

Centre eau-terre-environnement

**CONCEPTION DE BANDES RIVERAINES ET DE RETENUES
COLLINAIRES À L'AIDE DE LA MODÉLISATION HYDROLOGIQUE
DISTRIBUÉE ET ÉVALUATION DE L'IMPACT DE CES
AMÉNAGEMENTS SUR
LA CHARGE EN SÉDIMENTS**

Par
Guillaume Morin

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès Sciences (M.Sc.)

en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et
examineur interne

André St-Hilaire, PhD
INRS-ETE

Examineur externe

Georges Thériault, M.Sc.
Agriculture et Agroalimentaire Canada

Directeur de recherche

Alain N Rousseau, ing., PhD
INRS-ETE

Codirecteur de recherche

Silvio J. Gumiere, PhD
Université Laval

REMERCIEMENTS

Je veux tout d'abord remercier mon directeur Alain Rousseau pour son encadrement sans faille. Le ton et les mots ont toujours été justes pour me guider vers le prochain objectif.

Je veux remercier également mon co-directeur Silvio Gumiere pour son enthousiasme, ses conseils et la relecture de ce mémoire.

Merci également à Georges Thériault et André St-Hilaire pour l'évaluation de ce mémoire.

Merci à Stéphane et Sébastien pour l'aide inestimable apportée lors des différents travaux de modélisation. Travailler avec vous fut un réel plaisir.

Merci à Cedrick pour sa sagesse et pour m'avoir fait découvrir la « bonne » musique à bord du RAM 1500, entre Québec et la Montérégie.

Merci à toute l'équipe d'Alain pour les aides ponctuelles, les discussions autour d'un café ou d'un morceau d'un gâteau et pour les rigolades.

Merci à Roger Moussa de m'avoir accueilli à Montpellier et de m'avoir offert un regard nouveau sur l'hydrologie. Merci également à tous les membres du LISAH qui ont facilité mon intégration et ont rendu cette expérience inoubliable.

Merci à mes parents qui m'ont toujours soutenu et encouragé dans la poursuite de mes études et qui m'ont permis de me rafraichir les idées lors de mes visites à Pointe-au-Père.

Merci à mes frères Grégoire et Clément et à tous mes amis.

Finalement merci à ma blonde qui rend la vie plus douce.

RÉSUMÉ

L'effet de bandes riveraines à largeur réglementaire (2 m sur le talus pour la zone d'étude), de l'ajout de bandes élargies et de retenues collinaires ainsi que du type de culture sur la charge en sédiments du bassin versant du ruisseau au Castor (12 km²) situé en Montérégie, Québec, Canada, a été évalué. Pour ce faire, la plateforme de modélisation hydrologique distribuée PHYSITEL/HYDROTEL a été utilisée, à laquelle ont été couplés le modèle de bande riveraine VFDM, le modèle d'érosion GerosM et le modèle d'acheminement des sédiments en rivière ROTO. Également, un module de retenue collinaire a été ajouté directement au code d'HYDROTEL. Afin d'améliorer les performances d'HYDROTEL à simuler les débits observés, un module de drainage souterrain y a été ajouté. La modélisation montre que par rapport à un scénario sans bandes riveraines, la présence de bandes de 2 m de largeur permet une réduction de 88% des matières en suspension à l'exutoire. Les bandes riveraines élargies permettent de diminuer l'accumulation de sédiments dans les tronçons, ce qui laisse présager une diminution de la problématique de l'envasement des sorties de drain. Les retenues collinaires permettent de capter entre 7 et 11% des sédiments d'origine terrestre en plus d'offrir une réserve d'eau pour l'irrigation. La quantité de sédiments produits augmente ou diminue du tiers selon le type de cultures sélectionné. Ces résultats demeurent vraisemblables pour des bassins versants de tailles, topographie (incluant géomorphologie des cours d'eau), types de sols, configurations (ex. : dispositions spatiales des champs), aménagements hydroagricoles (ex. : avaloirs, drains souterrains), pratiques culturales (ex., superficies cultivées, types de cultures) et de conditions hydrométéorologiques très similaires.

Mots-clés : pratiques de gestion bénéfiques (PGB) ; érosion ; irrigation ; sédimentation ; agroenvironnement ; drainage souterrain ; petits réservoirs agricoles.

