des sols, pour la plupart documentées dans la banque de données hydro-pédologiques de l'IRDA (2018). Les données suivantes sont mises à profit par les algorithmes de GÉODEP :

- Identification de la série de sol
- Classe texturale et qualificatif du sol de surface
- Proportion (%) de sable du sol de surface
- Proportion (%) d'argile du sol de surface
- Proportion (%) de sable très fin du sol de surface
- Classe de perméabilité
- Groupe hydrologique
- Matière organique
- Teneur du sol en P, Mehlich-3
- Saturation du sol en aluminium, Mehlich-3
- Teneur naturelle en P total
- Longueur maximale du parcours de l'eau
- Pente moyenne du parcours de l'eau

Scénario alternatif de gestion agricole

Plusieurs scénarios alternatifs de pratiques agricoles et d'aménagements des terres ont été appliqués de façon itérative au parcellaire du bassin versant à l'étude. Concrètement, cette démarche implique de substituer de nouvelles pratiques culturales, aménagements des terres et régies de fertilisation aux données originales du scénario de gestion de référence. Dans le cadre de la présente étude, le montage du scénario alternatif ciblait une réduction substantielle de la charge de sédiments et de P du bassin versant, de même que l'estimation de leur efficacité économique d'abattement, sans égard au potentiel de rentabilité pour les fermes concernées. Conceptuellement, les résultats de la modélisation du scénario alternatif sont à interpréter comme un niveau maximal de réduction de la charge de P pouvant être atteint suivant l'implantation de ces mesures sur l'ensemble du parcellaire en culture et tronçons de cours d'eau vulnérables. Les considérations qui ont guidé la sélection des pratiques et aménagements retenus dans l'exercice de modélisation du scénario alternatif de gestion sont présentées plus en détails dans la section 6.2.3.

6.1.2 Projections des flux de sédiments et de P

Les projections de flux de sédiments par GÉODEP à l'échelle des URHHH font intervenir la hauteur projetée du ruissellement de surface, l'érodabilité du sol, l'analyse des parcours de l'eau (facteur LS d'inclinaison et de longueur de parcours de l'eau de l'équation modifiée universelle de perte de sol - MUSLE) et un facteur de couverture (C) propre à l'occupation du sol et à la régie des champs. Les projections d'exportations de sédiments des champs en culture (14 331 ha) ont été estimées sur la base des indices « C » de GÉODEP pour différentes combinaisons de cultures et de régies des sols (Michaud et al., 2009). Les facteurs « C » retenus pour les occupations non-agricoles du territoire, principalement représentées par les routes, le milieu forestier et les secteurs urbanisés, sont extraits d'exercices de modélisation antérieurs réalisés au Québec et au

Vermont (Deslandes et al., 2006; Michaud et al, 2007; Winchell et al, 2011). Ceux-ci découlent d'une modélisation hydrologique à haute résolution calibrée pour les portions états-uniennes des bassins des rivières transfrontalières (Québec/Vermont) aux Brochets, Missisquoi et de la Roche, à laquelle l'équipe de l'IRDA a contribué. Les coefficients d'exportation annuels spécifiques retenus expriment la contribution annuelle moyenne en P total des routes pavées (1,17 kg P/ha) et non pavées (0,78 kg P/ha), de la forêt (0,14 kg P/ha), des milieux humides (0,72 kg P/ha) et des friches (0,14 kg P/ha).

6.2 Résultats

6.2.1 Paramétrage du scénario de gestion de référence

Les Tableaux 6.1 à 6.3 présentent un portrait d'ensemble de l'aménagement des terres et des régimes des sols et des cultures pour l'ensemble des 14 331 ha en culture du bassin versant de la rivière Boyer, tel que retenu en scénario de gestion agricole de référence. Dans l'ensemble, 65 % de la superficie totale du bassin de la rivière est cultivée. Les cultures annuelles occupent 45 % de la superficie en culture du bassin versant et incluent le soja (16 %), les céréales à paille (15 %), le maïs grain (10 %) et le maïs ensilage (5 %). Pour les fins de la modélisation, les champs du bassin versant en cultures comportant des sols des groupes hydrologiques C et D ont été considérés drainés, alors que les champs associés aux groupes A et B ont été considérés comme non drainés, de même que les prairies considérées permanentes (non déclarées à La Financière). Globalement, il en résulte qu'environ 27 % des superficies en cultures ont été considérées sous drainage souterrain. Les superficies sous cultures de soja, de céréales à paille et de maïs grain sont considérées drainées dans l'ordre de 41 %, 34 % et 28 %, respectivement. Pour les prairies, la proportion de la superficie drainée est de 22 %.

En ce qui a trait au paramétrage des pratiques de travail du sol, une approche similaire à l'indexation du drainage souterrain a été retenue. Les champs du bassin versant en cultures annuelles comportant des sols des groupes hydrologiques C et D ont été considérés comme labourés à l'automne, alors que les champs associés aux groupes A et B ont été considérés comme déchaumés au printemps, sans travail du sol à l'automne. Les superficies sous cultures de soja, de céréales à paille et de maïs grain sont ainsi considérées sous labour d'automne dans l'ordre de 41 %, 34 % et 28 %, respectivement.

La teneur en P moyenne des sols en culture du bassin versant, pondérée pour la superficie, a été établie à 187 kg P/ha (Méthode Mehlich 3) sur la base de l'étude de Beaudet et al. (2009). L'écart-type est de 30 kg P/ha. Compte tenu des taux variables de la capacité de fixation des sols en P du bassin versant, ce taux de richesse moyen se traduit en un indice de saturation variant de 5,5 à 14,8 % (P/Al Mehlich-3). En ce qui a trait aux apports en engrais de ferme et minéraux, une application de 50 kg P₂O₅ à l'hectare a été attribuée à l'ensemble du bassin versant, reflétant le bilan des apports en P documenté pour de la région à l'étude (MELCC, 2016).

Tableau 6.1 : Distribution des occupations agricole et non agricole des sous-bassins sous suivi hydrométrique et de l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer

Superficies (ha)	Micro-Bassin	Boyer Sud	Boyer aval	Boyer (Total)
Céréales à paille	13	601	1 478	2 168
Maïs ensilage	0	81	463	694
Maïs grain	69	110	1 281	1 371
Maraîcher	0	552	30	30
Soya	60	998	1 956	2 245
Petits fruits	0	0	13	13
Prairie	38	1 945	6 422	7 811
Total agricole	180	4 287	11 644	14 331
Friches	4.4	82	721	785
Forêts	207.6	1 368	4 989	5 372
Routes non pavées	4.6	87	336	385
Routes pavées	0.2	49	179	277
Milieux humides	0	0	755	755
Eau	0	2	109	190
Total bassin	397	5 875	18 734	22 096

Tableau 6.2 : Distribution des aménagements du drainage souterrain des champs retenue dans le paramétrage du méta-modèle à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer.

Classe de culture	Superficie (ha)	(% total)	Drainage systématique (ha)	Absence (ha)
Céréales à paille	1 847	15.6%	632.3	1 214.5
Maïs ensilage	463	3.9%	143.7	319.6
Maïs grain	1 212	10.2%	339.4	872.9
Maraîcher	30	0.3%	0.2	29.6
Petits fruits	13	0.1%		13.2
Soya	1 896	16.0%	773.3	1 122.8
Prairie	6 384	53.9%	1 392.3	4 991.5
Total	11 845.2	100.0%	3 281	8 564.0
(% total)			27.7%	72.3%

Tableau 6.3 : Distribution des pratiques de travail du sol pour les cultures annuelles retenue dans le paramétrage du méta-modèle à l'échelle du bassin versant

Classe de cultures annuelles	Superficie totale (ha)	Labour Automne (ha)	Déchaumage Printemps (ha)
Céréales à paille	1847	632	1215
Maïs ensilage	463	144	320
Maïs grain	1212	339	873
Maraîcher	30		30
Petits fruits	13		13
Soya	1896	714	1182
Prairie	6384		
Total	11845	1829	3632
% (cultures annuelles)		15.4%	30.7%

6.2.2 Résultats de la modélisation GéODEP pour le scénario de gestion de référence à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer

Globalement, à l'échelle du bassin de la rivière Boyer (22 096 ha), les projections de GéODEP ont été estimées pour plus de 33 992 URHH. Les taux d'exportation de sédiments et de P ont été estimés pour l'ensemble des occupations agricole (65 % de la superficie du bassin), de même que pour la portion non agricole du bassin, incluant le milieu forestier (35 % de la superficie du bassin versant) et les autres occupations. Les projections des taux annuels d'exportation de sédiments et de P total pour les sous-bassins amont des trois stations hydrométriques et pour l'ensemble du bassin de la rivière Boyer sont rapportées aux Tableau 6.4 et 6.5. Le tableau 6.6 compare pour sa part les flux estimés aux trois stations hydrométriques (rapportés sur une base annuelle) aux cumuls des projections du méta-modèle GéODEP pour l'ensemble des unités de calcul des bassins versant en amont des stations.

Dans l'ensemble, les flux projetés par le méta-modèle GéODEP à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer demeurent dans l'ordre de grandeur des flux estimés. À la station hydrométrique Boyer aval, les projections de GéODEP (23 300 T de sédiments et 36 T de sédiments par année) sous-estiment les charges mesurées dans l'ordre de 11 % pour les sédiments (26 000 T) et de 19 % pour le P (44.4 T P), tel que présenté au Tableau 6.6. Une sous-estimation des charges de sédiments et de P particulière par les routines de GéODEP est attendue en aval du bassin de la rivière, compte tenu que GéODEP ne projette, en principe, que les flux associés aux processus de ruissellement au champ. La portion aval du bassin de la rivière Boyer est en effet relativement plus vulnérable aux processus d'érosion en rive et affectée par une plus forte capacité de transport des sédiments en rivière, en raison du cumul des débits des affluents. Peu d'études ont dissocié les origines des sédiments et du P en bassin agricole. S'appuyant sur le suivi

hydrométrique de dix champs et de l'exutoire d'un micro-bassin agricole en Montérégie, Michaud et al. (2019) ont estimé que jusqu'à 21 % de la charge de P total et 43 % de la charge de sédiments étaient associées aux processus d'érosion et de remise en suspension de sédiments dans le cours d'eau. Compte tenu de la forte hydraulité de la rivière Boyer, une contribution relativement importante des processus érosifs en cours d'eau aux charges globales de sédiments apparaît réaliste (voir section 5).

À la station de la Boyer Sud, le rapport des charges mesurées à la station hydrométrique et projetées par GÉODEP s'inversent. En effet, les projections de GÉODEP apparaissent nettement surestimées par rapport aux flux mesurés à la station hydrométrique, soit dans l'ordre de 120 % pour les sédiments et de 84% pour le P total. En ce qui a trait aux sédiments, notons ici que l'estimation du flux, suivant un modèle de régression concentration : débit, est associée à un coefficient de variation de 30 %, qui ne respecte pas le critère de 15 % d'ajustement du modèle statistique de mesure. Ce niveau d'incertitude limite ainsi l'interprétation de la performance du méta-modèle. La surestimation du flux de P par GÉODEP, par contre, est appuyée par une estimation acceptable du flux mesuré de P total (CV =15 %). Cette importante surestimation du flux de P peut refléter un paramétrage inadéquat du modèle (scénario de gestion de référence). Aussi, le portrait hydrogéomorphologique du bassin versant a démontré que les tronçons de la rivière Boyer Sud sont relativement moins vulnérables aux processus érosifs que les sections aval. Les puissances spécifiques, la migration historique des berges ou la proportion de talus érodables y sont généralement de moindre amplitude (résultats présentés antérieurement en section 5). L'hypothèse soulevée ici est qu'une capacité d'émission et de transport des sédiments plus forte dans les tronçons aval de la Boyer contribuerait à expliquer des charges mesurées et projetées plus en accord que dans la Boyer Sud, où la capacité d'émission et de transport en cours d'eau est moindre.

À la station du micro-bassin EPERLAB, la mesure de la concentration en sédiments, basée sur le signal de turbidité, s'avère précise. Par contre, la mesure du débit repose sur un calage Hauteur-Vitesse-Débit d'une seule année et apparaît surestimée (769 mm d'hauteur d'eau) par rapport aux stations Boyer Sud (550 mm) et Boyer aval (655 mm), tel que discuté en section 3.2.3. Ainsi, la projection de charge de sédiments par GÉODEP demeure résolument surestimée (80 %) par rapport à la charge mesurée à la station du micro-bassin. L'hypothèse avancée dans l'explication du flux relativement plus faible à la station Boyer Sud, par rapport à la station aval, conserve ici sa pertinence. L'indice de vulnérabilité du cours d'eau y est en effet au plus bas, par rapport à l'ensemble des tronçons de la zone d'étude. En ce qui a trait au P, la sous-estimation du méta-modèle par rapport au flux mesuré (-45 %) est attribuée à des modalités d'épandage des engrais de ferme, non prises en compte dans le paramétrage du modèle. Tel que discuté précédemment (section 3.3.3), des concentrations ponctuelles élevées de P observées à l'exutoire du bassin seraient indicatrices d'engrais de ferme non incorporés. Michaud et Laverdière (2004) ont démontré dans le cadre de dispositifs contrôlés au champ en Montérégie, que la présence d'engrais de ferme non-incorporé contribuait significativement (+60 %) à l'enrichissement du ruissellement de surface. L'enrichissement du ruissellement de surface en P en lien avec des engrais de ferme non incorporés a également été mis en relief dans un dispositif d'étude en micro-bassin versant en Estrie (Michaud et al., 2018).

Rappelons par ailleurs que les écarts dans les flux de sédiments et de P mesurés et projetés par GÉODEP se situent dans l'ordre de la variabilité interannuelle mesurée en petits bassins versants au Québec. Par exemple, la charge observée de P total à l'aval de la rivière de la Roche, un petit bassin versant de taille similaire à la rivière Boyer en Montérégie, varie de 7,56 T en 2015, à 17,53 T en 2011 (Michaud et al.2019), en hausse de 132 %.

Tableau 6.4 : Charges annuelles massiques et spécifiques de sédiments et de phosphore (P) projetées à l'échelle des sous-bassins des stations hydrométriques du micro-bassin et du sous-bassin de la rivière Boyer Sud par le méta-modèle GéODEP en scénario de gestion de référence.

Micro-Bassin EPERLAB						
			Charge MES	Charge spécifique MES	Charge P total	Charge spécifique P total
	Superf. (ha)	% superf. Agr.	(kg/an)	(kg/ha-an)	(kg/an)	(kg/ha-an)
Céréales à paille	13	7%	8 333	654	19	1.52
Maïs ensilage	0	0%	0	0	0	0
Maïs grain	69	38%	88 051	1 276	103	1.50
Maraîcher	0	0%	0	0	0	0
Soya	60	33%	64 355	1 074	104	1.74
Petits fruits	0	0%	0	0	0	0
Prairie	38	21%	12 338	324	97	2.53
Total agricole	180	45%	173 077	962	324	1.80
Friches	4		1 823	417	1	0.17
Forêts	208		10 441	50	29	0.14
Routes n. pavées	5		6 996	1 525	4	0.78
Routes pavées	0		150	685	0	1.17
Milieux humides	0		0	0	0	0
Eau	0		0	0	0	0
Total bassin	397		192 487	485	357	0.90
Sous-bassin Boyer Sud						
			Charge MES	Charge spécifique MES	Charge P total	Charge spécifique P total
	Superf. (ha)	% superf. Agr.	(kg/an)	(kg/ha-an)	(kg/an)	(kg/ha-an)
Céréales à paille	601	334%	2 340 269	3 895	2 059	3.43
Maïs ensilage	81	45%	512 161	6 351	332	4.12
Maïs grain	110	61%	550 299	5 008	1 119	10.18
Maraîcher	552	307%	875 976	1 586	867	1.57
Soya	998	555%	5 680 416	5 689	4 044	4.05
Petits fruits	0	0%	0	0	0	0
Prairie	1 945	1081%	2 338 991	1 203	6 127	3.15
Total agricole	4 287	73%	12 298 111	2 869	14 548	3.39
Friches	82		65 675	798	14	0.17
Forêts	1 368		295 275	216	191	0.14
Routes n. pavées	87		125 257	1 436	68	0.78
Routes pavées	49		37 095	757	57	1.17
Milieux humides	0		0	0	0	0
Eau	2		0	0	0	0.00
Tot. bassin	5 875		12 821 414	2 182	14 879	2.53

Tableau 6.5 : Charges annuelles massiques et spécifiques de sédiments et de phosphore (P) projetées à l'échelle du sous-bassin de la station hydrométrique du sous-bassin aval de la rivière Boyer Sud et pour l'ensemble du bassin versant par le méta-modèle GÉODEP en scénario de gestion de référence.

Sous-bassin Boyer aval						
			Charge MES	Charge spécifique MES	Charge P total	Charge spécifique P total
	Superf. (ha)	% superf. Agr.	(kg/an)	(kg/ha-an)	(kg/an)	(kg/ha-an)
Céréales à paille	1 478	13%	3 809 518	2 577	3 915	2.65
Maïs ensilage	463	4%	1 414 999	3 054	3 315	7.16
Maïs grain	1 281	11%	2 345 128	1 830	2 534	1.98
Maraîcher	30	0%	21 709	729	34	1.15
Soya	1 956	17%	8 419 097	4 304	6 806	3.48
Petits fruits	13	0%	9 982	759	20	1.52
Prairie	6 422	55%	6 175 433	962	17 532	2.73
Total agricole	11 644	100%	22 195 865	1 906	34 155	2.93
Friches	721		271 448	376	122	0.17
Forêts	4 989		379 586	76	698	0.14
Routes n. pavées	336		328 778	977	262	0.78
Routes pavées	179		69 231	387	209	1.17
Milieux humides	755		53 680	71	544	0.72
Eau	109		0	0	0	0.00
Total bassin	18 734		23 298 588	1 244	35 992	1.92
Bassin au complet						
			Charge MES	Charge spécifique MES	Charge P total	Charge spécifique P total
	Superf. (ha)	% superf. Agr.	(kg/an)	(kg/ha-an)	(kg/an)	(kg/ha-an)
Céréales à paille	2 168	51%	4 976 793	2 295	5 238	2.42
Maïs ensilage	694	16%	1 701 816	2 453	4 618	6.66
Maïs grain	1 371	32%	2 346 211	1 712	2 596	1.89
Maraîcher	30	1%	20 413	686	33	1.10
Soya	2 245	52%	8 819 155	3 929	7 411	3.30
Petits fruits	13	0%	9 745	0	20	0.00
Prairie	7 811	182%	6 843 857	876	19 463	2.49
Total agricole	14 331	100%	24 717 990	1 725	39 378	2.75
Friches	785		279 895	356	139	0.17
Forêts	5 372		372 551	69	752	0.14
Routes n. pavées	385		330 137	858	300	0.78
Routes pavées	277		78 588	284	324	1.17
Milieux humides	755		50 691	0	544	0.00
Eau	190		0	0	0	0.00
Tot. bassin	22 096		25 829 852	1 169	41 438	1.88

Tableau 6.6 : Comparaisons des flux annuels mesurés et projetés par le modèle GéODEP aux trois stations hydrométriques à l'étude.

Sous-bassin	Superficie (ha)	Charge mesurée		Charge Projetée (GéODEP)			
		MES ¹ (Kg/an)	P Total ² (Kg/an)	MES (Kg/an)	Diff.	P Total (Kg/an)	Diff.
Micro-bassin EPERLAB	397	106 880	650	192 487	80%	357	-45%
Station Boyer Sud	5 875	5 828 352	8 067	12 821 414	120%	14 879	84%
Station Boyer Aval	18734	26 058 994	44 400	23 298 588	-11%	35 992	-19%
Bassin Boyer (Total)	22096	ND	ND	25 829 852		41 438	

1: Mesures par sondage continu de la turbidité au micro-bassin; estimation par modèle de régression concentration:débit aux stations Boyer Sud et Boyer Aval.