ABSTRACT

The effect of existing riparian buffers, the addition of extended buffers and farm ponds, and the type of crops on the sediment load of the Montérégie Beaver Creek watershed (12 km²) Québec, Canada, was assessed. To do so, the PHYSITEL/HYDROTEL distributed hydrological modeling platform was used, to which the VFDM riparian buffer model, the GerosM erosion model and the ROTO sediment routing model were coupled. Also, a farm pond module was added directly to the HYDROTEL code. To improve the performance of HYDROTEL in simulating observed flows, a subsurface drainage module was added. Modelling shows that compared to a scenario without riparian buffer strips, the presence of 2 m wide strips allows a reduction of 88% of suspended solids at the outlet. Expanded riparian buffer strips reduce the accumulation of sediment in the reaches, which suggests a reduction in the problem of siltation at the drain outlets. Farm ponds capture between 7 and 11% of the land-based sediment and provide a water supply for irrigation. The amount of sediment produced increases or decreases by one-third depending on the type of crop selected. Results of this study are likely transferable to other watersheds of similar size, topography (including river geomorphology), soil types, configurations (e.g., spatial field distribution), agricultural water infrastructures (e.g., subsurface drainage, field inlets), crop practices (e.g., types of crops, cultivated area) and hydrometeorological conditions.

Keywords : beneficial management practices (BMPs); erosion; irrigation; sedimentation, agri-environment; subsurface drainage; small farm reservoirs.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES TABLEAUX	XVII
LISTE DES ÉQUATIONS	XIX
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XXI
1 INTRODUCTION	23
2 REVUE DE LITTÉRATURE	24
2.1 DESCRIPTION DES BANDES RIVERAINES ET DE LEUR MODE DE FONCTIONNEMENT	25
2.1.1 <i>Le cadre réglementaire régissant les bandes riveraines au Québec</i>	27
2.2 DESCRIPTION DES RETENUES COLLINAIRES ET DE LEUR MODE DE FONCTIONNEMENT	28
2.3 MODELES DE BASSIN VERSANT EXISTANTS PERMETTANT D'ÉVALUER L'IMPACT DES PGB.....	28
2.4 MODELES SPECIFIQUES EXISTANTS DE BANDES RIVERAINES ET DE RETENUES COLLINAIRES.....	32
2.4.1 <i>Modèles de bandes riveraines</i>	32
2.4.2 <i>Modèles de retenues collinaires</i>	34
2.5 RESUME ET DISCUSSION	35
3 DESCRIPTION DES MODÈLES UTILISÉS	37
3.1 PHYSITEL	37
3.2 HYDROTEL.....	37
3.3 VFDM	38
3.4 GEROSM	40
3.5 ROTO	41
4 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE ET DONNÉES UTILISÉES	42
4.1 PRESENTATION DU BASSIN VERSANT.....	42
4.2 MODELE NUMERIQUE DE TERRAIN.....	44
4.2.1 <i>Mise à jour de la délimitation du bassin versant</i>	44
4.3 CARTE D'OCCUPATION DES SOLS.....	45
4.4 TYPES DE SOL	47
4.5 DONNEES HYDROMETEOROLOGIQUES.....	47
4.5.1 <i>Données hydrométriques</i>	48
4.5.2 <i>Données de précipitation</i>	49
4.5.3 <i>Données de température</i>	51

5	MATÉRIEL ET MÉTHODE	52
5.1	DIAGRAMME DES DIFFERENTS MODELES UTILISES	52
5.2	TRAITEMENT DES DONNEES PHYSIOGRAPHIQUES AVEC PHYSITEL	53
5.3	MODELISATION HYDROLOGIQUE AVEC HYDROTEL	60
5.3.1	<i>Ajout d'un module de drainage</i>	62
5.3.2	<i>Calage du modèle HYDROTEL avec et sans module de drainage</i>	70
5.3.3	<i>Comparaison de la performance du modèle HYDROTEL calé automatiquement avec et sans module de drainage</i>	72
5.4	SCENARIOS DE BANDES RIVERAINES A LARGEUR OPTIMALE AVEC VFDM	75
5.4.1	<i>Choix des paramètres</i>	75
5.4.2	<i>Détermination du nombre de rigoles traversant les bandes riveraines</i>	78
5.4.3	<i>Préparation des cartes d'aménagements de bandes riveraines selon les paramètres retenus et choix des scénarios</i>	81
5.5	MODELISATION DE RETENUES COLLINAIRES SUR LE BASSIN VERSANT	90
5.5.1	<i>Représentation conceptuelle, intégration à HYDROTEL et limites de la modélisation</i>	90
5.5.2	<i>Algorithme décisionnel pour l'emplacement des retenues collinaires sur le bassin versant</i>	96
5.5.3	<i>Dimensionnement des retenues collinaires selon le besoin en eau des cultures</i>	99
5.5.4	<i>Simulation hydrologique du bassin versant avec les retenues collinaires</i>	111
5.6	MODELISATION DE L'EROSION AVEC GEROSM	117
5.6.1	<i>Facteur R (pluviosité et ruissellement)</i>	117
5.6.2	<i>Facteur d'érodabilité K</i>	118
5.6.3	<i>Facteur d'inclinaison (LS)</i>	120
5.6.4	<i>Facteur de végétation (C)</i>	120
5.6.5	<i>Transport des sédiments vers le cours d'eau avec l'équation de Yalin</i>	121
5.6.6	<i>Résultats de la modélisation de l'érosion sur le bassin versant</i>	123
5.7	MODELISATION DE L'ACHEMINEMENT DES SEDIMENTS AVEC ROTO ET DE LA SEDIMENTATION DANS LES RETENUES COLLINAIRES	124
5.7.1	<i>Calage de ROTO pour l'acheminement des sédiments en rivière</i>	125
5.7.2	<i>Incorporation et choix des paramètres du module de réservoir de SWAT</i>	130
6	RÉSULTATS ET DISCUSSION	132
6.1	SCENARIOS TESTES	132
6.2	METHODES D'EVALUATION DES SCENARIOS	133
6.3	EFFET DES PGB SUR LA REDUCTION DE LA CHARGE EN MES DU RUISSELLEMENT DE SURFACE	134
6.4	EFFET DES PGB SUR L'OCCURRENCE DU DEPASSEMENT DU CRITERE SUR LA CONCENTRATION EN MES POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE	136
6.5	EFFET DES PGB SUR LA QUANTITE DE MES A L'EXUTOIRE	137