2: Estimation par modèle de régression concentration :débit aux trois stations.

Les figures 6.3 à 6.5 illustrent successivement les projections des hauteurs de ruissellement et des exportations spécifiques (sur la base de la superficie) de sédiments et de P total projetées par le modèle GéODEP pour l'application du scénario de gestion de référence à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer. La Figure 6.6 illustre pour sa part la distribution de ces mêmes variables, projetées pour les 13 738 URHH du bassin versant de la rivière Boyer. Cette représentation des projections du méta-modèle illustre l'importante variabilité des taux de ruissellement, des charges de sédiments et des charges de P projetées par GéODEP, de même que leurs corrélations.

La Figure 6.6a illustre la distribution des taux d'exportation de sédiments en fonction des taux projetés de ruissellement de surface par GéODEP et du facteur LS. Dans l'ensemble, les taux de ruissellement projetés varient de 51 à 535 mm par an. Cette forte disparité traduit en premier lieu la classification des groupes hydrologiques des sols du bassin versant prise en compte dans le modèle. La présence de drainage de drainage souterrain systématique ou partiel, la classe du drainage de surface et de la condition du sol documentée dans GéODEP (Michaud et al., 2009) contribuent aussi à moduler le taux de ruissellement de surface projeté. Bien qu'une tendance à l'augmentation du taux d'exportation de sédiments soit suggérée en réponse à l'accroissement du taux de ruissellement, la figure 6.6 a met en relief que l'exportation de sédiments varie considérablement pour un taux de ruissellement donné. Cette dispersion dans les taux projetés d'exportation de sédiments reflète les effets cumulés du relief, des propriétés des sols et de la régie de la parcelle pris en compte dans le modèle. Il s'en suit une forte discrimination des taux projetés de pertes de sédiments, d'une valeur pratiquement nulle, par exemple, sur un terrain plat, très perméable (groupe hydrologique « A »), drainé et en prairie, à plus de 10 tonnes de sédiments par hectare, sur des sols peu perméables, en culture annuelle sans pratique culturale antiérosive, et suivant de longs parcours de l'eau et/ou de fortes pentes. La Figure 6.6b illustre pour sa part l'effet déterminant du relief sur la vulnérabilité du parcellaire agricole à l'érosion dans la région à l'étude. Pour une même culture de soja par exemple, la charge de sédiments projetée peut ainsi varier 0,15 T/ha en terrain plat (LS = 0,05) sur un sol bien drainé à plus de 35 T à l'hectare, par exemple, sur un sol mal drainé et érodable, présentant une longueur de parcours de l'eau de 200 m sur une pente inclinée à 9 % (LS = 3,0).

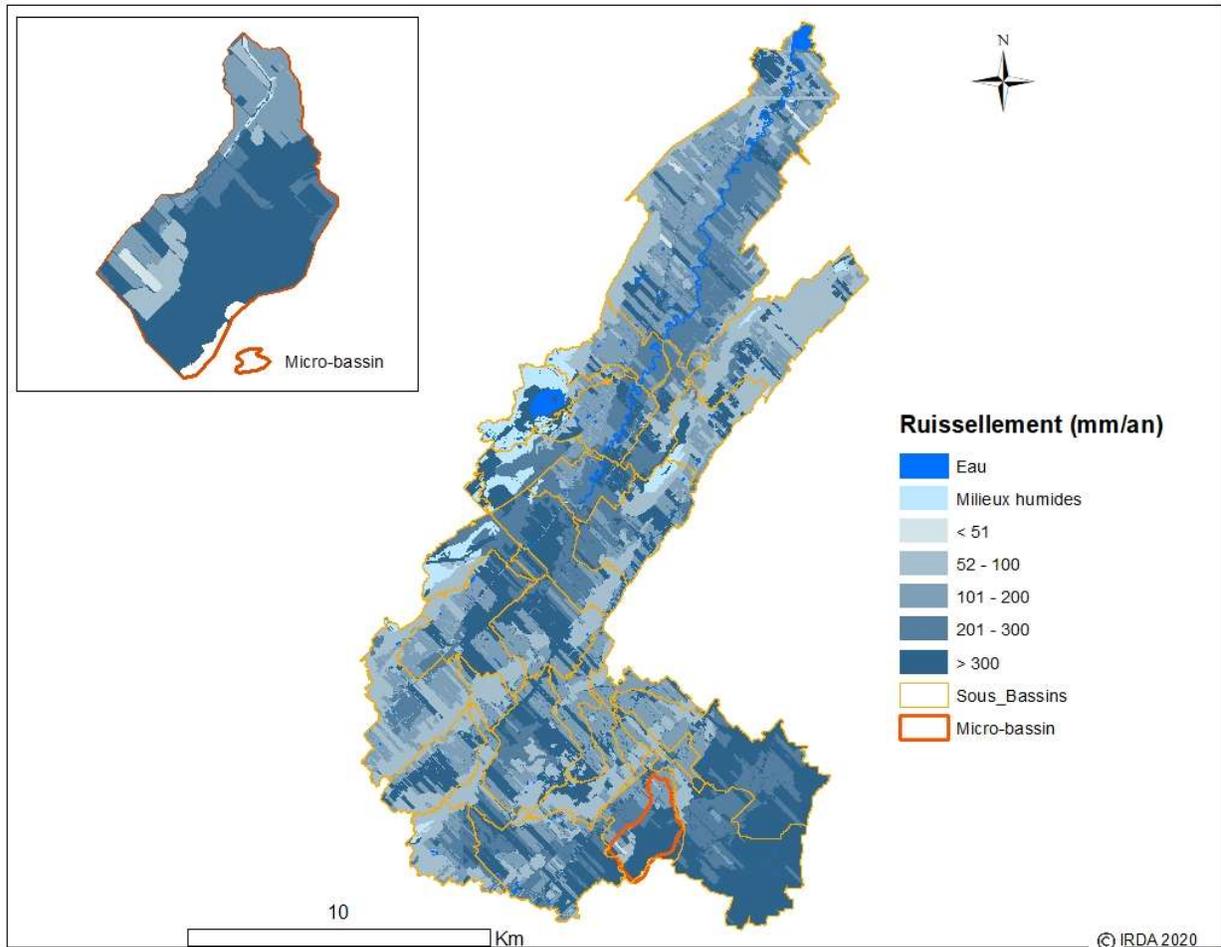


Figure 6.3 : Projections de la hauteur de ruissellement de surface du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence

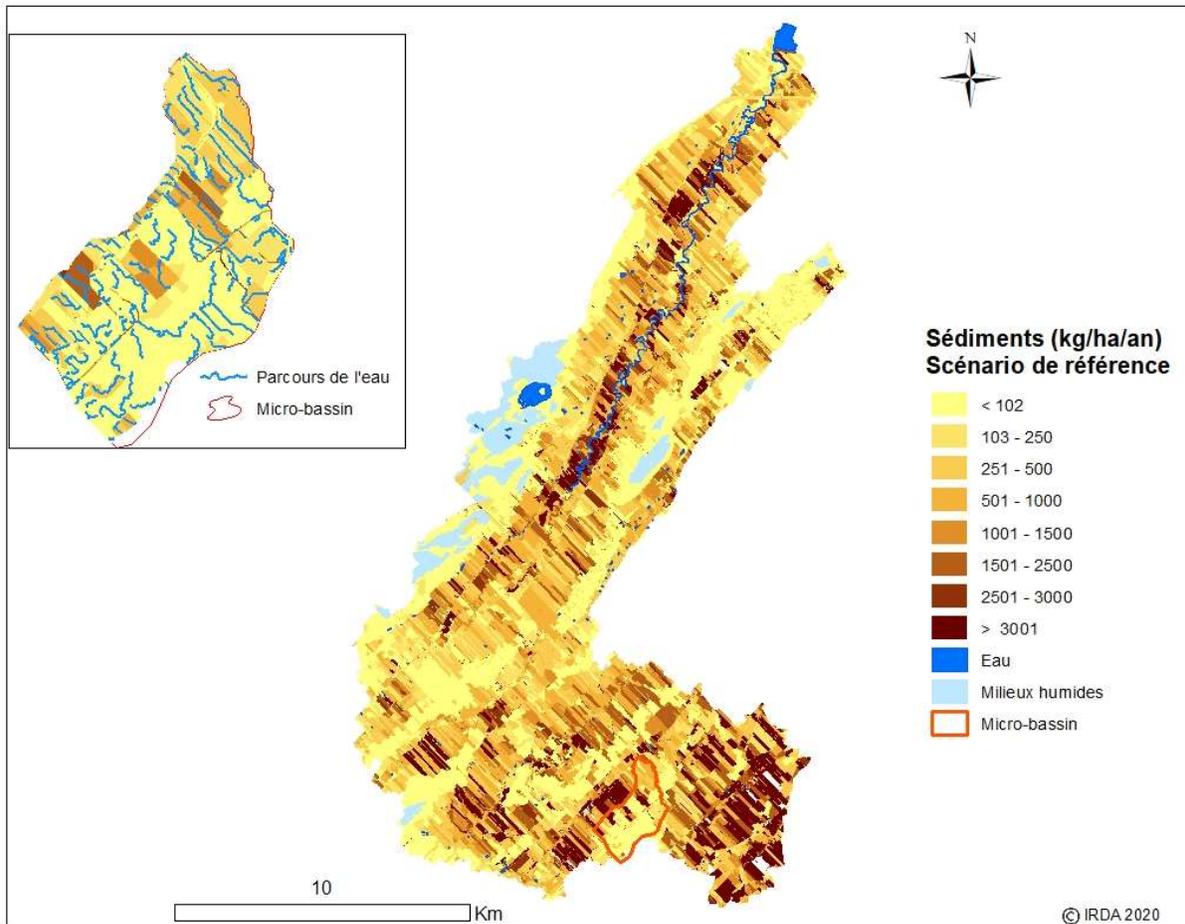


Figure 6.4 : Projections de la charge spécifique de sédiments du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence

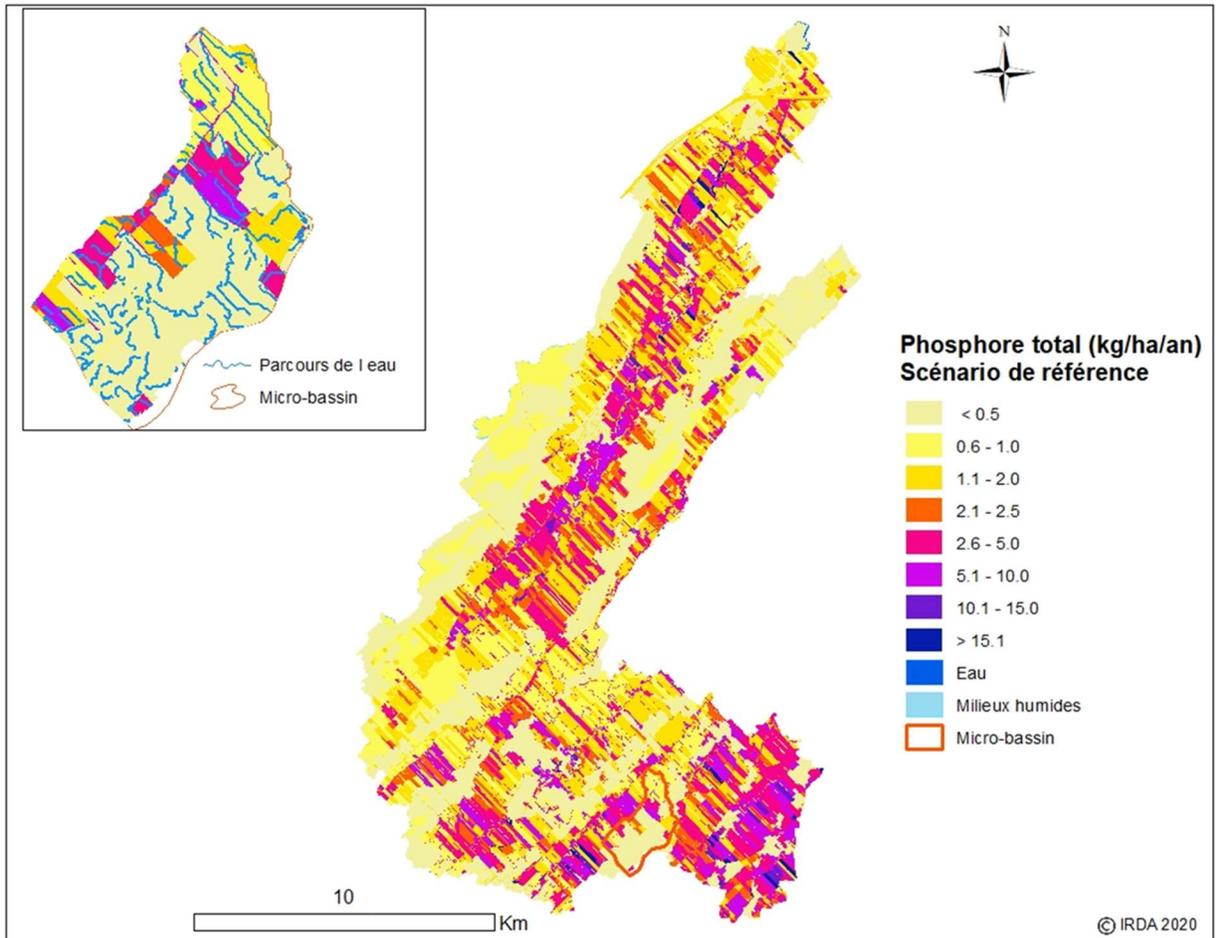


Figure 6.5 : Projections de la charge spécifique de P du bassin versant de la rivière Boyer pour le scénario de gestion de référence

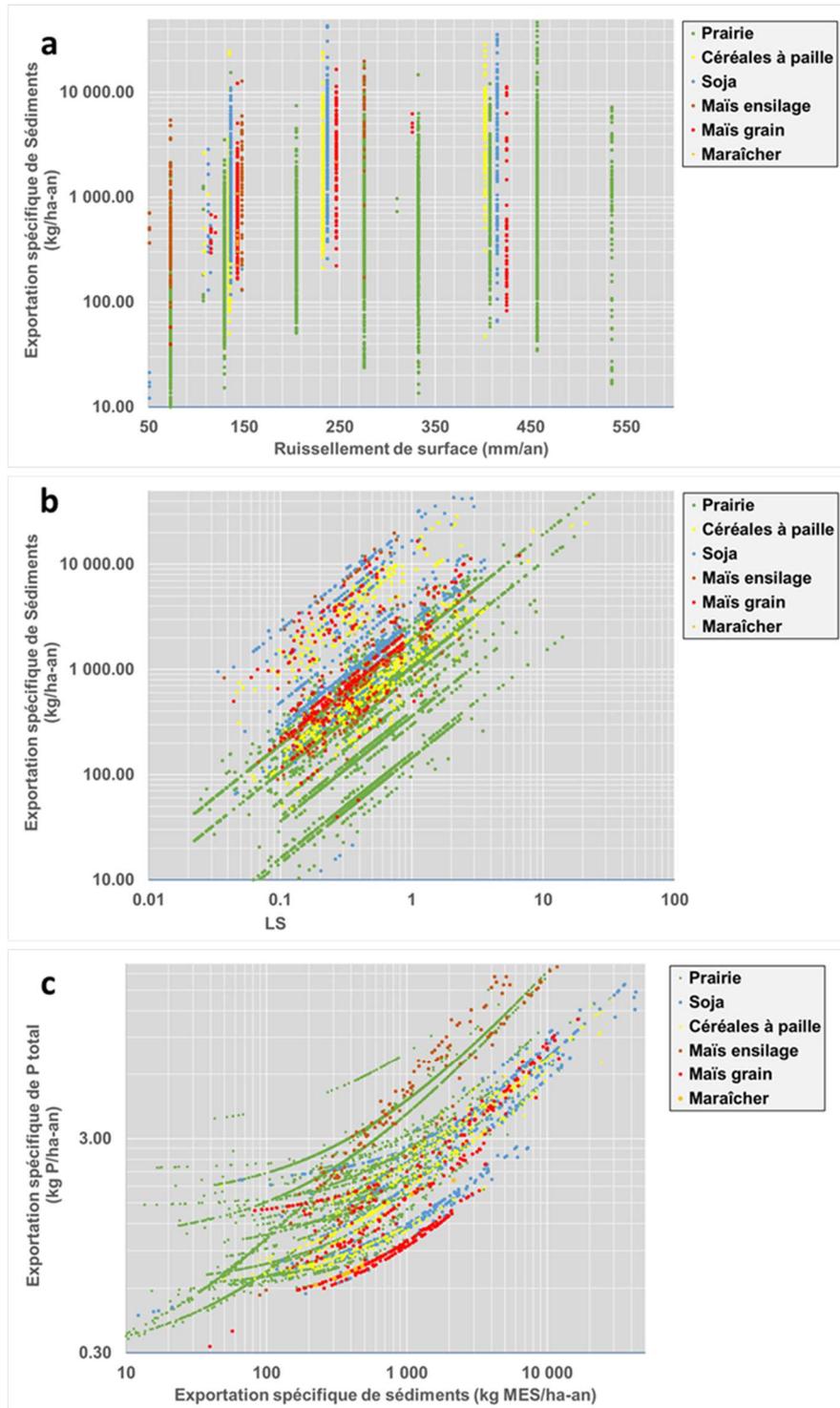


Figure 6.6 : Projections des taux spécifiques d'exportation de sédiments des unités de réponses hydrologiques (URHH) en occupation agricole du bassin versant de la rivière Boyer en fonction de la hauteur du ruissellement de surface (a) et du facteur topographique LS (b), et taux spécifiques d'exportation de phosphore (P) en fonction du taux d'exportation de sédiments (c)

Dans l'ensemble, les taux d'érosion les plus élevés de la zone d'étude sont associés aux cultures annuelles (soja, maïs et céréales à paille) cultivées sur un relief en pente, exprimé par des valeurs élevées du facteur topographique LS dans le modèle GéODEP. La culture du soja est associée au taux spécifique d'exportation annuelle de sédiments le plus élevé, soit 3,93 tonnes de sédiments par hectare moyenne à l'échelle du bassin versant (Tableau 6.4). La faible protection anti-érosive offerte par des résidus de culture, peu abondants, explique cette projection de vulnérabilité aux processus érosifs. Celle-ci est cependant fortement modulée par les propriétés des sols et du relief, de même que par l'aménagement des terres. Le paysage du bassin versant offre en effet une large gamme de pentes et de longueurs de parcours de l'eau, qui contribue à l'importante variabilité de perte de sol pour une combinaison de type de sol et de culture donnée. En production de foin, cette variabilité dans les projections de pertes de sol est aussi tributaire de l'année de rotation, reflétant ou non, un labour de la prairie l'automne précédent.

En ce qui a trait au P, les résultats du suivi hydrométrique présentés précédemment (section 6.3) indiquent que la plus large part de la charge de P observée dans la rivière Boyer est de nature particulaire. Cette corrélation entre le taux de perte de sédiments et de P est clairement exprimée par les projections de GéODEP à l'échelle du bassin, tel qu'illustré en Figure 6.6c. La portion la plus vulnérable à l'érosion du parcellaire en culture est aussi associée à l'exportation spécifique la plus élevée de P. Il n'est donc pas surprenant de constater que les superficies en culture de maïs ensilage par exemple, particulièrement vulnérables à l'érosion (moyenne de 2,45 T/ha-an), sont associées aux taux les plus élevés de perte de P à l'échelle du bassin versant (moyenne de 6,7 kg/ha-an).

Bien que la distribution des taux spécifiques d'exportation de P (Figure 6.6c) illustre bien la corrélation entre les taux projetés de pertes de sol et de P, elle met aussi en relief une variabilité importante de la perte projetée de P pour une classe de culture donnée et présentant un taux d'érosion similaire. Conceptuellement, cette variabilité de l'exportation de P, à taux constant de perte de sédiments, illustre l'influence des facteurs *Sources* pris en compte dans le modèle GéODEP, notamment les taux génériques de richesse de sol en P retenu dans le paramétrage du méta-modèle (moyennes à l'échelle municipale). En fait, les algorithmes de GéODEP sont très sensibles au taux de richesse en P du sol, reflétant les études réalisées au Québec sur le sujet. Rappelons que la disponibilité de données à l'échelle parcellaire se limitait au micro-bassin EPERLAB dans le cadre de la présente étude. Aussi, à l'échelle du bassin versant, le recours à des taux moyens de richesse de sols par municipalité, fait en sorte « d'aplanir » l'expression de la variabilité spatiale de ce facteur déterminant des pertes de P.

En ce qui a trait à l'influence des apports de P, rappelons que les algorithmes du modèle attribuent un effet aux apports d'engrais que dans le seul cas où ceux-ci ne sont pas incorporés au sol. Cette hypothèse reflète le consensus généralement exprimé dans la littérature scientifique que l'incorporation immédiate des engrais annule à toute fins pratiques le risque (évènementiel) d'enrichissement du ruissellement de surface, un processus actif sur les quelques premiers millimètres de la surface du sol. Dans le cas du territoire à l'étude, seules les superficies en prairie, et en céréales à paille ont vu leur richesse en P du ruissellement de surface ajustée en réponse à l'épandage d'engrais de ferme non incorporés, suivant les algorithmes du modèle. En ce qui a trait aux engrais minéraux phosphatés, considérant que la très large part est appliquée au semis

et profite ainsi d'une incorporation, GéODEP n'y attribue aucun effet sur l'enrichissement du ruissellement en P.

Notons ici que cette fonction d'enrichissement du ruissellement en P découlant d'épandages d'engrais de ferme a été développée sur la base d'observations générées en conditions contrôlées sous pluie simulée sur des champs en Montérégie (N = 36). Le dispositif a permis de comparer l'effet de l'application d'engrais de ferme sur des prairies ou des sols nus par rapport à une parcelle Témoin sans apport d'engrais. L'enrichissement du ruissellement en P réactif soluble liée à l'apport d'engrais de ferme s'est avéré déterminé par la richesse du sol en P, alors que l'état de surface (sol nu ou prairie) ou les autres propriétés du sol ne contribuaient que marginalement à expliquer l'effet de l'apport de l'engrais de ferme. Pour plus d'information sur les algorithmes retenus dans GéODEP dans l'expression de l'effet des apports non incorporés d'engrais de ferme, le lecteur est invité à consulter l'annexe II du présent rapport de même que les résultats originaux de l'expérience publiés par Michaud et Laverdière (2004).

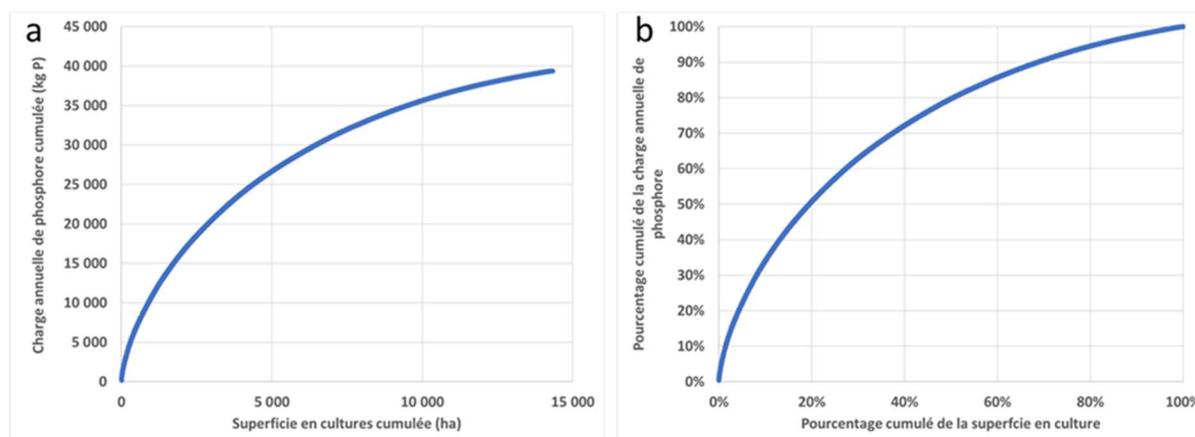


Figure 6.7 : Cumul des charges de phosphore (P) par ordre décroissant de vulnérabilité du parcellaire en fonction de la superficie cumulée pour le scénario de gestion de référence appliqué au bassin versant de la rivière Boyer

Dans l'ensemble, la forte dispersion des taux prédits de pertes de sol et de P par GéODEP en fonction de chacune des principales variables d'entrées, prises individuellement, reflète que les processus érosifs et de mobilisation de P découlent d'effets et d'interactions de plusieurs facteurs. A sa plus simple expression, la vulnérabilité d'une parcelle agricole donnée est révélée 1) par ses sources de P, qu'elles soient stockées (richesse du sol) ou apportées (apports d'engrais de ferme et minéraux) et 2) par les différents facteurs de mobilisation (ruissellement et érosion).

Une implication pratique des résultats de la modélisation GéODEP appliquée au bassin versant de la rivière Boyer est la nécessaire prise en compte de l'ensemble des facteurs « Sources » et « Transport » dans l'appréhension de la vulnérabilité du territoire aux exportations de P. Il en sera de même pour les retombées environnementales de scénarios alternatifs de gestion du parcellaire agricole. L'introduction d'une nouvelle pratique culturale ou d'un nouvel aménagement des terres verra son effet sur l'exportation de P, au final, déterminée par les propriétés des sols, du paysage et du système de culture. L'introduction du semis direct, par exemple, exacerbera la perte de P sur des champs où les engrais de ferme ne sont pas incorporés (effet antagoniste). De la même façon, le cumul de plusieurs pratiques agroenvironnementales pourra se traduire en

effets synergiques. Une discussion plus détaillée de ces interactions et de leurs implications opérationnelles est proposée par Martel et al. (2006).

Une autre implication pratique des résultats de la modélisation de GéODEP est toute la pertinence de cibler, au plan spatial, les actions agroenvironnementales en fonction de la vulnérabilité du parcellaire. Moins de 20 % de la superficie en culture est en effet associée à plus de 50 % de la charge annuelle de P exportée du bassin versant de la rivière Boyer, telle qu'illustrée par la distribution des charges cumulées de P en fonction de la superficie pour le scénario de gestion de référence appliqué au bassin versant de la rivière Boyer (Figure 6.7).

6.2.3 Résultats de la modélisation GéODEP et analyse économique du scénario alternatif de gestion agricole du bassin versant de la rivière Boyer

Cette section du rapport présente les flux de sédiments et de P projetés par GéODEP en réponse au scénario alternatif de gestion agricole appliqué à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer, de même qu'une estimation des coûts potentiels associés à une éventuelle mise en œuvre. Rappelons que le méta-modèle GéODEP permet à l'utilisateur de projeter, pour un champ donné, l'effet cumulatif de plusieurs pratiques alternatives, et ce dans le contexte de régie et de propriétés des sols propre à chacun des champs de la région d'étude (URHH). La démarche de modélisation du scénario alternatif de gestion a donc consisté à modifier les paramètres de gestion des différentes URHH, sans toutefois changer leurs propriétés géophysiques, telles que la nature des sols, du relief ou de la présence de drainage souterrain. Il est ainsi permis de projeter, pour un ensemble de champs ciblés, la réduction des exportations de sédiments et de P suivant une ou une combinaison de pratiques alternatives de gestion.

L'élaboration du scénario alternatif de gestion du territoire agricole du bassin versant de la rivière Boyer intègre des pratiques alternatives de régie des sols et des cultures, de nouveaux aménagements des champs, des rives et des cours d'eau, de même que des changements de vocation de zones du bassin versant particulièrement vulnérables, soit en raison de leur inondabilité ou de la sévérité des processus d'érosion.

Compte tenu du portrait agroenvironnemental généré en scénario de gestion de référence, le scénario alternatif de gestion a retenu trois principaux objectifs, soit :

1. La réduction des taux d'érosion. Le relief incliné du bassin versant, l'érodabilité élevée de certaines séries de sol et l'importance des cultures annuelles contribuent à la vulnérabilité élevée de certains secteurs de la région d'étude aux processus d'érosion. Des cultures de couverture sont systématiquement implantées dans le soja, le maïs ensilage et les céréales à paille, alors que le déchaumage printanier protège les champs de maïs qui étaient labourés à l'automne dans le scénario de gestion de référence.
2. La protection de l'espace minimal de liberté de la rivière et des zones excessivement vulnérables à l'érosion. Ces superficies en culture localisées dans l'espace de liberté déterminée pour le cours d'eau (Section 5) ou dans les zones du bassin versant au relief fortement incliné ont été converties en milieu naturel, valorisées en agroforesterie ou maintenues en prairie permanente.

3. La protection des zones riveraines. Des bandes riveraines de trois mètres de largeur ont été attribuées aux cultures annuelles, de même que l'aménagement systématique de structures de captage et de sédimentation (pour le parcellaire à l'extérieur du corridor de liberté des cours d'eau principaux). Il est à noter que la protection de l'espace de liberté minimal inclut de facto la protection des zones riveraines.

Trois mises en garde s'imposent à l'égard des réponses de la qualité de l'eau aux actions agroenvironnementales projetées par le modèle :

- D'abord, la combinaison de scénarios retenus dans le cadre de la présente étude doit être considérée à titre indicatif. Dans les faits, une multitude de scénarios de régie et d'aménagement peut être généré par l'utilisateur du méta-modèle. Il n'appartient pas aux auteurs de la présente étude de dicter les actions environnementales d'une éventuelle action concertée de mise en valeur du bassin versant de la rivière Boyer. Le système d'information développée dans le cadre du présent projet demeure un outil destiné à appuyer la concertation et la planification d'actions agroenvironnementales qui allient performance technique, acceptabilité sociale et faisabilité économique.
- La deuxième mise en garde concerne les projections des réponses de la qualité de l'eau aux pratiques agricoles et aménagements des terres estimées par le méta-modèle GéODEP, qui doivent aussi être considérées à titre indicatif. Certes, les charges globales de sédiments et de P projetées par GéODEP en scénario de gestion de référence sont représentatives des données de suivi hydrométrique colligées aux stations hydrométriques du bassin versant. Cependant, nous ne disposons pas de telles balises (données de suivi hydrométrique) pour valider des projections de taux d'érosion ou d'exportation de P en réponse à des scénarios alternatifs de gestion. Rappelons que les projections issues des algorithmes de GéODEP reflètent l'état des connaissances en matière d'hydrologie et d'agronomie, inspirées d'études réalisées au Québec aux échelles de la parcelle, du champ ou du bassin versant. La documentation des efficacités environnementales des scénarios alternatifs de régie des sols demeure cependant limitée pour les conditions agro-climatiques propres au Québec et constitue encore aujourd'hui une importante priorité de recherche. Il est à souhaiter que les algorithmes de GéODEP puissent s'enrichir, dans un avenir rapproché, de nouvelles observations quantifiant l'efficacité environnementale des pratiques agricoles de conservation des sols et de l'eau dans le contexte spécifique du climat, de l'aménagement des terres et des systèmes culturels et d'élevage propres au Québec.
- En troisième lieu, le lecteur doit garder à l'esprit la finalité d'une analyse coût : efficacité (ACE). Ce type d'analyse ne mène pas forcément à une sélection de la meilleure alternative quant aux coûts et aux bénéfices des différentes options. L'ACE guide plutôt le décideur, public ou privé, vers l'option la moins coûteuse pour obtenir un résultat voulu, la réduction des flux de P dans le cas présent. Ainsi, l'ACE peut être un outil des plus valables lorsqu'un objectif non financier est établi d'emblée et que l'on cherche à connaître la solution la moins coûteuse pour atteindre cet objectif. Dans le cas présent, l'objectif déjà établi est une réduction substantielle de la charge en sédiments et en P à la rivière. L'ACE se distingue donc d'autres approches, comme l'analyse coûts : bénéfices (ACB).

L'ACB consiste en une approche d'analyse beaucoup plus globale où tous les coûts et tous les bénéfices sont pris en compte. Ainsi, par exemple, on inclura dans une ACB les bénéfices publics associés à une réduction de la charge en sédiments et en P (réduction des coûts de traitement de l'eau potable, hausse des revenus des usages récréatifs des plans d'eau, baisse des coûts d'entretien des cours d'eau, etc.). Par ailleurs, le lecteur doit garder à l'esprit que les résultats de l'ACE sont surtout à considérer à titre indicatif. En effet, les montants utilisés par intervention proviennent tous de sources génériques et non pas des fermes particulières qui auraient à implanter ces interventions.

Les Tableau 6.7 et Tableau 6.8 rapportent les résultats de réductions de charges annuelles de sédiments (MES) et de P total par classe d'utilisation du sol le bassin versant de la rivière Boyer résultant de l'application du scénario alternatif de gestion agricole. Une approche itérative retenue dans l'introduction des mesures individuelles dans le méta-modèle permet de comparer leurs effets simples, de même que leurs effets cumulés, ou antagonistes, sur les charges de sédiments et de P par classe de culture pour l'ensemble de la portion agricole du bassin versant en territoire Québécois. Les effets de chacune des différentes mesures sont rapportés sur le bilan global des exportations à l'échelle de bassin versant, de même que sur la base de la superficie traitée par la mesure individuelle. Il est important de noter ici que l'effet de la mesure rapporté à la superficie traitée est exprimé sur la base du scénario cumulatif. Par exemple, l'effet des cultures de couverture rapporté est estimé sur des superficies qui ont bénéficié, en amont, de l'application de la mesure de la culture sur résidus.

Globalement, le cumul des pratiques alternatives de régie du parcellaire et d'aménagement des terres se traduit en une réduction des flux de sédiments projetée par GÉODEP de l'ordre 58 %, et d'une réduction de 34 % des flux de P pour l'ensemble de la superficie en culture du bassin (Tableau 6.8). Les réductions projetées les plus importantes sont associées aux cultures de maïs ensilage et de soja, soit dans l'ordre de 78 et 76 %, pour les sédiments (MES), et de 64 et 50 % pour le P, respectivement. Pour le maïs grain, les réductions projetées sont de l'ordre de 61 % pour les sédiments et de 40 % pour le P. Ces projections de taux élevés de réduction des charges de MES et de P reflètent la vulnérabilité élevée des superficies en soja et en maïs aux processus d'érosion, mise en relief précédemment par la modélisation du scénario de gestion de référence.

Les effets du scénario alternatif de gestion sur les exportations de sédiments et de P demeurent toutefois fortement discriminés sur le plan spatial, tel qu'illustré aux Figure 6.8 et

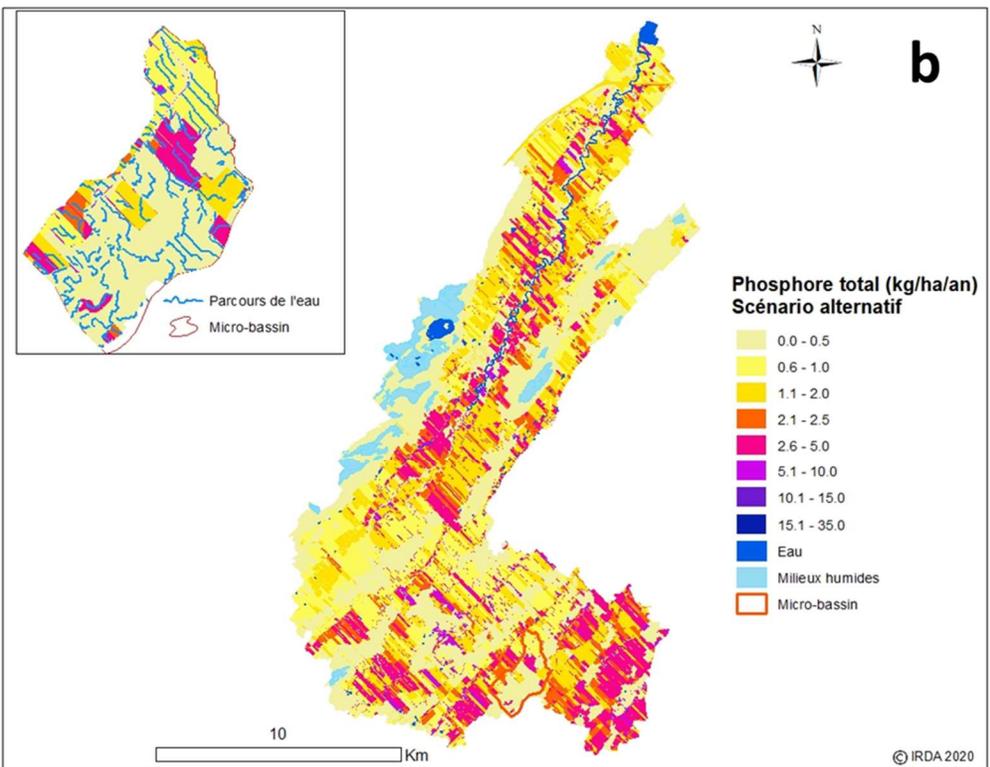
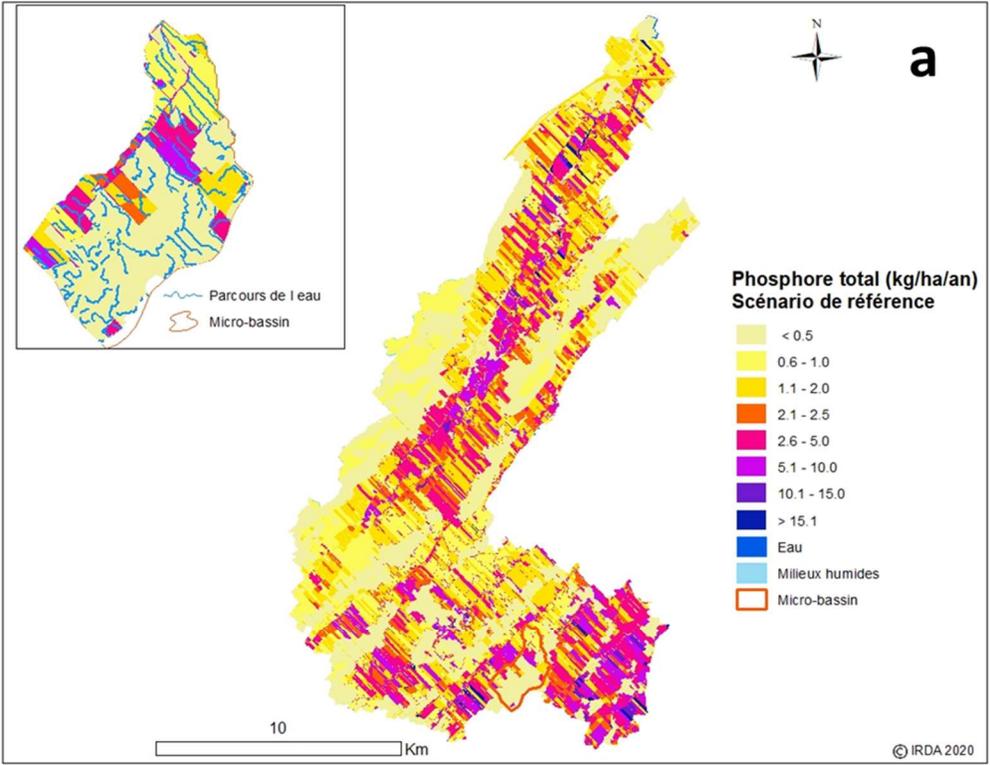


Figure 6.9, comparant les projections de charges des scénarios de gestion de référence et alternatif. Cette disparité reflète en large partie le patron spatial de la vulnérabilité du parcellaire agricole projetée dans le scénario de gestion de référence, où 50 % de la charge de P est associée à 20 % de la superficie en culture (Figure 6.7). Une implication pratique de cette représentation est tout l'intérêt de cibler les superficies les plus vulnérables dans la planification de pratiques alternatives de gestion afin d'en optimiser les retombées sur le plan environnemental.