6.6	EFFET DES PGB SUR L'ÉROSION DES TRONÇONS	139
6.7	EFFET DES RETENUES COLLINAIRES SUR LA CAPTATION DES SEDIMENTS	140
6.8	EFFET DISTRIBUE DES BANDES RIVERAINES ELARGIES SUR L'ACCUMULATION DE SEDIMENTS ET SUR L'ÉROSION DU LIT DES COURS D'EAU	144
6.9	DISCUSSION.....	151
7	CONCLUSION.....	154
8	PERSPECTIVES	155
9	CONTRIBUTION AU PROJET CASTOR	157
10	ANNEXES	159
10.1	SECHERESSES SUR LE BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR DE 2003 A 2022	159
10.2	PROBLEMATIQUE DE LA PENTE AVEC VFDM.....	160
10.3	DECOUPAGE DES PONCEAUX ET AVALOIRS SUR LE MNT	161
10.3.1	<i>Identification des ponceaux et des avaloirs à partir du MNT</i>	<i>162</i>
10.3.2	<i>Découpage des ponceaux dans le MNT.....</i>	<i>162</i>
10.4	CARACTERISTIQUES DES STATIONS METEOROLOGIQUES ET DES PRODUITS DE REANALYSE SUR GRILLE	165
10.5	JEUX DE PARAMETRES SELECTIONNES ISSUS DU CALAGE AUTOMATIQUE AVEC OSTRICH POUR LES SIMULATIONS HYDROLOGIQUES AVEC ET SANS DRAINAGE SOUTERRAIN	167
10.6	METRIQUES DE PERFORMANCE ADDITIONNELLES POUR LA SIMULATION HYDROLOGIQUE AVEC HYDROTEL.....	169
10.7	ETP MENSUELLE CALCULEE PAR HYDROTEL ET RAPPORT DE L'ETR SUR L'ETP.....	171
10.8	CODES DE STRUCTURE ET DE PERMEABILITE DU SOL POUR LA DETERMINATION DU FACTEUR D'ERODABILITE K	172
10.9	ÉQUATIONS UTILISÉES DANS SWAT POUR LA SIMULATION DES SÉDIMENTS DANS LES PLANS D'EAU ET EFFICACITÉS CALCULÉES POUR LES RETENUES COLLINAIRES DU BASSIN CASTOR.....	173
10.10	VALEURS DES COEFFICIENTS DE DENSITÉ DES SÉDIMENTS	178
10.11	ACCUMULATION DE SÉDIMENTS ET ÉROSION ANNUELLES MOYENNES DES TRONÇONS DANS LE SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE	179
10.12	DÉTERMINATION DE LA LARGEUR DES TRONÇONS DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE ET DE LEUR PUISSANCE FLUVIALE SPÉCIFIQUE	182
10.13	PHOTOS DE DRONE DU BASSIN VERSANT LORS DE LA FONTE	190
11	BIBLIOGRAPHIE	192