Tableau 6.7 : Projections des scénarios alternatifs de gestion sur les exportations globales de sédiments et de phosphore (P) par classe d'utilisation du sol à l'exutoire du bassin et sur la base de la superficie traitée pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer

Mesures incluses dans les scénarios de gestion cumulatifs	Estimation sur la base de la superficie en culture totale du bassin											Estimation sur la base de la superficie traitée	
	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Marai-cher	Soja	Petits fruits	Prairie	Total	Superf. en culture traitée (%)	Taux de réduction découlant de la mesure ¹ (%)	Taux cumulatif de réduction des mesures ² (%)	Reduction massique de la charge (kg)	Taux spécifique de réduction de la charge (kg/ha)
Scénario de référence													
Superficie total (ha)	2 168	694	1 371	30	2 245	13	7 811	14 331					
Charge de référence en MES (kg)	4 976 793	1 701 816	2 346 211	20 413	8 819 155	9 745	6 843 857	24 717 990					
Charge de référence en P (kg)	5 238	4 618	2 596	33	7 411	20	19 463	39 378					
Conservation des cultures du corridor de mobilité et d'inondabilité du cours d'eau													
Superficie traitée (ha)	57	6	76	0	69	0	229	437	3.05%				
Charge de résultante en MES (kg)	4 921 281	1 692 629	2 262 110	20 413	8 684 242	9 745	6 605 929	24 196 349		-2.11%		MES 521 641	1 193
Charge de résultante en P (kg)	5 156	4 579	2 478	33	7 251	20	18 707	38 224		-2.93%		P 1 154	2.64
Conversion des prairies vulnérables													
Superficie traitée (ha)	0	0	0	0	0	0	481	481	3.35%				
Charge de résultante en MES (kg)	4 921 281	1 692 629	2 262 110	20 413	8 684 242	9 745	4 927 707	22 518 128		-6.94%	-8.90%	MES 1 678 222	3 491
Charge de résultante en P (kg)	5 156	4 579	2 478	33	7 251	20	15 366	34 883		-8.74%	-11.42%	P 3 341	6.95
Culture sur résidus du maïs grain et des céréales à paille													
Superficie traitée (ha)	648	0	353	0	0	0	0	1 001	6.98%				
Charge de résultante en MES (kg)	3 168 935	1 692 629	1 836 597	20 413	8 684 242	9 745	4 927 707	20 340 268		-9.67%	-17.71%	MES 2 177 860	2 176
Charge de résultante en P (kg)	4 320	4 579	2 227	33	7 251	20	15 366	33 797		-3.11%	-14.17%	P 1 086	1.09

1: Le taux de réduction découlant de la mesure est estimé sur la base du scénario cumulatif précédent, utilisé en référence. Conceptuellement, ce taux projète l'effet simple de la mesure, considérant l'application des autres mesures.

2: Le taux cumulatif de réduction des mesures est estimé sur la base du scénario de référence original (sans aucune mesures appliquées). Conceptuellement, ce taux projète l'effet cumulés de la mesure documentée et des mesures antérieures.

Tableau 6.8 : Projections des scénarios alternatifs de gestion sur les exportations globales de sédiments et de phosphore (P) par classe d'utilisation du sol à l'exutoire du bassin et sur la base de la superficie traitée pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer (suite)

Mesures incluses dans les scénarios de gestion cumulatifs	Estimation sur la base de la superficie en culture totale du bassin											Estimation sur la base de la superficie traitée	
	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Marai-cher	Soja	Petits fruits	Prairie	Total	Superf. en culture traitée (%)	Taux de réduction découlant de la mesure ¹ (%)	Taux cumulatif de réduction des mesures ² (%)	Reduction massique de la charge (kg)	Taux spécifique de réduction de la charge (kg/ha)
Scénario de référence													
Superficie total (ha)	2 168	694	1 371	30	2 245	13	7 811	14 331					
Charge de référence en MES (kg)	4 976 793	1 701 816	2 346 211	20 413	8 819 155	9 745	6 843 857	24 717 990					
Charge de référence en P (kg)	5 238	4 618	2 596	33	7 411	20	19 463	39 378					
Cultures de couverture dans les cultures annuelles													
Superficie traitée (ha)	2 111	688	1 294	0	2 167	0	0	6 261	43.68%				
Charge de résultante en MES (kg)	3 164 914	528 617	1 361 103	20 413	3 029 327	9 745	4 927 707	13 041 826		-35.88%	-47.24%	MES	4 377 723
Charge de résultante en P (kg)	4 317	2 196	1 944	33	4 477	20	15 366	28 352		-16.11%	-28.00%	P	5 582
Conversion de cultures annuelles vulnérables													
Superficie traitée (ha)	74	2	37	0	69	0	0	182	1.27%				
Charge de résultante en MES (kg)	2 782 260	513 180	1 217 201	15 163	2 804 415	9 745	4 927 707	12 269 671		-5.92%	-50.36%	MES	772 155
Charge de résultante en P (kg)	4 102	2 151	1 828	29	4 329	20	15 366	27 825		-1.86%	-29.34%	P	528
Bandes riveraines élargies et structures de captage et de sédimentation													
Superficie traitée (ha)	2 111	688	1 294	0	2 167	0	0	6 261	43.68%				
Charge de résultante en MES (kg)	2 057 844	379 535	904 262	15 163	2 074 533	9 745	4 927 707	10 368 790		-15.49%	-58.05%	MES	1 900 881
Charge de résultante en P (kg)	3 516	1 654	1 563	29	3 733	20	15 366	25 881		-6.98%	-34.28%	P	1 943
1: Le taux de réduction découlant de la mesure est estimé sur la base du scénario cumulatif précédent, utilisé en référence. Conceptuellement, ce taux projète l'effet simple de la mesure, considérant l'application des autres mesures.													
2: Le taux cumulatif de réduction des mesures est estimé sur la base du scénario de référence original (sans aucune mesures appliquées. Conceptuellement, ce taux projète l'effet cumulés de la mesure documentée et des mesures antérieures.													

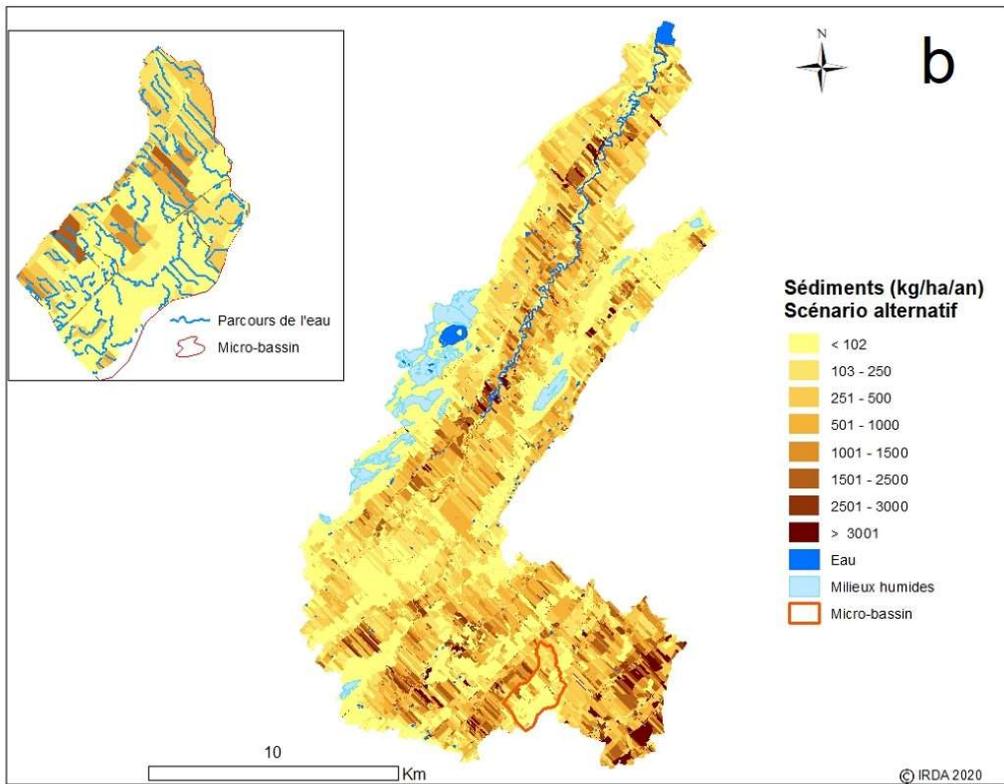
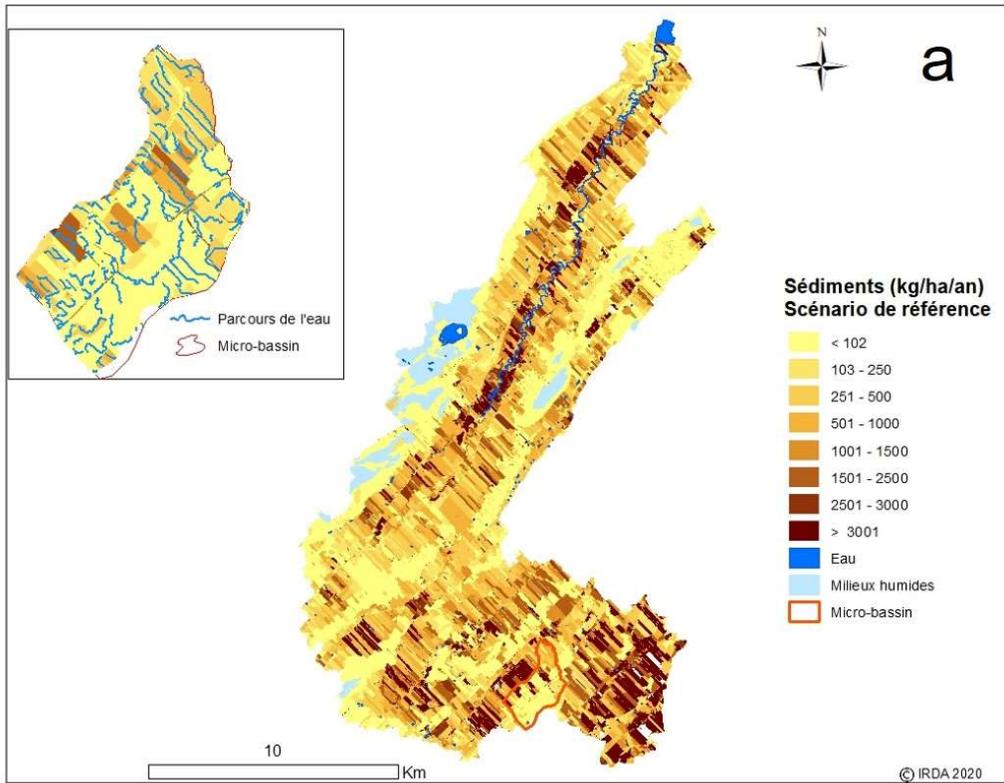


Figure 6.8 : Projections de la charge spécifique de sédiments du bassin versant de la rivière Boyer pour les scénarios de référence et alternatif

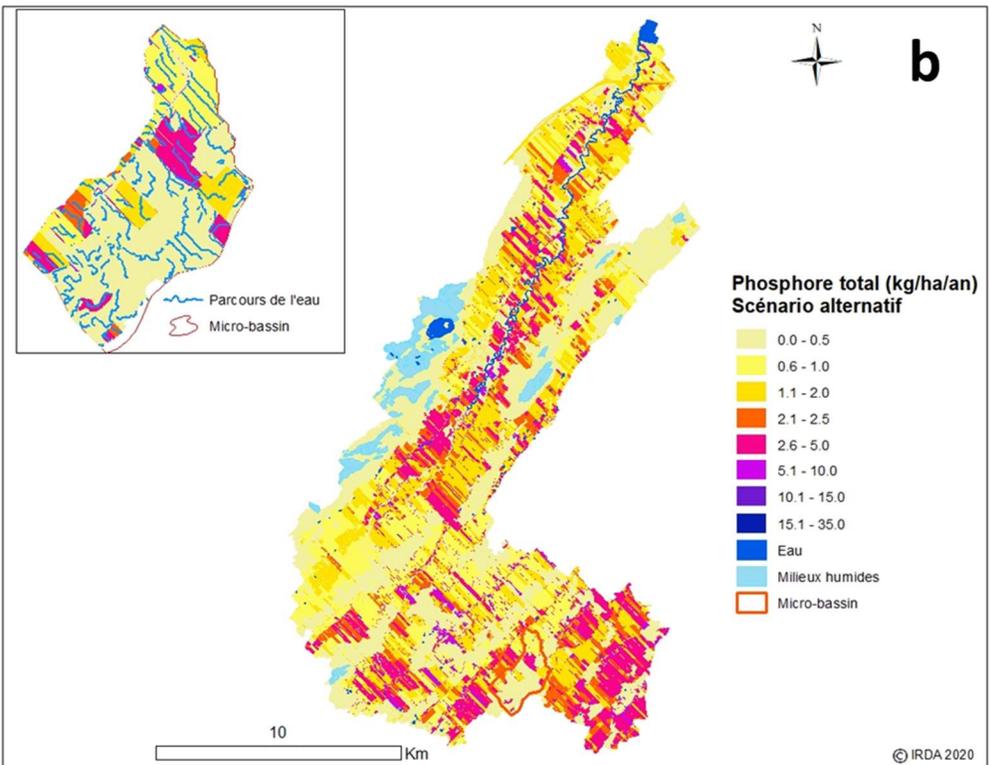
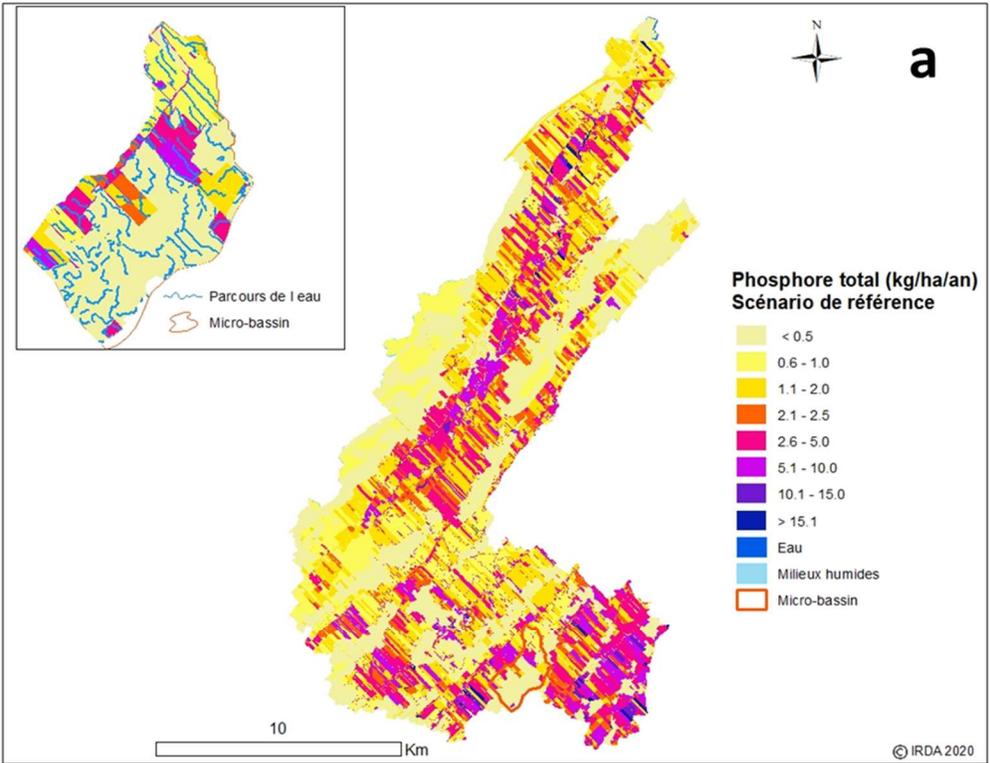


Figure 6.9 : Projections de la charge spécifique de P du bassin versant de la rivière Boyer pour les scénarios de référence et alternatif

Les sections suivantes du rapport commentent, une à une, les effets des pratiques alternatives retenues au scénario alternatif de gestion, de même que leur combinaison, sur les charges de sédiments et de P. Les sources de données et l'approche retenue pour l'estimation des coûts associées à chacune des pratiques retenues au scénario alternatif de gestion du bassin versant sont également présentées. Dans l'ensemble, les coûts ont été projetés sur la base de données et d'études principalement réalisées au Québec. La mise en relation de ces coûts d'implantation avec les efficacités projetées des pratiques sur l'atténuation des charges de sédiments et de P permet de projeter des *ratios coûts : efficacité* associée à chacune des pratiques de gestion alternative sur une base spécifique, soit en unités de charge de sédiments ou de P réduite par unité de superficie en culture (\$/kg de P et \$/kg de MES).

Espace de liberté de la rivière Boyer :

La protection de l'espace de liberté minimal de la rivière Boyer (L_{\min}) inclue le corridor des zones à fort risque d'inondation ($F_{\text{élevé}}$, section 5), de même que l'espace possiblement occupé par le chenal de la rivière dans les 50 prochaines années (M_{50} , section 5) et les milieux humides riverains. Cette composante du scénario alternatif de gestion se justifie à deux niveaux. D'une part, la protection de l'espace de liberté de la rivière est une des composantes de la Politique gouvernementale de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (MELCC, 2014). D'autre part, une analyse coûts-bénéfices réalisée par Biron et al. (2013a) et Buffin-Bélanger et al. (2015) a démontré que l'aménagement de l'espace de liberté en milieu agricole était socialement avantageux.

L'effet du scénario de conversion des cultures en milieu naturel dans le corridor de liberté minimal sur les flux de sédiments et de P a été projeté sur la base des estimations de flux par le méta-modèle GÉODEP en scénario de gestion de référence dans la zone ciblée, telle qu'illustré en figure 5.21. Au total, 437 ha en culture sont inclus dans le corridor délimité de part et d'autre des différents tronçons de la rivière Boyer (Tableau 6.9), dont 229 ha en prairie et 81 ha en maïs, 69 ha en soja et 57 en céréales à paille. La protection du corridor riverain se traduit en une réduction annuelle projetée de 522 T de sédiments et de 1,154 kg de P (Tableau 6.7). Les marges sur coûts variables perdues pour l'ensemble des cinq classes de culture atteindraient plus de 244,000\$ (Tableau 6.9).

Il est à noter que le montant indiqué ci-haut est une estimation prudente car il présume que l'entièreté de l'espace de liberté minimal (L_{\min}) serait sans culture. La gestion par espace de liberté en milieu agricole, telle que conçue à la base par Buffin-Bélanger et al. (2015), permet dans les faits aux producteurs agricoles de cultiver leur terre à l'intérieur de l'espace L_{\min} . Cette conception se basait sur l'approche de servitude employée au Vermont (Kline, 2010). Dans le cadre de ce programme, les producteurs agricoles peuvent maintenir les pratiques agricoles en dehors d'une zone tampon de 15 m, mais doivent également accepter une « politique de non-intervention », c'est-à-dire qu'ils ne sont pas autorisés à stabiliser les berges, construire des digues, draguer ou modifier le tracé du cours d'eau. Il s'agirait donc d'une augmentation d'au plus 12 m en comparaison avec l'actuelle bande riveraine de 3 m. Dans le cas du bassin versant de la rivière Boyer, la superficie sans culture serait alors d'environ le quart de la superficie L_{\min} , réduisant considérablement les pertes de revenus.

Tableau 6.9 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à la conversion des cultures en milieu naturel dans l'espace de liberté minimal du bassin versant de la rivière Boyer.

Scénario de gestion agricole	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Soja	Prairie	Total	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de Sédiments (\$/kg P)	Coût spécifique de la réduction de la charge de P (\$/kg MES)
Conservation des cultures du corridor de mobilité et d'inondabilité du cours d'eau										
Superficie traitée (ha)	57	6	76	69	229	437				
Marge sur coûts variables perdue (\$/ha) ¹	188 \$	581 \$	996 \$	792 \$	436 \$					
Compensation annuelle (\$)	10 801	3 212	75 948	54 543	99 912	244 415 \$	521 641	1 154	0.47 \$	211.79 \$

1: Céréales, maïs grain et soja: Belzile, 2019; Prairie: CRAAQ, 2018a; Maïs ensilage: CRAAQ, 2019.

Rappelons ici qu'il s'agit de projections de flux émis des champs en culture, qui excluent les contributions en sédiments et en P liées aux processus d'érosion riveraine. Des études réalisées au Québec, en Montérégie (bassin Ewing, rivière aux Brochets; Michaud et al, 2019) de même que pour les portions états-uniennes des rivières de la Roche et Missisquoi (Winchell et al, 2011) ont situé la contribution en P provenant de l'érosion riveraine à environ 30 à 40 % de la charge globale de sédiments et de P aux rivières. Ces indications suggèrent que les charges de référence projetées par GÉODEP pour la superficie en culture localisées dans le corridor d'inondabilité, dans l'ordre de 2,54 kg P/ha et de 1,2 T MES/ha (tableau 6.7), demeurent des estimations prudentes.

Valorisation agroforestière des prairies excessivement vulnérables :

Compte tenu du relief fort accidenté de certains secteurs du bassin versant, certaines zones en culture sont estimées fortement vulnérables au processus d'érosion. Un total de 481 ha en culture sur de longues et fortes pentes (facteur LS de vulnérabilité à l'érosion > 2,0) ont ainsi été localisées dans le bassin versant. La valorisation agroforestière de ces superficies vulnérables se traduit en une réduction projetée de 1,600 T de sédiments et de 3,3 T de P (Tableau 6.10). Suivant une projection de coûts par kg d'abattement de l'ordre de 63\$/Kg P et de 0.12\$/kg sédiments (tableau 6.10), le retrait de la production de ces 481 ha en zone de vulnérabilité critique à l'érosion impliquerait des coûts annuels de l'ordre de 210 000 \$.

Tableau 6.10 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à la conversion des prairies excessivement vulnérables à l'érosion du bassin versant de la rivière Boyer

Scénario de gestion agricole	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Soja	Prairie	Total	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de Sédiments (\$/kg P)	Coût spécifique de la réduction de la charge de P (\$/kg MES)
Conversion des prairies vulnérables										
Superficie traitée (ha)	0	0	0	0	481	481				
Marge sur coûts variables perdue (\$/ha) ¹	188 \$	581 \$	996 \$	792 \$	436 \$					
Marges perdues - Total (\$)					209 716	209 716 \$	1 678 222	3 341	0.12 \$	62.76 \$

1: Céréales, maïs grain et soja: Belzile, 2019; Prairie: CRAAQ, 2018a; Maïs ensilage: CRAAQ, 2019.

Cultures sur résidus

En scénario de gestion de référence, les superficies présumées labourées sur sol à texture lourde et mal drainé incluent 353 ha en culture de maïs grain et 648 ha en céréales à paille à l'échelle du bassin versant de la rivière Boyer (excluant les superficies en cultures incluse dans l'espace de liberté du cours d'eau). Le déchaumage printanier, en alternative au labour d'automne, se traduit en des réductions projetées de 1 086 kg de P, et de 2 178 T de sédiments par année. Au total, les réductions projetées sont de l'ordre de 14 et 18 %, respectivement, pour les charges de P et de sédiments pour les superficies de maïs ciblées, correspondant à 7 % de la superficie totale en culture du bassin versant (Tableau 6.7).

Cette pratique de gestion alternative présente le meilleur ratio coûts : efficacité sur le plan de la réduction des flux de P et de MES de toutes les pratiques considérées dans le scénario alternatif de gestion agricole. À défaut de données technico-économiques consistantes pour le Québec, les différences de coûts des opérations et des intrants par unité de superficie rapportées par Hodde et al. (2016) de l'Université de Purdue (Indiana, États-Unis), ont été utilisés à titre de référence économique pour les fins de la présente étude. Cette dernière est basée sur la documentation exhaustive des coûts de transition d'une pratique culturale du labour vers le travail réduit du sol et du semis direct. Hodde et al. (2016) estiment que le passage à la culture sur résidus se traduit en baisse du coût des opérations et des intrants, plutôt qu'en une augmentation, tel que résumé au Tableau 6.11, suivant une conversion et actualisation des données en devises canadiennes (Banque du Canada, 2019). Le travail réduit du sol présente ainsi une baisse de coûts de 40\$/ha, résultant du remplacement du labour (76\$/ha) par le déchaumage (36\$/ha). L'impact des pratiques de conservation sur les rendements a également été considéré dans l'étude, mais celui-ci s'est avéré peu significatif en regard des économies significatives dans les coûts.

Dans le cadre de la présente étude, le travail primaire du sol sur sol lourd est reporté au printemps en ayant recours à un train d'outils adaptés qui permet de conditionner les résidus de culture et de travailler superficiellement le sol. Cette opération sera suivie d'un travail secondaire, typiquement avec un cultivateur avec grand dégagement, puis du passage du semoir équipé de

tasse-résidus. Il est aussi postulé que la culture du soja suivra celle du maïs, de façon à assurer la faisabilité du déchaumage printanier des chaumes de maïs sur sol lourd. Le semis plus tardif du soja, comparativement au maïs, laisse en effet le temps au sol de se ressuyer et de procéder au déchaumage en conditions optimales. Au final, il est donc projeté que le passage à la culture sur résidus conjugue bénéfices environnementaux et économiques, alors que chaque kilogramme de P conservé au champ est associé à une réduction de coûts de 37\$/ha. (Tableau 6.11).

Tableau 6.11 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée au travail réduit du sol pour le bassin versant de la rivière Boyer

Scénario de gestion agricole	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Soja	Prairie	Total	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de Sédiments (\$/kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de P (\$/kg P)
Culture sur résidus du maïs grain et des céréales à paille										
Superficie traitée (ha)	648	0	353	0	0	1 001				
Marge sur coûts variables perdue (\$/ha) ¹	-40 \$		-40 \$							
Marges perdues - Total (\$)	-25 920 \$		-14 120 \$			-40 040 \$	2 177 860	1 086	-0.02 \$	-36.86 \$

1: Les montants négatifs indiquent un bénéfice plutôt qu'un coût.

Soulignons que la conversion au semis direct n'a pas été considéré en scénario alternatif de régie de culture, compte tenu de l'importance des superficies en culture profitant d'engrais de ferme dans le bassin versant de la rivière Boyer. Les engrais de ferme non incorporés au sol constituent en effet un important facteur de risque de mobilisation de P au cours d'eau. A titre indicatif, retenons que pour les sols en retour de maïs, la baisse de coûts projetée par Hodde et al. (2016) est encore plus importante que pour le travail réduit. La réduction du coût des opérations culturales est projetée à plus de 103\$/ha, alors que l'augmentation du coût des intrants est projetée à près de 27\$/ha, pour une réduction nette de 76\$/ha (Tableau 6.12).

Tableau 6.12 : Différences dans les coûts de production associées à la conversion de la pratique culturale de labour vers le travail réduit du sol et le semis direct en production de maïs grain

	Labour vers Chisel	vers semis direct
Opérations culturales		
DMI-7 coutres 4 po. (Chisel)	36.43 \$	
Labour	-76.45 \$	-76.45 \$
Reprise, Cultivateur		-38.42 \$
Arrosage		12.10 \$
Tot opérations culturales	-40.02 \$	-102.78 \$
Intrants (Glyphosate+2,4-D ester + Sulf. Ammon.)		26.81 \$
Total (Opérations et intrants)	-40.02 \$	-75.96 \$
Adapté de Hodde et al, 2016		

Cultures de couverture

Si le déchaumage de printemps s'avère efficace en production de maïs grain et de céréales à paille dans la prévention de l'érosion, les cultures de soja et de maïs ensilage demeurent vulnérables en absence de travail du sol en raison du faible couvert de résidus. Aussi, l'ensemble des superficies en culture de soja (2167 ha), de maïs ensilage (688 ha), de céréales à paille (648 ha) et de maïs grain (1294 ha), exclues du corridor de liberté riverain, se sont vues attribuer une culture de couverture. Le Tableau 6.8 présente les superficies traitées et les projections des efficacités respectives des différents scénarios d'interculture à réduire les charges de sédiments et de P aux cours d'eau.

Pour le soja, l'introduction de la culture de blé panifiable d'automne dans la rotation fait office de culture de couverture. Le semis à la volée, précédent la tombée du feuillage du soja, est ici envisagé pour l'implantation de la culture de blé. Le coût de la mesure (Tableau 6.13) est estimé sur la base du remplacement du maïs grain ou du soja dans la rotation par une année de culture de blé d'automne. La marge sur coûts variables associée au blé d'automne (793 \$/ha; CRAAQ, 2018b) est en effet 99\$/ha inférieur à la moyenne des marges dégagées par du maïs grain (992\$/ha) et du soja (792\$/ha). Pour le maïs ensilage, le coût d'implantation intercalaire du raygrass est estimé à 76\$/ha (CRAAQ, 2016).

La culture associée de trèfle rouge dans les céréales à paille (43\$/ha), de même que la culture intercalaire de raygrass dans le maïs grain (76\$/ha) ont également été considérées dans le scénario alternatif en raison des bénéfices anticipés sur la condition physique des sols. L'efficacité anti-érosive de ces scénarios demeure cependant marginale compte tenu de la protection efficace déjà apportée par les résidus de culture.

Au total, la réduction annuelle projetée de la charge de sédiments par le méta-modèle, associée à l'implantation des cultures de couverture, est de l'ordre de 7 300 T de sédiments, alors que la charge annuelle de P est atténuée de 5.4 T par rapport au scénario de gestion de référence (Tableau 6.8). Il est ici postulé qu'aucun apport d'engrais de ferme ne serait appliqué sur la culture de couverture suivant la récolte des cultures annuelles, de façon à assurer aussi des retombées tangibles sur le plan de l'atténuation des pertes de P. Des études réalisées au Québec en parcelles expérimentales (Michaud et Laverdière, 2005) et en dispositif de micro-bassins versants (Michaud et al., 2016) ont démontré toute la pertinence d'incorporer les engrais de ferme afin de prévenir l'enrichissement du ruissellement de surface en P.

Tableau 6.13: Analyse des coûts et des bénéfices en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée aux cultures de couverture implantées dans les superficies en soja pour le bassin versant de la rivière Boyer

Scénario de gestion agricole	Céréales à paille ¹	Maïs ensilage ²	Maïs grain ²	Soja ³	Prairie	Total	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de Sédiments (\$/kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de P (\$/kg P)
Cultures de couverture dans les cultures annuelles										
Superficie traitée (ha)	2 111	688	1 294	2 167	0	6 260				
Marge sur coûts variables perdue	43 \$	76 \$	76 \$	99 \$						
Marges perdues - Total (\$)	90 773 \$	52 288 \$	98 344 \$	214 533 \$		455 938 \$	7 298 442	5 444	0.06 \$	83.75 \$
1: Trèfle rouge semé en intercalaire lors du semis des céréales. Semences et inoculant: 30\$/ha; Opérations: 13\$/ha (CRAAQ, 2016).										
2: Ray-gras annuel semé en intercalaire en post-levée du maïs ensilage. Semences et inoculant: 55\$/ha; Opérations: 21\$/ha (CRAAQ, 2016).										
3: Blé panifiable d'automne. Marge sur coûts variables de 793 \$ (CRAAQ, 2018b) en baisse de 99\$ vs moyenne du maïs grain (992\$) et soja (792\$).										

Conversion des superficies en cultures annuelles excessivement vulnérables en prairie permanente

La conversion en prairie permanente des cultures annuelles les plus à risque au plan des émissions de sédiments et de P a également été considéré dans le scénario alternatif de gestion. Ces superficies vulnérables (182 ha) sont associées à une charge spécifique moyenne de plus de 5,0 T/ha de sédiments par année, malgré l'implantation de la culture sur résidus. La réduction des charges de P et de MES projetée pour la conversion des superficies les plus vulnérables en cultures annuelles est considérable. Le changement de vocation de ces superficies vulnérables est associé à une réduction projetée de 1 248 T de sédiments et de 811 kg de P par année (Tableau 6.8). Considérant les coûts d'implantation des différents engrais verts (Tableau 6.14), le coût de la mesure s'établit à 107 000 \$ pour l'ensemble des 182 ha ciblés.

Tableau 6.14: Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée aux conversions en prairie permanente des cultures annuelles excessivement vulnérables à l'érosion dans l'espace le bassin versant de la rivière Boyer

Scénario de gestion agricole	Céréales à paille	Maïs ensilage	Maïs grain	Soja	Prairie	Total	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de Sédiments (\$/kg)	Coût spécifique de la réduction de la charge de P (\$/kg P)
Conversion de cultures annuelles vulnérables en prairie permanente										
Superficie traitée (ha)	74	2	37	69	0	182				
Marge sur coûts variables perdue (\$/ha) ¹	188 \$	581 \$	996 \$	792 \$	792 \$					
Marges perdues - Total (\$)	13 819 \$	1 315 \$	37 198 \$	54 648 \$	0 \$	106 980 \$	1 247 649	811	0.09 \$	131.90 \$

1: Céréales, maïs et soja: Belzile (2019); Prairie: GCAQ (2018).

Implantation de bandes riveraines élargies et de bassins de captage sur les superficies en cultures annuelles

Le scénario d'aménagement riverain retenu pour la présente étude s'inspire du projet Lisière Verte orchestré par CSBVRB (Lauzier, 2009). Ce projet, d'une ampleur inédite au Québec, a supporté l'aménagement de près de 80 km de bande riveraine élargie et plus de 600 ouvrages de captage et de sédimentation, dans le cadre d'une action concertée dans le bassin versant de la rivière aux Brochets. Pour les besoins de la présente étude, un aménagement de bande riveraine d'une largeur de trois mètres composé d'une rangée d'arbustes a été retenu. La réponse de la qualité de l'eau à ce type d'aménagement a été évaluée dans un micro-bassin de la région d'étude, soit le ruisseau au Castor (Michaud et al., 2005). Reflétant les résultats colligés dans le cadre de cette étude, les algorithmes du méta-modèle GéODEP attribue une efficacité globale de 25 % de réduction dans la charge de P particulaire attribuable à l'aménagement de bandes riveraines élargies et de l'interception du ruissellement de surface par des fossés-avaloirs (Michaud et al., 2009). En accord avec la littérature publiée sur le sujet, il est postulé que ce type d'aménagement aura un effet marginal à moyen terme sur les charges de P dissous.

Tel que rapporté au Tableau 6.15, l'aménagement de 6 269 ha en cultures annuelles impliquerait 25,4 km de bandes riveraines et de 836 structures de captage. La réduction projetée dans les exportations de sédiments est de l'ordre de 1 900 T de sédiments et de 1943 kg pour le P. Rappelons ici que ces efficacités sont projetées sur la base d'une implantation préalable des autres mesures agroenvironnementales.

Les coûts d'implantation de la bande riveraine arbustive ont été estimés à 6,21\$/m, sur la base du calculateur du Groupe Pro-Conseil (Tartera, 2019) pour une bande arbustive décrite par Martineau (2014), soit « L'Arbustive – Scénario 5 ». Suivant les mêmes sources, des frais d'entretien de l'ordre de 0,48\$/m pour l'année 2 et 0,21\$/m pour les années 3 à 4 ont été considérés. En ce qui a trait aux structures de captage (fossés-avaloirs), suivant le ratio Nb structures : superficie drainée de 7,5ha/structure déduite du projet Lisière Verte (Lauzier, 2009),

les frais d'aménagement de chaque structure sont estimés à 1 213\$/ouvrage, soit le coût rapporté par Lauzier (2009) et actualisé pour 2019 suivant l'indice des prix des intrants agricoles (Banque du Canada, 2019).

Un coût d'opportunité a également été estimée pour les superficies en culture annuelle converties en bande riveraine, sur la base des marges sur coûts variables perdues. Celles-ci varient de 188\$/ha pour une céréale à paille de printemps, 581\$ pour le maïs ensilage, 996\$/ha pour le maïs grain et 792\$/ha pour le soja (Tableau 6.15). A titre indicatif, la marge sur coûts variables perdues (\$/ha) serait de l'ordre de 436\$/ha (CRAAQ, 2018a) pour les prairies, advenant un scénario d'aménagement arbustif sur ces champs. Au global, les frais d'aménagement de la bande riveraine élargie et des fossés-avaloirs, de même que les frais d'entretien et de compensation sur cinq ans totalisent 1,09 millions de dollars (218 000\$ rapporté annuellement; Tableau 6.15).

Tableau 6.15 : Analyse coûts : efficacité en termes de réduction des charges de sédiments et de phosphore (P) associée à l'aménagement de bandes riveraines élargies et de structures de captage et de sédimentation des superficies en culture annuelles du bassin versant de la rivière Boyer

Occupation du territoire	Long. de rives (m) ¹	Superf. ciblées (ha)	Superf. en bande river. élargie - 3 m (ha) ¹	Marge sur coûts var. perdue (\$/ha) ²	Marges totales perdues (\$)	Nb Ouvrages ³	Coût des ouvrages (\$) ⁴	Coût d'implantation de la bande riveraine (\$) ⁵	Coût total de l'aménagement (année 1) (\$) ⁶	Coût d'entretien total sur quatre ans (\$) ⁷	Coût total (Marges, implantation et entretien) 5 années (\$)	Coût total annuel (\$)	Réduction massique de la charge de sédiments (kg)	Réduction massique de la charge de P (kg)	Coût spécifique annualisé de la réduction de la charge de sédiments (\$/kg P)	Coût spécifique annualisé de la réduction de la charge de P (\$/kg)
Céréales	8 571	2 111	3	188	483	281	341 423	53 224	395 130	9 428	406 492	81 298				
Maïs ensilage	2 794	688	1	581	487	92					2 435	487				
Maïs grain	5 255	1 294	2	996	1 570	173	209 350	32 636	243 556	5 781	255 618	51 124				
Soja	8 834	2 176	3	792	2 099	290	351 890	54 856	408 845	9 717	426 957	85 391				
Prairie	30 781	7 582	9	436	4 026	1 011	1 226 194	191 151	1 421 371	33 859	1 471 335	294 267				
Total- Cultures annuelles	25 454	6 269	8	2 557	4 640	836	902 663	140 716	1 047 531	24 926	1 091 502	218 300	1 900 881	1 943	0.11 \$	112.33 \$
Total en culture	56 235	13 851	17	2 993	8 666	1 847	2 128 856	331 867	2 468 902	58 785	2 562 837	512 567				

1: Ratio moyen de 4.06 m de rive par ha en culture annuelle (Michaud et col., 2019), excluant les cours d'eau et rives du corridor d'inondabilité.