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: LOCALISATION DU BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR	43
FIGURE 2: DIAGRAMME A MOUSTACHES DES PRECIPITATIONS MENSUELLES A LA STATION PHILIPSBURG D'ECCC DE 1951 A 2014 (N = 759 MOIS). LES MOIS OU LES DONNEES ETAIENT MANQUANTES POUR PLUS DE 3 JOURS ONT ETE RETIRES DU JEU DE DONNEES.	44
FIGURE 3: ANCIENNES ET NOUVELLES LIMITES DU BASSIN VERSANT	45
FIGURE 4: CARTE D'OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT CASTOR	46
FIGURE 5: PEDOLOGIE DU BASSIN VERSANT CASTOR.....	47
FIGURE 6: HYDROGRAMME DES DEBITS JOURNALIERS MOYENS DU RUISSEAU CASTOR POUR LA PERIODE 2000-2013	49
FIGURE 7: PLAGES DE DISPONIBILITE DES DONNEES DE DEBIT ET DE PRECIPITATIONS INTRAJOURNALIERES.....	51
FIGURE 8: DIAGRAMME DES MODELES UTILISES POUR SIMULER L'IMPACT DES PGB SUR LA CHARGE SEDIMENTAIRE DU BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR.	53
FIGURE 9: MNT ET RESEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN VERSANT IMPORTES DANS LE MODELE PHSYITEL. ...	54
FIGURE 10: CARTE D'OCCUPATION DU SOL (A) ET CARTE DES TYPES DE SOLS (B) TELLES QUE REPRESENTÉES DANS L'INTERFACE DE PHYSITEL.....	55
FIGURE 11: RESEAU HYDROGRAPHIQUE VECTORIEL (EN NOIR) ET RESEAU HYDROGRAPHIQUE MATRICIEL RESULTANT (EN BLEU). LE CARRE VIOLET REPRESENTE UN NŒUD, SOIT LA JONCTION ENTRE DEUX TRONÇONS...	56
FIGURE 12: MATRICE DES PENTES (A) ET DES ORIENTATIONS (B) TELLES QUE REPRESENTÉES DANS L'INTERFACE DE PHYSITEL.	57
FIGURE 13: MATRICE D'ACCUMULATION TELLE QUE REPRESENTÉE DANS L'INTERFACE DE PHYSITEL.	58
FIGURE 14 : RESEAU HYDROGRAPHIQUE DETERMINE SELON UN SEUIL D'ACCUMULATION DE 25 000 M ² (2,5 HA) TEL QUE REPRESENTÉ DANS L'INTERFACE DE PHYSITEL	59
FIGURE 15: LES 802 UHRH DU BASSIN, TELLES QUE REPRESENTÉES DANS L'INTERFACE DE PHYSITEL.	60
FIGURE 16: SCHEMA CONCEPTUEL DU MODULE BV3C (ADAPTE DE FORTIN ET AL, 1995).	64
FIGURE 17: REPRESENTATION DE L'ECOULEMENT SOUTERRAIN DANS MHYDAS-DRAIN : (A) LORSQUE LA NAPPE EST SOUS LES DRAINS ET (B) LORSQUE LA NAPPE EST AU-DESSUS DES DRAINS.	66
FIGURE 18: HYDROGRAMME DES DEBITS MOYENS ET DES 10E ET 90E PERCENTILES POUR : (A) LA SIMULATION SANS MODULE DE DRAINAGE ET (B) LA MODELISATION AVEC MODULE DE DRAINAGE. LA PERIODE PRISE EN COMPTE VA DU 1ER OCTOBRE 2002 AU 31 SEPTEMBRE 2011.....	73