2: Céréales, maïs grain et soja: Belzile, 2019; Prairie: CRAAQ, 2018a; Maïs ensilage: CRAAQ, 2019; Marîcher (Maïs sucré): Craaq 2011; Petits fruits (framboises): CRAAQ, 2007.

3: Superficie drainée de 7,5 ha par structure, adapté de Lauzier (2009).

4: Coût moyen par aménagement de 1,213\$/structure. Adapté de Lauzier (2009), coûts actualisés pour l'année 2019.

5: Coût de 6,21\$/m, adapté de Belzile (2019) et Tertera (2019) pour une bande arbustive, scénario 5 décrit par Martineau (2014).

6: Coûts cumulés de la compensation et des aménagements (ouvrages et bandes riveraine arbustive).

7: Coût de 0,47\$/m pour année 2 et 0,21\$/m pour années 3 à 4. Adapté de Belzile (2019) et Tertera (2019) pour une bande arbustive, scénario 5 décrit par Martineau (2014).

Synthèse des coûts et efficacités

Une synthèse des coûts et des efficacités de réduction des charges de P et de sédiments pour les scénarios cumulés de mesures agroenvironnementales appliqués à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer est présentée au Tableau 6.16. L'ensemble des superficies où les pratiques étaient applicables sont alors mises à contribution, ce qui implique, en théorie, un taux d'adhésion de 100 % des entreprises agricoles aux pratiques alternatives projetées. Une importante disparité dans les ratios coût : efficacité des pratiques alternatives de gestion est mise en relief. Les coûts spécifiques projetés de la réduction des charges de sédiments et de P passent en effet d'un coût nul (bénéfice net) pour la conversion à la culture sur résidus, à 211\$ par kilogramme de P pour la conversion de cultures annuelles. Le rapport coûts : efficacité des différentes pratiques de gestion alternative, sur le plan de la réduction de la charge de P, suit l'ordre décroissant suivant : : Culture sur résidus (+40\$/kg P) > Valorisation agroforestière des prairies vulnérables (-63\$/kg P) > Cultures de couverture (-84\$/ha) > Bandes riveraines et avaloirs (-110\$/kg P) > Conversion des cultures annuelles vulnérables en prairie permanente (-132\$/kg P) > espace de liberté minimal du cours d'eau (-212\$/kg P) (Tableau 6.16).

Rappelons que ces ratios expriment le coût d'implantation de la pratique par rapport à son efficacité moyenne à réduire les charges de P pour l'ensemble des champs où elle a été appliquée, considérant l'effet cumulée des différentes mesures. Tel que commenté antérieurement en section 6.2.2, le relief et les systèmes cultureux du bassin versant de la rivière Boyer induisent une forte variabilité spatiale dans les charges projetées de sédiments et de P. Les quantités de sédiments ou de P retenues au champ, découlant d'une pratique alternative donnée, vont ainsi varier d'un champ à l'autre, reflétant la vulnérabilité initiale de la parcelle. Il s'ensuit une forte variabilité dans l'efficacité (coût spécifique de la réduction de la charge de sédiments ou de P) d'une pratique donnée. Une implication pratique de cette variabilité est tout l'intérêt de cibler les champs les plus vulnérables dans l'introduction des pratiques culturelles de conservation et d'aménagement des terres.

Retenons en terminant que les bénéfices liés à l'amélioration de la condition physique des sols, la contribution en azote des engrais verts (réduction du coût de la fertilisation) et les gains de productivité des cultures découlant de l'application des pratiques culturelles alternatives ne sont pris en compte dans l'analyse coûts-efficacité.

Tableau 6.16 : Synthèse de l'analyse des coûts et des efficacités, en termes de réduction des charges de phosphore (P) et de sédiments, des scénarios cumulés de mesures agroenvironnementales appliqués à l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer.

Scénario de gestion agricole	Superficie Traitée (ha)	Réduction massique de la charge (kg)	Taux spécifique de réduction de la charge (kg/ha)	Coût spécifique de la réduction de la charge (\$/kg)	Coût total de la réduction de la charge (\$)
Conservation des cultures du corridor de mobilité et d'inondabilité du cours d'eau (437 ha)	437				
Sédiments		521 641	1 193	0.47 \$	244 415 \$
Phosphore		1 154	2.64	211.79 \$	
Conversion des prairies vulnérables	481				
Sédiments		1 678 222	3 491	0.12 \$	209 716 \$
Phosphore		3 341	6.95	62.76 \$	
Culture sur résidus du maïs grain et des céréales à paille ¹	1 001				
Sédiments		2 177 860	2 176	-0.02 \$	-40 040 \$
Phosphore		1 086	1.09	-36.86 \$	
Cultures de couverture dans les cultures annuelles vulnérables	6261				
Sédiments		7 298 442	1 166	0.06 \$	455 938 \$
Phosphore		5 444	0.87	83.75 \$	
Conversion de cultures annuelles vulnérables	182				
Sédiments		772 155	4 238	0.09 \$	66 209 \$
Phosphore		528	2.90	131.90 \$	
Bandes riveraines élargies et structures de captage et de sédimentation	6 261				
Sédiments		1 900 881	304	0.11 \$	-214 491 \$
Phosphore		1 943	0.31	110.37 \$	

1: Les montants négatifs indiquent un bénéfice plutôt qu'un coût.

6.3 Conclusion du volet d'étude en modélisation hydrologique et technico-économique

Les résultats de l'exercice de modélisation GéODEP en scénario de gestion de référence témoignent d'une projection réaliste des charges de sédiments et de P exportées du bassin versant de la rivière Boyer, reflétant les flux observés à la station hydrométrique aval du bassin versant. La plus large part des flux de P est attribuée au secteur agricole et est fortement discriminée sur le plan spatial. Ainsi, 50 % de la charge projetée de P du parcellaire agricole origine de 20 % de la superficie en culture. Une implication pratique du pouvoir discriminant du méta-modèle est tout l'intérêt d'y recourir dans le ciblage (spatial) des zones critiques d'émission de P, afin d'assurer des retombées tangibles aux investissements dans l'accompagnement du secteur agricole.

La démarche de modélisation du scénario alternatif de gestion a aussi mis en relief des efficacités variables des pratiques à l'étude sur la mobilisation des sédiments et du P. L'efficacité projetée d'une pratique alternative de gestion est en effet déterminée par les propriétés propres au site, notamment le relief, les propriétés physiques et chimiques du sol (richesse en P) ou son occupation. Une implication pratique du caractère spécifique des efficacités projetées est toute la pertinence du recours à GéODEP dans l'identification de scénarios alternatifs de gestion dans la mesure où l'outil permet de baliser l'efficacité de différentes avenues dans le contexte propre à une parcelle donnée.

L'évaluation coûts : efficacité effectuée dans ce projet doit cependant être vue davantage de façon ordinale que cardinale. En effet, l'analyse permet davantage de cibler les interventions les plus efficaces à abattre les pertes de sédiments/nutriments les unes par rapport aux autres que de donner une évaluation très précise en termes de résultats absolues rapportés en \$/kg d'abattement. Cette approche permet tout de même d'analyser les répercussions économiques d'une ou plusieurs combinaisons de pratiques alternatives données.

Dans le cas de l'étude du bassin versant de la rivière Boyer, l'ensemble des superficies où les pratiques étaient applicables ont été retenues dans le scénario alternatif de gestion. Cette projection a permis d'atteindre, en théorie, une réduction importante de l'ordre de 58 % de la charge de sédiments et de 34 % de la charge de P projetée dans le scénario de gestion de référence. Concrètement, une infinité de combinaisons de pratiques culturales et d'aménagement des terres, suivant différentes stratégies de ciblage spatial peuvent être générées par le méta-modèle à l'échelle du bassin versant. Les ratios coûts : efficacité sont appelés à varier tout autant. Dans un cadre d'action concertée à l'échelle du bassin versant, des réductions optimales des charges de sédiments et de P sont ciblées, impliquant des coûts et des soutiens financiers minimaux. En ce sens, GéODEP s'avère utile dans l'analyse et la recherche de solutions qui concilient efficacité au plan environnemental, et efficience au plan économique. L'approche d'optimisation des scénarios d'intervention, à l'échelle du territoire ou d'une entreprise agricole donnée tablera ainsi sur :

- le ciblage des secteurs les plus vulnérables,
- la projection, spécifique aux sites, des efficacités des différentes pratiques alternatives applicables;
- l'optimisation des coûts spécifiques de réduction de la charge de P principalement basée sur le coût d'implantation et des marges sur coûts variables perdues découlant de l'application des pratiques alternatives.

Tel qu'indiqué précédemment, les projections de coûts des pratiques alternatives de gestion dans le cadre de ce projet découlent de données issues de la littérature, généralisées au territoire. Elles doivent être considérées à titre indicatif. Dans un cadre d'accompagnement éventuel à la ferme, l'ensemble de données de paramétrage de GéODEP, pertinentes à la régie des cultures (travail du sol, rotation, fertilisation), la richesse du sol ou l'aménagement des terres, commandent une validation auprès des gestionnaires de l'entreprise, afin d'obtenir un portrait le plus fidèle possible de la vulnérabilité du parcellaire. L'analyse des répercussions économiques des scénarios alternatifs de gestion bénéficiera aussi d'une validation des marges brutes en jeux, spécifiques à chaque entreprise.

En terminant, il convient de considérer les implications à long terme d'un scénario d'intervention ciblé en large partie sur les pratiques culturales et les aménagements des terres antiérosifs. Une revue récente des suivis à long terme des effets d'actions centrées sur le contrôle de l'érosion et des charges particulières de P en Amérique du Nord a en effet démontré que les sites de piégeage du P deviennent, à long terme, des sources d'émission de P soluble (Dodd et Sharpley, 2016). Une implication pratique de cet important constat est que la première ligne de défense à considérer, en matière de prévention à long terme des exportations de P du parcellaire agricole, demeure le contrôle de l'enrichissement des sols en P, de même que des modalités d'épandage des engrais de ferme qui prévient leur exposition au ruissellement de surface.

Les engrais de ferme sont principalement ici interpellés dans le bassin versant de la rivière Boyer, pour plusieurs raisons. D'une part, ils constituent la plus large part des apports de P sur les terres de la région à l'étude (93 %), relativement plus importante que les engrais minéraux (7 %) suivant les bilans d'apports régionaux (MELCC, 2016). Aussi, en raison d'un rapport azote/P (N:P) des engrais de ferme généralement inférieur à celui des besoins des cultures, l'apport de P est excédentaire au besoin des cultures pour la saison en cours. Dans la perspective de limiter l'enrichissement des sols en P pour les éleveurs et les receveurs d'engrais de ferme, il devient dès lors pertinent d'investir en amont de la chaîne de gestion des engrais de ferme, soit de réduire à la source les apports de P. À cet égard, les systèmes de séparation des fractions solides et liquides du lisier, par exemple, sont largement utilisés en Europe et leur efficacité a aussi été démontrée en porcherie au Québec (Godbout et al., 2006). La fraction liquide, relativement pauvre en P mais riche en azote, peut alors être valorisée au champ, tout en limitant l'enrichissement du sol en P et en prévenant les pertes de P au cours d'eau. Ce lisier « à teneur réduite en P » devient particulièrement avantageux pour le secteur de grains biologiques, vulnérables à l'enrichissement excessif du sol en P en raison d'une utilisation continue d'engrais de ferme. En ce qui a trait à la fraction solide récupérable (90 % du P; Godbout et al., 2006), une richesse élevée en nutriments et un faible taux d'humidité en facilite la valorisation sur des champs plus éloignés, ou hors ferme, suivant un traitement de séchage, de compostage ou de granulation.

Retenons enfin que dans une perspective économique, le coût élevé de la prévention des exportations de P par les pratiques alternatives de gestion mis en relief dans la présente étude milite en faveur de scénarios autonomes de récupération du P au site d'élevage. Bien que les retombées d'une telle avenue n'aient pas été analysées dans cette étude, plutôt ciblée sur les systèmes de cultures et l'aménagement des terres, la séparation des lisiers au site d'élevage devrait aussi être investiguée pour mieux comprendre son impact économique et environnemental. L'accompagnement des entreprises d'élevage qui génèrent les plus importants volumes de lisier dans une gestion séparée des phases solides et liquides des lisiers s'inscrirait en double sur le plan de la prévention de l'eutrophisation à long terme de la rivière Boyer et du fleuve. D'une part, la disponibilité de lisiers appauvris en P contribuera à limiter à long terme l'enrichissement des sols en P dans le bassin versant. Aussi, les fractions solides, assainies, pourraient remplacer les apports en engrais minéraux phosphatés dans d'autres secteurs à plus faible densité d'élevage, abaissant ainsi le bilan de global des apports en P dans la région.

7 DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSIONS

La présente étude visait à caractériser les processus hydrologiques et hydrogéomorphologiques dans la rivière Boyer et son bassin versant, ainsi qu'à identifier des solutions concrètes et d'en projeter l'efficacité économique connue, dans l'objectif de diminuer les apports de sédiments aux cours d'eau, et en particulier au secteur de la frayère à éperlan désertée, située près de l'embouchure de la rivière Boyer dans le fleuve Saint-Laurent.

La phase de caractérisation, divisée en plusieurs volets (hydrométrie, hydrologie, hydrogéomorphologie et modélisation hydrologique), a fourni des informations complémentaires qui permettent de mieux comprendre les sources potentielles des sédiments et du P qui pourraient avoir contribué au déclin de la frayère.

Les données présentées dans la section consacrée au volet hydrométrique (section 3) confirment que les flux de sédiments et d'éléments nutritifs sont significatifs dans le bassin versant de la rivière Boyer, avec notamment des exportations annuelles estimées de l'ordre de 30 735 tonnes métriques de sédiments (MES) et de 52,4 tonnes métriques de P pour l'ensemble du bassin versant. Malgré les améliorations de la qualité de l'eau notée par certaines études précédentes (Patoine, 2009; OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011), ces nouvelles données indiquent que les charges spécifiques de P demeurent très élevées (2,37 kg P total/ha/an à la station Boyer aval) par rapport à des valeurs mesurées dans d'autres bassins versants québécois faisant l'objet d'un suivi. Le bilan des apports en P relativement élevé à l'échelle du bassin versant (> 50 kg P₂O₅/ha en culture) et le taux élevé d'exportation de sédiments (qui se traduit en charge particulière de P), participent à l'explication de cette forte vulnérabilité aux pertes de P de la rivière Boyer. Par ailleurs, le gradient observé dans la richesse en P des sédiments en suspension, qui diminue de l'amont vers l'aval, pourrait être attribuable à une contribution accrue des processus d'érosion en rive dans la partie aval du bassin versant de la rivière Boyer.

Dans l'ensemble, ce portrait met particulièrement en relief la pertinence d'une approche agroenvironnementale ciblée sur les pratiques culturales antiérosives, la protection du corridor riverain, le contrôle de l'enrichissement des sols en P et des modalités d'apports d'engrais de ferme qui minimisent les risques de pertes de nutriments dans le ruissellement de surface.

Ces balises sont utiles, sur le plan stratégique, dans l'établissement éventuel de charges cibles de sédiments et de nutriments vers la frayère et au fleuve, de même que dans la planification d'actions environnementales permettant d'atteindre ces dernières. Les flux et concentrations mesurées dans le cadre de la présente étude pourront par ailleurs s'avérer utiles dans la mesure éventuelle de la réponse de la qualité de l'eau aux actions environnementales entreprises dans le bassin versant.

L'analyse hydrologique incluse dans cette étude a permis d'estimer les débits de crue (et notamment les débits de récurrence 2 ans, assimilés aux débits morphogènes de plein bord) pour le bassin versant de la rivière Boyer. Cette analyse a montré une forte augmentation des débits de crue, des débits maxima annuels et des débits moyens annuels entre la période 1997-2006 et la période 2007-2018. Ce phénomène, qui aurait été observé dans d'autres bassins versants au Québec (Simoneau, 2019), engendre notamment une plus grande capacité d'érosion des cours

d'eau. Ceci pourrait résulter en un transit sédimentaire accru vers l'embouchure de la rivière Boyer, ce qui serait problématique pour la frayère d'éperlan. Cette situation pourrait aussi expliquer à la dynamique d'érosion des berges observée près de l'embouchure en dépit de faibles taux de migration historique.

Alors que plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer l'augmentation des débits (changements ou variations cycliques du climat, changement de régime des cultures, etc.), il est à noter que les scénarios climatiques présentés par Michaud et al. (2018a) prévoyaient tous des augmentations des précipitations annuelles sur 30 ans, particulièrement en période hivernale et printanière hâtive. Seules des études sur un plus grand nombre de bassins versants contrastés pourraient permettre de valider ces hypothèses quant aux causes des augmentations de débit observées, ce qui ne peut être accompli avec un seul bassin versant et quelques stations de jaugeage. La question doit être approfondie car une augmentation des débits de crue est susceptible de générer une intensification des processus érosifs et pourrait avoir un impact significatif sur le choix des solutions de gestion du bassin versant.

L'étude hydrogéomorphologique réalisée dans le cadre de ce projet permet de fournir un portrait qualitatif de la dynamique sédimentaire dans le réseau hydrique du bassin versant de la rivière Boyer, et en particulier dans la contribution potentielle des berges de cours d'eau aux charges sédimentaires observées à l'embouchure du bassin versant. L'analyse effectuée pour la rivière Boyer et ses principaux tributaires a révélé que la mobilité des cours d'eau du bassin versant était limitée pour la période d'étude (1964-2015), malgré des valeurs de puissance spécifique fréquemment élevées. Les causes possibles de cette faible mobilité incluent la présence de roc affleurant dans plusieurs secteurs, ainsi que la linéarisation et l'entretien subséquent de plusieurs tronçons situés en secteur agricole. Cette mobilité limitée semble confirmer les données de Mabit et al. (2004) et Laverdière et Bernard (1998; cité dans OBV Côte-du-Sud et GIRB, 2011), qui estimaient que la majorité des sédiments observés dans le réseau hydrique du bassin versant provenaient des champs agricoles. Cependant, plusieurs cas d'érosion importante des berges identifiés sur le terrain, un historique de redressement majeur des cours d'eau (73 % des 345 km de cours d'eau ont été fortement modifiés, MELCC 1998) et des valeurs de puissance spécifiques élevées dans plusieurs tronçons, suggèrent une assez grande complexité et des proportions variables entre les apports de sédiments provenant des berges et des champs selon les tronçons. Le ruisseau Portage semble particulièrement vulnérable et contribue possiblement une forte proportion des sédiments en provenance des berges en comparaison aux autres secteurs.