FIGURE 19 : EFFICACITE DES BANDES RIVERAINES RAPPORTEES DANS LA REVUE DE LITTERATURE DE GUMIERE <i>ET AL.</i> (2011A).....	76
FIGURE 20: LES RESEAUX HYDROGRAPHIQUES PRINCIPAL ET SECONDAIRE ET LES AIRES D'ECOULEMENTS DIFFUS ET CONCENTRES QUI LEUR SONT RESPECTIVEMENT ASSOCIEES.	80
FIGURE 21: DIAGRAMMES A BANDES PRESENTANT LA DISTRIBUTION DES LARGEURS DE BANDES RIVERAINES SELON LEUR LARGEUR (EN METRES) ET LE PERCENTILE SELECTIONNE POUR UNE TAILLE DE SEDIMENTS DE 1000 MM (A), 500 MM (B), 250 MM (C), 180 MM (D) ET 50 MM (E).	83
FIGURE 22: CARTES DES LARGEURS DE BANDES RIVERAINES CORRESPONDANT AU SCENARIO CONSERVATEUR (EFFICACITE VISEE DE 65%, VOIR TABLEAU 7 POUR LES DETAILS)	86
FIGURE 23: CARTES DES LARGEURS DE BANDES RIVERAINES CORRESPONDANT AU SCENARIO MODERE (EFFICACITE VISEE DE 80%, VOIR TABLEAU 7 POUR LES DETAILS)	87
FIGURE 24: CARTES DES LARGEURS DE BANDES RIVERAINES CORRESPONDANT AU SCENARIO AMBITIEUX (EFFICACITE VISEE DE 90%, VOIR TABLEAU 7 POUR LES DETAILS)	88
FIGURE 25: SUPERFICIE OCCUPEE PAR LES BANDES RIVERAINES (EN HA ET EN % DE LA SUPERFICIE CULTIVEE) SELON LA CATEGORIE DE LARGEUR DE BANDE RIVERAINE.....	89
FIGURE 26: VUE EN COUPE D'UNE RETENUE COLLINAIRE.....	90
FIGURE 27: BILAN DE MASSE SUR UNE RETENUE COLLINAIRE.	91
FIGURE 28: ÉVAPORATION ANNUELLE MOYENNE SELON LA METHODE D'ESTIMATION.....	94
FIGURE 29: PARCELLES IRRIGUEES PAR LES 14 RETENUES COLLINAIRES.....	98
FIGURE 30: EXEMPLE DE COURBE DE CROISSANCE PROPOSEE PAR LA FAO POUR UNE CULTURE DONNEE (ADAPTE D'ALLEN <i>ET AL.</i> (1998)).....	100
FIGURE 31: FREQUENCE CUMULEE DES PRECIPITATIONS TOTALES POUR LE MOIS DE JUILLET, HAUTEUR DE PRECIPITATION CORRESPONDANT AU PREMIER QUARTILE, MOYENNE ET BESOIN EN EAU DU MAÏS TEL QUE CALCULE	104
FIGURE 32: REPRESENTATION SUR LE BASSIN VERSANT DES RETENUES COLLINAIRES DE 2 M DE PROFONDEUR	108
FIGURE 33: REPRESENTATION SUR LE BASSIN VERSANT DES RETENUES COLLINAIRES DE 3 M DE PROFONDEUR	109
FIGURE 34: UHRH TRIBUTAIRES DES RETENUES COLLINAIRES.....	110
FIGURE 35: ÉVOLUTION DU VOLUME D'EAU DANS LES RETENUES COLLINAIRES	113
FIGURE 36: QUANTITE MOYENNE D'EAU DANS LES RETENUES COLLINAIRES (EXPRIMEE EN POURCENTAGE DE LA CAPACITE MAXIMALE) SELON LE RAPPORT ENTRE LA SUPERFICIE DU RETENUE COLLINAIRE ET L'AIRES TRIBUTAIRE. LA FIGURE (A) EST POUR LES RETENUES COLLINAIRES D'UNE PROFONDEUR DE 2 M ET LA FIGURE (B) POUR UNE	

PROFONDEUR DE 3 M. LES CHIFFRES PERMETTENT DE RELIER LES POINTS AU NUMERO DE LA RETENUE COLLINAIRE.	113
FIGURE 37: HYDROGRAMME ANNUEL DES DEBITS MOYENS ET DES DEBITS CORRESPONDANT AUX 10E ET 90E PERCENTILES POUR LES SIMULATIONS SANS RETENUES COLLINAIRES ET AVEC DES RETENUES COLLINAIRES D'UNE PROFONDEUR DE 2 M. LA PERIODE CONSIDEREE S'ETEND DU 1ER OCTOBRE 2002 AU 30 SEPTEMBRE 2011.	115
FIGURE 38: RAPPORT DU DEBIT A L'EXUTOIRE AVEC LES RETENUES COLLINAIRES DE 2 M DE PROFONDEUR SUR LE DEBIT A L'EXUTOIRE SANS RETENUE COLLINAIRE POUR LA PERIODE 2003-2011.	116
FIGURE 39: TAUX D'EROSION ANNUEL MOYEN SUR LE BASSIN VERSANT POUR LA PERIODE 2002-2011.....	124
FIGURE 40: SEDIMENTOGRAMME ANNUEL MOYEN POUR LES CHARGES MENSUELLES EN MES AU NIVEAU DE LA STATION HYDROMETRIQUE ET POUR LA PERIODE DECEMBRE 2002 - JUIN 2011.	127
FIGURE 41: CUMUL DES MASSES (CHARGES) DE MES A UN PAS DE TEMPS JOURNALIER ET A L'ENDROIT DE LA STATION HYDROMETRIQUE. UNE SUPERFICIE CULTIVEE DE 1120 HA EST CONSIDEREE.....	129
FIGURE 42: DIGRAMME CIRCULAIRE PRESENTANT LA REPARTITION DES SOURCES DE MES DANS LES TRONÇONS	130
FIGURE 43: CUMUL DE LA MASSE DE MES A L'EXUTOIRE POUR TOUS LES SCENARIOS, POUR LA PERIODE ALLANT DU 1ER JANVIER 2002 AU 30 JUIN 2011.....	138
FIGURE 44: CUMUL DE L'EROSION DU LIT DE TOUS LES TRONÇONS	140
FIGURE 45: ÉVOLUTION DE L'ACCUMULATION DES SEDIMENTS AU FOND DES RETENUES COLLINAIRES (COURBES ROUGE ET NOIR) ET DANS LES TRONÇONS CORRESPONDANTS DU SCENARIO DE REFERENCE (COURBES BLEUES)	142
FIGURE 46: REDUCTION ANNUELLE DE L'ACCUMULATION DES SEDIMENTS AU FOND DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 65%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	145
FIGURE 47: REDUCTION ANNUELLE DE L'ACCUMULATION DES SEDIMENTS AU FOND DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 80%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	146
FIGURE 48 : REDUCTION ANNUELLE DE L'ACCUMULATION DES SEDIMENTS AU FOND DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 90%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	147
FIGURE 49: REDUCTION ANNUELLE DE L'EROSION DU LIT DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 65%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	148
FIGURE 50: REDUCTION ANNUELLE DE L'EROSION DU LIT DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 80%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	149