Toutefois, le gradient décroissant de la richesse en P dans les sédiments, identifié à partir des données hydrométrique et mentionné précédemment, suggère une contribution non négligeable des processus d'érosion fluviale. L'évaluation de la vulnérabilité des berges à l'érosion a permis d'analyser la question sous un nouvel angle, et d'inclure les nombreux tronçons linéarisés dans l'analyse. Cette évaluation, qui tenait compte des indices passés et présents d'érosion/migration, de la puissance spécifique et de la hauteur des berges, a montré que la vulnérabilité à l'érosion de berges est significative dans de nombreux tronçons du bassin versant de la rivière Boyer. En dépit de leur mobilité limitée, ces tronçons pourraient contribuer de manière significative aux charges de sédiments observées dans la rivière Boyer dans le secteur de la frayère désertée. Compte tenu des nombreux risques d'avulsion de méandres dans la rivière Boyer, de la

puissance spécifique généralement élevée de la rivière, des indices de migration et des berges souvent hautes, ce secteur (dont la longueur est d'environ 33 km) pourrait représenter une source significative de sédiments pouvant migrer jusqu'au secteur de la frayère désertée. Cet apport n'a cependant pas été quantifié dans le cadre de cette étude.

Plusieurs tronçons linéarisés situés en milieu agricole sont aussi caractérisés par une puissance spécifique élevée et représentent par conséquent des tronçons vulnérables. Les observations de terrain réalisées dans la rivière Boyer Nord et la rivière Boyer Sud ont révélé de nombreux indices d'érosion, et suggèrent que les tronçons correspondants seraient en mesure de migrer et de retrouver leur sinuosité passée en l'absence d'entretien. Malgré le potentiel d'érosion de ces tronçons, leur contribution aux charges de sédiments observées dans le secteur de la frayère désertée est toutefois vraisemblablement limitée en raison de la faible hauteur et de la faible déclivité des berges. Les observations réalisées dans ces secteurs semblent d'ailleurs montrer que l'érosion y est moins sévère et moins étendue que dans la rivière Boyer. Enfin, contrairement aux autres tronçons visités lors des sorties de terrain, le tronçon situé à l'embouchure de la rivière Boyer présente une puissance spécifique faible, de nombreux bancs d'accumulation et du colmatage par des particules fines dans certains bancs d'accumulation. Ces facteurs indiquent un potentiel de dépôt des sédiments mobilisés en amont dans le bassin versant, ce qui pourrait affecter le substrat de la frayère désertée.

Dans ce contexte, il est recommandé de minimiser dans la mesure du possible les activités et pratiques pouvant accentuer l'érosion dans les secteurs les plus vulnérables, et en particulier ceux où les berges sont les plus élevées. Ces pratiques incluent la linéarisation des cours d'eau, les stabilisations de berges (en particulier les enrochements) et toute activité engendrant des pertes de bande riveraine. Les méandres abandonnés et les milieux humides, qui constituent des éléments précieux en termes de contrôle des débits et des flux de sédiments et en termes d'habitats, devraient aussi être protégés. La mise en œuvre de ces recommandations, qui pourrait être effectuée par la protection de l'espace de liberté L_{min} , pourrait contribuer à réduire ou ralentir les apports de sédiments à l'embouchure de la rivière Boyer et au secteur de la frayère désertée. Ces mesures devraient toutefois être coordonnées avec l'adoption de mesures de contrôle de l'érosion dans le bassin versant.

Il est important de rappeler que l'érosion fluviale est un processus naturel par lequel les cours d'eau s'adaptent aux variations de débits liquides (eau) et solides (sédiments) auxquelles ils font face. Par ailleurs, ce processus contribue à générer une certaine diversité morphologique, qui a généralement des impacts positifs en termes d'habitats, mais peut aussi favoriser l'atténuation des crues et le ralentissement du transit sédimentaire, par exemple lorsque l'érosion des berges et la migration des cours d'eau créent des méandres abandonnés (DeLaney, 1995; Florsheim et al., 2008; Zhang et Song, 2014; Williams et al., 2020).

En ce qui a trait aux mesures de prévention de l'érosion et des pertes de P au champ, l'implantation de l'ensemble des scénarios retenues dans le cadre de la présente étude permettrait, en théorie, une réduction globale de l'ordre de 58 % de la charge de sédiments et de 34 % de la charge de P par rapport à la situation actuelle à l'échelle du bassin versant. L'efficacité projetée d'une mesure donnée est cependant variable, reflétant la vulnérabilité initiale de la parcelle. Rappelons que plus de 50 % de la charge projetée de P du parcellaire agricole origine

de 20 % de la superficie en culture., d'où l'intérêt de cibler les champs les plus vulnérables dans l'accompagnement des mesures agroenvironnementales.

La culture sur résidus apparaît comme la première mesure à privilégier, puisqu'elle se traduit en bénéfice économique à la ferme. La culture de couverture et l'aménagement de bandes riveraines élargies présentent des rapports coût-efficacité intermédiaires (83\$ à 110\$/kg P, et 0,06\$ à 0,11\$/kg de sédiments, respectivement). Les conversions des superficies en cultures vulnérables, en zone érodable comme en espace de liberté de la rivière, sont plus onéreuses (131 à 212\$/kg P, et 0,09\$ à 0,47\$/kg de sédiments, respectivement). Toutefois, il s'agit d'un montant maximum, et cette valeur en réalité serait nettement moindre puisque selon l'approche de gestion par espace de liberté prônée par Buffin-Bélanger et al. (2015), les producteurs agricoles peuvent maintenir les pratiques agricoles dans l'espace de liberté minimal, en dehors d'une zone tampon de 15 m, s'ils s'engagent à ne plus intervenir directement dans le cours d'eau (e.g. stabilisation de berges, dragage). Cette superficie correspondant environ à 25 % de la superficie de L_{min} dans le cas du bassin versant de la rivière Boyer.

Quelle que soit la mesure agroenvironnementale considérée, l'importante variabilité spatiale des efficacités projetées milite pour un ciblage des zones vulnérables et une sélection sur mesure des pratiques alternatives les plus efficaces. En ce sens, les outils à référence spatiale développés dans le cadre de ce projet constituent une solide assise dans l'accompagnement d'actions concertées qui optimisent les investissements publics et privés dans la mise en valeur de la rivière Boyer et son bassin versant.

Dans ce projet, l'analyse coûts/efficacité (ACE) a été privilégiée afin d'évaluer l'efficacité des pratiques à réduire les charges polluantes à moindre coût. Tel que mentionné précédemment, cette approche diffère de l'analyse coûts/bénéfices (ACB), en cela qu'elle ne tient pas compte des bénéfices associés à l'adoption de pratiques agroenvironnementales. Ces bénéfices peuvent évidemment être générés à la ferme, comme par exemple sur le plan de l'amélioration de la condition physique des sols, de la contribution en azote des engrais verts (réduction du coût de la fertilisation) ou de gains de productivité des cultures découlant de l'application des pratiques culturales alternatives. Aussi, les bénéfices, dans plusieurs cas, sont générés à l'extérieur de la ferme. Nous pouvons qualifier ces bénéfices de publics car ils rejaillissent sur l'ensemble de la localité et de la communauté, voire sur l'ensemble de la société. Le choix de méthode s'est plutôt arrêté sur l'ACE puisqu'il n'était pas dans les objectifs du projet, ni dans ses moyens, de réaliser toute une ACB. Cela dit cependant, nous jugeons important de porter à l'attention du lecteur qu'une ACB aurait mis en lumière plusieurs bénéfices publics importants. Un exemple tangible serait une réduction anticipée des coûts de traitement de l'eau potable (dans ce cas tout le bassin versant s'approvisionne à partir de sources d'eau souterraine) et d'entretien des cours d'eau pour les municipalités. D'autres bénéfices environnementaux intangibles, mais tout de même mesurables par des techniques d'évaluation appropriées, seraient les bénéfices collectifs de l'amélioration de la biodiversité ou des usages récréatifs du plan d'eau. Ces deux derniers aspects bénéficieraient directement d'une recolonisation de l'état de la fraysère abandonnée, qui pourrait être favorisée par une amélioration des conditions physicochimiques dans la rivière Boyer, à laquelle pourrait participer une mise en œuvre des pratiques de gestion alternatives recommandées dans ce rapport.

RÉFÉRENCES

Allard, J. D. 1993. Évolution de la stabilité de talus, dans le cadre de la restauration du bassin de la rivière Boyer (Bellechasse). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction des ressources matérielles et des immobilisations, Service des immobilisations, de la cartographie et des locaux. 6 p.

Ancil, F., Rousselle, J., Lauzon, N. 2012. Hydrologie ; Cheminements de l'eau. (2^{ème} édition). Presses Internationales Polytechnique. Montréal. Canada. 317p.

Banque du Canada. 2019. Feuille de calcul de l'inflation. En ligne : <https://www.banqueducanada.ca/taux/renseignements-complementaires/feuille-de-calcul-de-linflation/>

Beaudet, P., Grenier, M., Giroux, M., Girard, V. 2009. Base de données sur les statistiques des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec.

Belzile, 2019. Communications personnelles.

Bhunya, P., Mishra, S., Odja, S., & Berndtsson, R. 2004. Parameter estimation of beta-distribution for unit hydrograph derivation. *J-Hydrol*.

Biron, P.M., Buffin-Bélanger, T., Larocque, M., Demers, S., Olsen, T., Ouellet, M.-A., Choné, G., C.-A. Cloutier, Needelman, M. 2013. Espace de liberté: un cadre de gestion intégré pour la conservation des cours d'eau dans un contexte de changements climatiques. Rapport scientifique de projet. Fonds vert dans le cadre de la mise en oeuvre du Plan d'action 2006-2012 sur les changements climatiques du gouvernement du Québec. 122 p.

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

Biron, P.M., Buffin-Bélanger, T., Demers, S., Olsen, T. 2013b. Improvement of streams hydrogeomorphological assessment using LiDAR DEMs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38, 15, 1808-1821.

Biron, P.M., Buffin-Bélanger, T., Larocque, M., Choné, G., Cloutier, C.-A., Ouellet, M.-A., Demers, S., Olsen, T., Desjarlais, C., Eyquem, J. 2014. Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. *Environmental Management*, 54, 5, 1056-1073.

Bolduc, F. et Alain, E. 2002. Caractérisation des habitats aquatiques et riverains du bassin de la rivière Boyer. Rapport présenté au Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer. Québec. 65 p. et 3 annexes.

Boudreau-Guimond, V., B. Brault, C. Harvey, D. Potvin et R. Senneville. 2019b. Projet d'étude de la rivière Boyer. Rapport no 2 – Étude hydrologique et ydraulique. Équipe 1. Rapport réalisé dans le cadre du cours GAE-2008, Université Laval

Brookes, A. 1987. The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated Rivers*, 1, 3-16.

Centre de références en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2016. *Engrais verts semés à la dérobée et en intercalaire - Coûts d'implantation (AGDEX 537/821b)*. CRAAQ, 5 p.

Choné, G., Biron, P.M., Buffin-Bélanger, T. 2018. Flood hazard mapping techniques with LiDAR in the absence of river bathymetry data. Proceedings of River Flow 2018, ninth international conference on fluvial hydraulics.

CRAAQ, 2016. Engrais verts semés à la dérobée et en intercalaire, Coûts d'implantation. Références économiques. AGDEX 537/821b.

CRAAQ. 2018a. Foin. Analyse comparative provinciale 2016, analyse de données AGRITEL. Références économiques,. CRAAQ, Agdex 120/891.

CRAAQ, 2018b. Blé panifiable d'alimentation humaine – Budget à l'hectare. Références économiques. AGDEX 112/821a. Dodd, R.J. et A.N. Sharpley. 2016. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 104 : 373-392.

DeLaney, T. A. 1995. Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50, 6, 620-626.

Demers, S., Olsen, T., Buffin-Bélanger, T., Marchand, J.P., Biron, P.M., Morneau, F. 2014. L'hydrogéomorphologie appliquée à la gestion de l'aléa d'inondation en climat tempéré froid: l'exemple de la rivière Matane (Québec), *Physio-Géo*, 8, 1, 67-88.

Demers, S., Massé, S., Besnard, C., Buffin-Bélanger, T. 2017. La représentation cartographique des processus hydrogéomorphologiques : cinq initiatives pour une meilleure gestion des aléas fluviaux au Québec. Laboratoire de géomorphologie fluviale, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis au ministère de la Sécurité Publique.

Deslandes, J., Beaudin, I., Michaud, A. R., Bonn, F., Madramootoo, C. A. 2006. Influence of landscape and cropping system on phosphorus mobility within the Pike River watershed of Southwestern Québec. *Canadian Water Resources Journal* 32, 1, 21-42.

Dodd, R.J. et A.N. Sharpley. 2016. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 104, 373-392.

Drouin, A., Beaudin, I., Michaud, A. 2014. GÉODEP : l'outil de diagnostic des exportations de P spatialisé. Fiche synthèse, IRDA. 2 p. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/GeODEP-l-outil-de-diagnostic-des-exportations-de-P-spatialise/>

Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel). 2019a. Bilan du rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-

Laurent pour la période 2008-2016. Produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction générale de la gestion de la faune et des habitats. 58 p.

Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel). 2019b. Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent – 2019-2029. Produit pour le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction générale de la gestion de la faune et des habitats. 40 p.

Fang, X., Prakash, K., Cleveland, D., Thompson, D., & Pradhan, P. 2005. *Revisit of NRCS unit hydrograph Procedures*. Austin, Texas, USA: ASCE Proceeding.

Federal emergency management agency (FEMA). Non daté. Engineering with nature. Alternative techniques to riprap stabilization. U.S. Department of Homeland Security. 36 p.

https://www.fema.gov/pdf/about/regions/regionx/Engineering_With_Nature_Web.pdf (page Web consultée le 26 mars 2020)

Florsheim, J., Mount, J., Chin, A. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *Bioscience*, 58, 521-529.

Foucault, C., Laflamme, D., Laroche, R., Lemelin, D., Michaud, A., Patry, G., Piché, I. et Trecia, G. 1996. La Boyer de long en large. Volume 1: recueil des connaissances actuelles, ministères de l'Environnement et de la Faune (MEF), de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer (GIRB). Québec. 89 p. + 10 annexes.

Gagné G., I. Beaudin, M. Leblanc, A. Drouin, G. Veilleux, J.-D. Sylvain et A.R. Michaud. 2013. Classement des séries de sols minéraux du Québec selon les groupes hydrologiques. Rapport final. IRDA, Québec, Canada. 81 p. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/classement-des-series-de-sols-mineraux-du-quebec-selon-les-groupes-hydrologiques/>

Géomont, 2010. Acquisition du levé LiDAR 2011 sur le secteur du bassin versant de la rivière Yamaska

Géomont. 2012. Relevé LiDAR et DEM de la Montérégie Est.

Gleason, R. A. et Euliss, N. H. 1996. Sedimentation of prairie wetlands. *Great Plains Research*, 8, 97-112.

Giroux, M., M. Duchemin, A. R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry et M.R. Laverdière. 2008. Relation entre les concentrations en P 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.

Godbout et al. 2006. Système de séparation liquide/solide des déjections à la source dans un bâtiment porcin et les impacts sur l'environnement

https://www.irda.qc.ca/assets/documents/Publications/documents/godbout-et-al-2006_rapport_separation_sous_lattes.pdf

Gombault, C., C.A. Madramootoo, A.R. Michaud, I. Beaudin, M.F. Sottile, M. Chikhaoui, F.F. Ngwa. 2016. Impacts of climate change on nutrient losses from the Pike River watershed of southern Québec. *Canadian journal of soil science*. 95: 337-358).

Gombault, C., M.F. Sottile, F. Ngwa, C.A. Madramootoo, A.R. Michaud, I. Beaudin, M. Chikhaoui. 2015. Modelling climate change impacts on the hydrology of an agricultural watershed in southern Québec. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 1-16.

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 wastewater, 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 wastewater, 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 Wastewater*, 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 Wastewater*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.

Guillet, M.-P. et Trencia, G. 1999. Expérimentation d'une méthodologie d'évaluation de l'état d'un cours d'eau. *Faunes et Parcs Québec*, Direction de l'aménagement de la Faune, Région de la Chaudière-Appalaches, 19 p.

IRDA. 2018. Études pédologiques. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. <https://www.irda.qc.ca/fr/services/protection-ressources/sante-sols/information-sols/etudes-pedologiques/>

IRDA. 2019 Banque de données hydro-pédologiques sur les sols du Québec. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc.

IRDA. 2020. Site Web. Diffusion/Publications. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/?Employeeld=80&TypePubld=&Langld=>

Kline, M., 2010. A Guide to River Corridor Easements: A Vermont River Management Alternative. Vermont Agency of Natural Resources, Department of Environmental Conservation (30 pp.).

Knap, K.M. et W.F. Mildner. 1978. Streambank erosion in the Great Lakes basin: Joint summary technical report. International Joint Commission Reference on Pollution from Land Use Activities Reference Group (IJC-PLUARG) technical report. Great Lakes Reg. Office, Windsor, Ontario.

La Financière agricole du Québec, 2017. Banque de données des cultures assurées (BDCA) ou des cultures généralisées (BDCG). <https://www.fadq.qc.ca/documents/donnees/base-de-donnees-des-parcelles-et-productions-agricoles-declarees/>

Labrie, G., M. Landry et L. Levert-Gauthier. 2018. Portrait des régies des sols et des cultures des entreprises agricoles du bassin versant du Lac Boivin. OBV Yamaska et GestrieSol. Base de données à référence spatiale sur support ARCGIS.

Laflamme, D., Piché, I., Michaud, A., Bédard, Y., Trencia, G., Laroche, R., Champagne, L., Gouin, J.-M. 1998. Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer. Ministères de l'Environnement et de la Faune (MEF), de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) en collaboration avec Saint-Laurent Vision 2000 et le Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer (GIRB). Québec. 202 p.

Lagacé, R. 2012. Logiciel d'analyse hydrologique développé dans le cadre du projet de Mise à jour des normes et procédures de conception des ouvrages hydro-agricoles dans un contexte de changements climatiques . Québec.

Lauzier, R. 2009. Contribution des agriculteurs à la production de biens et services environnementaux dans des sous-bassins ciblés de la Baie Missisquoi. Rapport d'analyse du projet NA0169. Agriculture et agroalimentaire Canada. Programme pour l'avancement du secteur canadien de l'agriculture et de l'agroalimentaire. 62 p.

Laverdière, M.R. et Bernard, C. 1998. Contribution du ruissellement superficiel et de l'érosion des sols à la dégradation de la rivière Boyer, Apport des mesures de redistribution spatiale du césium-137. Cogisol Inc. 13 p + annexes.

Mabit, L., Duchemin, M., Laverdière, M.R. et Bernard, C. 2004. Quantification de l' érosion hydrique et étude de l' origine des sédiments colmatant la frayère de la rivière Boyer (Québec). *Vecteur environnement*, 37,2,80-89.

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. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/mesures-precises-et-approches-innovantes-en-modelisation-de-la-dynamique-des-nutriments-en-bassin-et-en-plan-d-eau-contribuant-aux-fleurs-des-cyanobacteries/>

Martel, S., S. Seydoux, A. R. Michaud et I. Beaudin. 2006. Évaluation des effets combinés des principales pratiques de gestion bénéfiques (PGB). Rapport de recherche, IRDA . 124 p. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/evaluation-des-effets-combines-des-principales-pratiques-de-gestion-benefiques-pgb/>

Massé, S., Demers, S., Besnard, C., Buffin-Bélanger, T., Biron, P.M., Choné, G., Massey, W. 2020. Development of a mapping approach encompassing most fluvial processes: lessons learned from the freedom space for rivers concept in Quebec (Canada). *River research and applications*. Sous presse.