FIGURE 51 : REDUCTION ANNUELLE DE L'EROSION DU LIT DES TRONÇONS POUR LE SCENARIO AVEC BANDES RIVERAINES ELARGIES (EFFICACITE 90%) PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.	150
FIGURE 52: NOMBRE DE MOIS DE SECHERESSE (MAI A AOUT) ET LEUR GRAVITE ENTRE 2003 ET 2022 SUR LE BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR.	160
FIGURE 53: PONCEAUX IDENTIFIES A PARTIR DU MNT	162
FIGURE 54: POLYGONES COUVRANT L'ETENDU DU PONCEAU.....	163
FIGURE 55 : FONCTION ZONAL STATISTICS DE ARCMAP.....	163
FIGURE 56: FONCTION MOSAIC TO NEW RASTER DE ARCMAP	164
FIGURE 57: PONCEAUX DECOUPES SUR LE MNT.....	164
FIGURE 58: ETP MENSUELLE MOYENNE SUR LE BASSIN VERSANT AU CASTOR POUR LA PERIODE 2002-2011. L'ETP A ETE CALCULEE EN UTILISANT L'EQUATION DE MCGUINNESS.	171
FIGURE 59: MOYENNE MENSUELLE DU RAPPORT ENTRE L'ETR ET L'ETP ET MOYENNE ANNUELLE DE CE RAPPORT. LES RESULTATS SONT CALCULES POUR LA PERIODE 2002-2011.	171
FIGURE 60: CODE DE STRUCTURE BASE SUR LA CLASSIFICATION DES TEXTURES (ONTARIO CENTRE FOR SOIL RESOURCE EVALUATION, 1993). TIRÉ DE WALL ET AL. (2002).....	172
FIGURE 61: CODE DE PERMEABILITE BASE SUR LA CLASSIFICATION DES TEXTURES (ONTARIO CENTRE FOR SOIL RESOURCE EVALUATION, 1993). TIRÉ DE WALL ET AL. (2002).....	172
FIGURE 62: DIAGRAMME A MOUSTACHES DE L'EFFICACITE ANNUELLE DE CAPTATION DES SEDIMENTS DES RETENUES COLLINAIRES SELON LA CONCENTRATION EN SEDIMENTS EN SUSPENSION A L'EQUILIBRE.	175
FIGURE 63: SEDIMENTS REÇUS ANNUELLEMENT PAR LES RETENUES EN PROPORTION DE LEUR SUPERFICIE	176
FIGURE 64: ACCUMULATION ANNUELLE MOYENNE DE SEDIMENTS DANS LES TRONÇONS POUR LA PERIODE 2002-2011.	180
FIGURE 65: CUMUL ANNUEL MOYEN DE L'EROSION DU LIT DES TRONÇONS POUR LA PERIODE 2002-2011.....	181
FIGURE 66: LARGEUR DU LIT DES TRONÇONS DETERMINEE A PARTIR DU MNT D'UNE RESOLUTION DE 25 CM ET DE L'ALGORITHME DE BIRON <i>ET AL.</i> (2013).....	185
FIGURE 67: PUISSANCE FLUVIALE SPECIFIQUE. LE RESEAU VERBALISE EST SURLIGNE EN BLANC.....	188
FIGURE 68: CARTE DES PUISSANCES SPECIFIQUES PRESENTEE DANS BIRON ET STAMPFLI (2021).....	189
FIGURE 69: PHOTO PRISE PAR DRONE AUX COORDONNEES (45.118; 73.052) DIRECTION SO	190
FIGURE 70: PHOTO PRISE PAR DRONE AUX COORDONNEES (45.128; 73.044) DIRECTION NE.....	191
FIGURE 71: PHOTO PRISE PAR DRONE AUX COORDONNEES (45.125; 73.053) DIRECTION SE.....	191

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: POIDS ASSOCIE AUX TYPES D'OCCUPATION POUR LE CALCUL DE L'IQBR	27
TABLEAU 2: PRINCIPAUX MODELES HYDROLOGIQUES PERMETTANT LA SIMULATION DE L'EFFET DES PGB SUR LA CHARGE EN SEDIMENTS EN SUSPENSION.....	31
TABLEAU 3: CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES MODELES SPECIFIQUES DE BANDES RIVERAINES	34
TABLEAU 4: LISTE DES PARAMETRES UTILISES DANS VFDM ET LEUR PROVENANCE	40
TABLEAU 5: SOUS-MODELES SELECTIONNES POUR LA MODELISATION ET LEURS PRINCIPAUX PARAMETRES	61
TABLEAU 6: VALEURS DE NSE ET DE KGE ANNUELLES ET GLOBALES POUR LES SIMULATIONS AVEC ET SANS MODULE DE DRAINAGE	74
TABLEAU 7: PARAMETRES DES SCENARIOS RETENUS POUR LES SIMULATIONS AVEC VFDM.....	84
TABLEAU 8: CONTRAINTES POUR LE CHOIX DE L'EMPLACEMENT DES RETENUES COLLINAIRES	96
TABLEAU 9: VALEURS DE Kc PROPOSEES PAR L'ASCE (JENSEN & ALLEN, 2016).....	100
TABLEAU 10: DUREES DES STADES DE CULTURE (EN JOURS) PROPOSEES PAR L'ASCE (JENSEN & ALLEN, 2016)	101
TABLEAU 11: ET_0 MENSUELLE CALCULEE AVEC ET_0 -CALCULATOR ET CROPWAT	102
TABLEAU 12: ET_c DU SOYA ET DU MAÏS SELON LE MODE DE CALCUL DE L' ET_0 . LA DATE DE SEMIS EST FIXEE AU 1 ^{ER} MAI.	103
TABLEAU 13: VOLUMES D'IRRIGATION ET SURFACES DE RETENUE COLLINAIRE CORRESPONDANT AUX SURFACES IRRIGUEES POUR DES RETENUES COLLINAIRES DE 2 M DE PROFONDEUR.....	106
TABLEAU 14: VOLUMES D'IRRIGATION ET SURFACES DE RETENUE COLLINAIRE CORRESPONDANT AUX SURFACES IRRIGUEES POUR DES RETENUES COLLINAIRES DE 3M DE PROFONDEUR.....	107
TABLEAU 15: VALEURS DU COEFFICIENT A EN PERIODE HIVERNALE (AF) ET NON HIVERNALE (AC)	118
TABLEAU 16: VALEURS DU FACTEUR K POUR LES TYPES DE SOLS DU BASSIN VERSANT	119
TABLEAU 17: FACTEURS C UTILISES POUR LES CULTURES DU BASSIN CASTOR	121
TABLEAU 18: EFFETS DES PGB SUR LA QUANTITE DE MES PRESENTE DANS LE RUISSELLEMENT DE SURFACE POUR LA PERIODE 2002-2011.....	136
TABLEAU 19: EFFET DES PGB SUR LA PROBABILITE DE DEPASSER LE CRITERE DE MES POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE. LES CONCENTRATIONS SONT CALCULEES POUR LES ANNEES 2002-2011.....	137
TABLEAU 20: VARIATION ANNUELLE MOYENNE DES CHARGES DE MES A L'EXUTOIRE PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE POUR LES ANNEES 2002 A 2011	139

TABLEAU 21: HAUTEUR D'ACCUMULATION DES DEPOTS SEDIMENTAIRES AU FOND DES RETENUES COLLINAIRES A LA FIN DE LA PERIODE SIMULEE (2002-2011)	143
TABLEAU 22: NIVEAUX DE SECHERESSE UTILISES PAR AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA.....	159
TABLEAU 23: CARACTERISTIQUES DES STATIONS METEOROLOGIQUES DANS UN RAYON DE 25 KM AUTOUR DU BASSIN VERSANT AYANT DES DONNEES A L'INTERIEUR DE LA PERIODE 2000-2022	165
TABLEAU 24: CARACTERISTIQUES DES PRODUITS CAPA CONSIDERES POUR LA MODELISATION HYDROLOGIQUE	166
TABLEAU 25: PLAGE DE CALAGE DES PARAMETRES D'HYDROTEL ET VALEUR CALEE POUR LA SIMULATION SANS MODULE DE DRAINAGE SOUTERRAIN	167
TABLEAU 26: PLAGE DE CALAGE DES PARAMETRES D'HYDROTEL ET DU MODULE DE DRAINAGE ET VALEUR CALEE (LES PARAMETRES SOULIGNES SONT CEUX DU MODULE DE DRAINAGE)	168
TABLEAU 27: METRIQUES DE PERFORMANCE POUR LA SIMULATION HYDROLOGIQUE AVEC ET SANS MODULE DE DRAINAGE POUR LA PERIODE JANVIER 2002 - JUIN 2012.....	169
TABLEAU 28: SIGNIFICATION DES METRIQUES DE PERFORMANCE PRESENTEES AU TABLEAU 27	170
TABLEAU 29: RAPPORT DE LA CAPACITE DE LA RETENUE COLLINAIRE SUR LE VOLUME ENTRANT ANNUEL ET EFFICACITE DE LA RETENUE COLLINAIRE CALCULEE SELON LA FORMULE EMPIRIQUE PRESENTEE A L'ÉQUATION 28	177
TABLEAU 30: VALEUR DES COEFFICIENTS DE DENSITE DES SEDIMENTS (ADAPTE DE ASTHANA ET KHARE (2022))	178
TABLEAU 31: CLASSIFICATION DES PLAINES INONDABLES BASEE SUR LA PUISSANCE FLUVIALE SPECIFIQUE. REPRODUIT DE ROUSSEAU <i>ET AL.</i> (2022)	186