Michaud, A.R., Lauzier, R., et M. R.Laverdière. 2005. Mobilité du P et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole: Étude de cas du bassin versant du ruisseau

Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16(1), pp. 57-59. https://www.researchgate.net/publication/274762064_Cropping_soil_type_and_manure_application_effects_on_phosphorus_export_and_bioavailability

Michaud, A.R., I. Beaudin, J. Deslandes, F. Bonn et C. A. Madramootoo. 2007. SWAT-predicted influence of different landscape and cropping systems alterations on phosphorus mobility within the Pike River watershed of South-western Québec. *Canadian journal of soil science*, 87,3, 329-344.

Michaud, A.R., M. Giroux, I. Beaudin, J. Desjardins, G. Gagné, M. Duchemin, J. Deslandes, C. Landry, P. Beudet et J. Lagacé. 2008. ODEP; un Outil de diagnostic des exportations de P. Manuel de l'utilisateur. Projet « Gestion du risque associé aux facteurs source et transport du P des sols cultivés au Québec », réalisé dans le cadre de l'Initiative d'appui aux conseillers agricoles (PIACA-204). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, Canada. <https://www.irda.qc.ca/fr/outils-et-services/odep/>

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 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. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/suivi-de-la-qualite-de-l-eau-des-bassins-versants-experimentaux-ewing-et-aux-castors-dans-le-cadre-du-projet-lisiere-verte/>

Michaud, A., Drouin, A., Mailhot, A., Talbot, G., Houar, D., Biner, S., et al. 2012. *Mises à jours des normes et procédures de conception des ouvrages hydro-agricoles dans un contexte de changements climatiques*. Québec.

Michaud, A.R., J. Desjardins, N. Côté, 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 p. et annexes. <http://www.irda.qc.ca/resultats/publications/197.html>

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. J. Desjardins, M. Dubuc, A. Drouin, M. Grenier. 2017. Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles réseau Champlain, Mauricie. Rapport scientifique de projet. 81 p. <https://www.irda.qc.ca/fr/publications/observatoire-de-la-qualite-de-l-eau-de-surface-en-bassins-versants-agricoles-reseau-champlain-mauricie/>

Michaud, A.R., M. Niang, A. Blais-Gagnon et F. Landry. 2017. Outil-de-diagnostic-et-de-prediction-des-exportations-diffuses-de-sediments-et-nutriments (GéODEP+N). Projet de recherche. Programme Innovaction. <https://www.irda.qc.ca/fr/projets/outil-de-diagnostic-et-de-prediction-des-exportations-diffuses-de-sediments-et-nutriments-geodep-n/>

Michaud, A.R., M. Niang, A. Blais-Gagnon, W. Huertas, Z. Ipiña et M. Landry. 2018. Suivi hydrométrique et modélisation hydrologique des sédiments et des nutriments du bassin versant du Lac Boivin à Granby. Rapport scientifique final. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), OBV- Yamaska. 79 p. plus annexes.

Michaud, A.R., M.A. Niang, A. Blais-Gagnon, F. Landry, W. Huertas, J. Desjardins et M. Grenier. 2018. Outil de diagnostic et de prédiction des exportations diffuses de sédiments et de nutriments – GéODEP+N. Rapport scientifique de projet No. IA113111, Programme Innov'action agroalimentaire, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). 68 p. Rapport de recherche •

Michaud, A., M. L. Macrae, M. Niang, K. Hanke. 2018a. « Managing subsurface drainage water to optimize crop productivity, nutrient use, and water availability in contemporary and future climate ». IRDA. 154 p

Michaud, A.R., M.A. Niang, F. Landry, W. Huertas, G. Labrie et M. Landry. 2018b. Suivi hydrométrique et modélisation hydrologique des sédiments et des nutriments des bassins versants de la MRC de la Haute Yamaska. Rapport scientifique final. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), OBV- Yamaska. 95 p. plus annexes.

Michaud, A., M. Niang, L. Belzile, F. Chouinard, J. Bérubé. 2019. « Analyse coûts-efficacité des actions proposées pour réduire de 40 % les charges de P de la rivière La Roche à la baie Missisquoi ». IRDA. 70 p.

Michaud, A.R., S-C Poirier et J.K Whalen. 2019. Tile Drainage as a Hydrologic Pathway for Phosphorus Export from an Agricultural Subwatershed. *Journal of Environmental Quality*. 48, 1, 64-72.

Ministère de l' Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MELCC). 1998. Bassin versant de la rivière Boyer – 1998. La pollution agricole... il faut y voir sérieusement. http://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/pratiques-agri/boyer/index.htm (page Web consultée le 28 février 2020)

Ministère de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques du Québec (MELCC). 2014. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables décret 702-2014. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/EAU/rives/>

Ministère des ressources naturelles du Québec, 2010. Carte écoforestière. [http://iris.banq.qc.ca/alswww2.dll/APS_CAT_IDENTIFY?Method=CatalogueExplore&IsTagged=0&DB=BookServer&ExploreType=Subject&Stem=SIEF%20\(Syst%C3%A8me%20d'information\)%20&Style=Portal3&SubStyle=&Lang=FRE&ResponseEncoding=utf-8&Parent=Obj_55181311766356](http://iris.banq.qc.ca/alswww2.dll/APS_CAT_IDENTIFY?Method=CatalogueExplore&IsTagged=0&DB=BookServer&ExploreType=Subject&Stem=SIEF%20(Syst%C3%A8me%20d'information)%20&Style=Portal3&SubStyle=&Lang=FRE&ResponseEncoding=utf-8&Parent=Obj_55181311766356)

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2016. Bilan de P. Portrait des années 2011 à 2013. 46 p.. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/>

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.

Nadeau, D. (2017). Cours d'hydrologie (GCI, 2009). T_rex. Tiré de mon portail Uvalal : <https://monportail.ulaval.ca/>.

OBV Yamaska, 2018. Caractérisation, portrait et plan d'action du bassin versant du Lac Boivin – rapport phase I, pour le programme Prime-Vert Volet 2.1, Organisme de bassin versant de la Yamaska, 87 p.

Organisme des bassins versants de la Côte-du-Sud et Groupe d'intervention pour la restauration de la Boyer (OBV Côte-du-Sud et GIRB). 2011. Plan directeur de l'eau du bassin versant de la rivière Boyer. Québec. 247 p.

Parish Geomorphic. 2004. Belt Width Delineation Procedures. Report 98-023 submitted to the Toronto and Region Conservation Authority. <https://sustainabletechnologies.ca/app/uploads/2013/01/Belt-Width-Delineation-Procedures.pdf> (page web consultée le 29 janvier 2020)

Patoine, M. 2009. Évolution de la qualité de l' eau de la rivière Boyer de 1998 à 2008. Québec. Ministère du Développement durable, de l' Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l' état de l' environnement. 4 p.

Pêches et Océans Canada. 1990. Espèces en difficulté dans le Saint-Laurent : l'éperlan Arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), Canada, 4 p.

Piégay, H., Darby, S.E., Mosselman, E., Surian, N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications*, vol. 21, no 7, p. 773-789.

Robitaille, J. A., L. Choinière, G. Trencia et G. Verreault.1994. Pêche sportive de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent en 1991, ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune,

directions régionales de Québec et du Bas-Saint-Laurent–Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine, rapp. tech., ix + 69 p.

Rocha, M. 2013. *Analyse hydrologique de petits bassins versants. Mémoire de maîtrise*. Québec.

Roux, C. 2012. Portrait hydrogéomorphologique d'un bassin versant Agricole et processus de ré-méandrisation: Le cas de la Baie de Lavallière au Québec. Department of Fluvial Geomorphology of Concordia University, Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA) Et Département de Mécanique de l'Université de Lyon. Montréal. 50 p+ annexes.

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.

Simard, R. 1998. Étude de la qualité de l'eau, des sédiments et des sols du bassin versant de la rivière Boyer. Agriculture et agroalimentaire Canada (AAC), Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures. 56 p.

Simoneau, M. 2019. Qualité de l'eau des tributaires de la baie Missisquoi : évolution temporelle 1999-2017 et portrait récent 2015-2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 92 p. + 12 ann.

Tartera, 2019. Communication personnelle. Calculateur des coûts d'implantation et d'entretien des bandes riveraines herbacées, arbustives et arborescentes. Groupe ProConseil.

Thibaudeau, S. 2017. Fiche synthèse. Adaptation des techniques d'implantation des SCV en grandes cultures. Club agroenvironnemental du bassin la Guerre. Prime-Vert MAPAQ Volet 4 : Appui au développement et au transfert de connaissances en agroenvironnement.

Trencia, G., G. Verreault et D. Carrier. 1990. « Le passé, le présent et le futur de l'éperlan de l'estuaire; une histoire de disparition ou de restauration », Symposium sur le Saint-Laurent, un fleuve à récupérer, Collection Environnement et Géologie, Vol. 11, Ass. Biol. Québec, p. 472-496.

University of Vermont. 2010. Rock river watershed DEM released by the University of Vermont Spatial Analysis Laboratory.

USDA-NCRS. 2001. National Soil Survey Handbook.

USDA-NRCS. 2009. SSURGO datasets.

Vermont Center for geographic information. 2018. Geodata Portal. <https://vcgi.vermont.gov/opendata>

Vermont Geodata Portal. 2018. <http://geodata.vermont.gov/datasets?q=missisquoi%20lidar>

Wall, G.J., D.R. Coote, E.A. Pringle et I.J. Shelton (editors). 2002. RUSLEFAC — Revised Universal Soil Loss Equation for Application in Canada: A Handbook for Estimating Soil Loss from Water Erosion in Canada. Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. Ottawa. Contribution No. AAFC/AAC2244E. 117 pp. Walker, W. 1998. Flux, Stream loads computations,

version 5.0. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.

Walker, W. 1998. Flux, Stream loads computations, version 5.0. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.

Wang, D. S.N. Levine, D.W. Meals, Jr., J.P. Hoffman, J.C. Drake et E.A. Cassell. 1999. Importance of instream nutrient storage to P export from a rural eutrophic river in Vermont, USA. P. 205-224. In *Lake Champlain in Transition: From Research toward Restoration*. Water Science and Application 1. American Geophysical Union. P.225-238.

Williams, R.D., Bangen, S., Gilles, E. et al. 2020. Let the river erode! Enabling lateral migration increases geomorphic unit diversity. *Science of the total environment*, 715, 1-15.

Winchell, M., D. Meals, S. Folle, J. Moore, D. Braud, C. DeLeo et K. Budreski. 2011. Identification of critical sources areas of phosphorus within the Vermont sector of Missisquoi bay basin. Stone Environmental Inc. Project ID 092156-G. For Lake Champlain Basin Program. www.lcbp.org/techreportPDF/63B_Missisquoi_CSA.pdf

Wolman, G., 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Eos, Transactions American Geography Union*, 35, 6, 951-956.

Zhang, X., et Song, Y. 2014. Optimization of wetland restoration siting and zoning in flood retention areas of river basins in China: A case study in Mengwa, Huaihe River Basin. *Journal of hydrology*, 519, 80-93.

Annexe I: Données utilisées en intrants dans la création de scénarios de gestion dans GéODEP

Données	Description
Culture	Type de culture : céréales (CER), soja (SOYA), maïs-grain (MsG), maïs-ensilage (MsE), prairie à moins de 40% de légumineuse (Pr), prairie à moins de 40% de légumineuse (LUZ), maraîchage (LEG).
Antécédent culture	Type de culture qui précédait la culture en place (mêmes types de cultures)
Travail du sol	Type de travail du sol : labour à l'automne + travail secondaire au printemps (1), chisel ou pulvérisateur à l'automne + travail secondaire au printemps (2), déchaumage au printemps + travail second. au printemps (3) et semis-direct ou billons (4)
Couverture associée	Présence ou non de culture de couverture associée
Couverture dérobée	Présence ou non de culture de couverture à la dérobée
Minéraux P rang	Apports de P minéral appliqué en bande (kg P ₂ O ₅ /ha)
Minéraux volée	Apports de P minéral appliqué à la volée (kg P ₂ O ₅ /ha)
Fum1 P dose	Apports d'engrais de ferme (dose 1) (kg P ₂ O ₅ /ha)
Fum1 P période	Période d'épandage de la dose 1 : pré-semis (1), post-levée (2), automne hâtif (3) et automne tardif (4)
Fum1 P délai	Délai d'incorporation de la dose 1 : inférieur à 48 heures (1), de 48 heures à 1 semaine (2), supérieur à 1 semaine (3) et non incorporé (4)
Fum2 P dose	Apports d'engrais de ferme (dose 2) (kg P ₂ O ₅ /ha)
Fum2 P période	Période d'épandage de la dose 2 : pré-semis (1), post-levée (2), automne hâtif (3) et automne tardif (4)
Fum2 P délai	Délai d'incorporation de la dose 2 : inférieur à 48 heures (1), de 48 heures à 1 semaine (2), supérieur à 1 semaine (3) et non incorporé (4)
Fum3 P dose	Apports d'engrais de ferme (dose 3) (kg P ₂ O ₅ /ha)
Fum3 P période	Période d'épandage de la dose 3 : pré-semis (1), post-levée (2), automne hâtif (3) et automne tardif (4)
Fum3 P délai	Délai d'incorporation de la dose 3 : inférieur à 48 heures (1), de 48 heures à 1 semaine (2), supérieur à 1 semaine (3) et non incorporé (4)
P Mehlich	Contenue en P Mehlich-3 de la couche arable (mg/kg)
% sat P/Al	Pourcentage de saturation P/Al Mehlich-3 (%)

Bande riveraine	Présence et largeur de la bande riveraine : ne s'applique pas (1), moins de un mètre (2), de un à trois mètres (3) et plus de trois mètres (4)
Avaloir	Présence de structures de contrôle du ruissellement (avaloirs) : absentes (1), captage partiel (2) et captage total (3)
Drainage souterrain	Présence de drainage souterrain : systématique (1), partiel (2) et absent (3)
Écoulement de surface	État du drainage de surface : bon (1), moyen (2) et déficient (3)
Condition hydro	Condition hydrologique du profil cultural : bonne (1), présence de zones à risque (2) et dominance de zones à risque (3)
Pente	Pente de la parcelle (%)
Longueur parcours	Longueur du parcours de l'eau (m)
Sable %	Contenu en sable de la couche arable (%)
Argile %	Contenu en argile de la couche arable (%)
Gr_hydro	Groupe hydrologique du sol non drainé (3, 5, 7 ou 9)
MO	Contenu en matières organiques de la couche arable (%)
Ptot naturel	Contenu en P total naturel du sol (mg/kg)

Annexe II : Méthode d'estimation de la charge de P liée à la perte événementielle suivant des épandages d'engrais de ferme non incorporé

Attention : cette routine de calcul ne s'applique que dans le cas où des engrais de ferme ne sont pas incorporés (Classe de délai d'incorporation = 4; non incorporé).

L'enrichissement du ruissellement en P dissous (ΔPRD_{EF}) est estimé sur la base de la concentration estimée en P dissous par GéODEP sans amendement organique. Cet accroissement moyen découle de mesures en réseau de 36 parcelles (Michaud et Laverdière, 2004; 18 prairies et 18 sol nu, trois séries de sol) avec ou sans une dose d'apport de P de 60 kg P/ha de lisier. La relation suivante a été établie en mettant en relation les concentrations observées en P dissous des parcelles avec amendement (59 kg P/ha) vs les concentrations observées pour les mêmes combinaisons de série de sol et de condition de surface (prairie et sol nu), mais sans amendement.

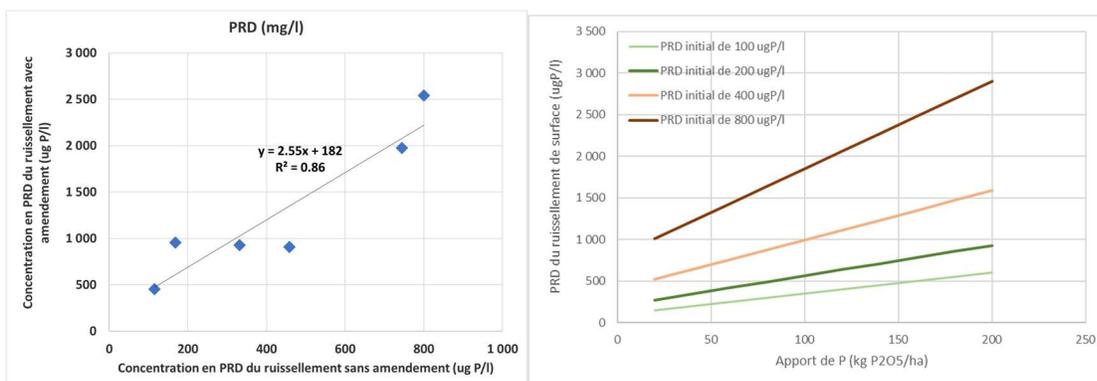
$$\Delta P_{diss_{EF}} = (1.55 (P_{diss}) + 182) * (Dose_FUM_P2O5 * 0.4364 / 59) * F_{Période}$$

$$R^2 = 0.69$$

Où :

- $\Delta P_{diss_{EF}}$ est l'enrichissement de la concentration du ruissellement en P dissous ($\mu\text{g/l}$);
- P_{diss} est la concentration estimée par GéODEP, sans prise en compte de l'amendement ($\mu\text{g/l}$), tel que calculée sur la base de la saturation P/AI.
- Dose_FUM : est la dose de P (kg P2O5) provenant de l'engrais de ferme (le facteur 0.4364 convertit les unités d'apports en P2O5 dans GéODEP en P);
- $F_{Période}$ est le facteur de période (Printemps et Automne : valeur de 1; Été et automne hâtif : valeur de 0.5).

Par la suite, $\Delta P_{diss_{EF}}$ est ajoutée à la valeur projetée de P_{diss} (sans engrais de ferme), pour produire la valeur finale de P_{diss} dans GéODEP.



(Adapté de Michaud et Laverdière, 2004) Illustration du modèle

Exemple de calcul : Une saturation P/AI de 4% implique une conc. P_{diss} de 100 µg P/l (sans engrais de ferme). L'application de lisier (dose de 100 kg P₂O₅) non incorporé à l'automne ou au printemps implique un accroissement d'environ 400 µg p/l pour une concentration finale de 500 µg/l en P_{diss} (aprox).

Approche de codification

1. Calculer pour chaque apport d'engrais de ferme non incorporé l'enrichissement de la concentration en P diss (µg/l):

Si FUM_Dose 1 > 0, Et FUM_Mode 1 = 4 (non incorporé)

Si FUM_PER1 = 1 ou 4, F_{Période} = 1.0

Si FUM_PER1 = 2 ou 3, F_{Période} = 0.5

Calculer : $\Delta P_{dissEF(1)} = (1.55 (P_{diss}) + 182) * (Dose_FUM_P2O5 * 0.4364 / 59) * F_{Période}$

Répéter pour Fum_Dose2 et Fum_dose 3 pour calculer $\Delta P_{dissEF(2)}$ et $\Delta P_{dissEF(3)}$

2. Calculer l'enrichissement total de la concentration en P_{diss} liée à l'apport non incorporé d'engrais de ferme :

$\Delta P_{dissEF(Tot)} = \Delta P_{dissEF(1)} + \Delta P_{dissEF(2)} + \Delta P_{dissEF(3)}$

3. Calculer la concentration en P_{diss} final

P_{diss} final = P_{diss} + $\Delta P_{dissEF(Tot)}$

Où : P_{diss} est la conc. calculée sur la base de la saturation en P/AI dans GÉODEP
(P_{diss} = 17.8 * P-SAT + 50)

Calculer la charge en P_{diss} (kg/ha) sur la base de projection de la hauteur de ruissellement

P_{diss}surf = P_{diss} * Q_{ruiss}