LISTE DES ÉQUATIONS

ÉQUATION 1 : CALCUL DE L'IQBR	26
ÉQUATION 2: FORMULE DU FALL NUMBER.....	39
ÉQUATION 3: CALCUL DE L'EFFICACITE DE CAPTATION DES SEDIMENTS EN FONCTION DU FALL NUMBER.....	39
ÉQUATION 4: ÉQUATION UNIVERSELLE DES PERTES EN SOL	41
ÉQUATION 5: NOYAU DE CONVOLUTION D'HAYAMI	65
ÉQUATION 6: FORMULE D'HOOGHOUDT	65
ÉQUATION 7 : CALCUL DE LA HAUTEUR DE LA PSEUDO-NAPPE AU-DESSUS DES DRAINS	67
ÉQUATION 8: CALCUL DU FLUX DE DRAINAGE ISSU DE L'ÉCOULEMENT PREFERENTIEL	68
ÉQUATION 9: CALCUL DU FLUX DE DRAINAGE	68
ÉQUATION 10: INDICATEUR DE PERFORMANCE DE NASH-SUTCLIFFE	70
ÉQUATION 11: INDICATEUR DE PERFORMANCE DE KLING-GUPTA	71
ÉQUATION 12: LOI DE STOCKES	75
ÉQUATION 13: VITESSE HORIZONTALE DE L'ÉCOULEMENT AU TRAVERS DE LA BANDE RIVERAINE DANS VFDM	77
ÉQUATION 14: DETERMINATION DU NIVEAU D'EAU DANS LA RETENUE COLLINAIRE.....	92
ÉQUATION 15: CALCUL DU DEBIT SORTANT DE LA RETENUE COLLINAIRE	92
ÉQUATION 16: CALCUL DU VOLUME EMMAGASINE POTENTIEL DANS LES RETENUES COLLINAIRES	93
ÉQUATION 17: BESOIN EN EAU POTENTIEL DES CULTURES SELON LA METHODE PROPOSEE PAR LA FAO	99
ÉQUATION 18: BESOIN EN IRRIGATION	103
ÉQUATION 19: CALCUL DU VOLUME D'IRRIGATION.....	105
ÉQUATION 20: ÉQUATION DU FACTEUR D'EROSIVITE DES PRECIPITATIONS ET DU RUISSELLEMENT	117
ÉQUATION 21: ÉRODABILITE ANNUELLE MOYENNE DU SOL	118
ÉQUATION 22: CALCUL DU FACTEUR LS	120
ÉQUATION 23: CAPACITE DE TRANSPORT DES SEDIMENTS	121
ÉQUATION 24: FORCE DE CISAILLEMENT	122
ÉQUATION 25: CAPACITE DE TRANSPORT JOURNALIERE SUR L'UHRH	122
ÉQUATION 26: LARGEUR DE LA RIVIERE FICTIVE	122

ÉQUATION 27: DEBIASAGE DES DONNEES SIMULEES	128
ÉQUATION 28: EFFICACITE DE CAPTATION POUR DES PETITES RETENUES AGRICOLES	131
ÉQUATION 29: FORMULE POUR LE CALCUL DES POURCENTAGES DE VARIATION PAR RAPPORT AU SCENARIO DE REFERENCE.....	134
ÉQUATION 30: CALCUL DE LA DENSITE DES SEDIMENTS DEPOSES	142
ÉQUATION 31: DETERMINATION DE LA HAUTEUR DE L'ECOULEMENT PAR LA FORMULATION DE MANNING ET LA METHODE DE RESOLUTION ITERATIVE DE NEWTON-RAPHSON.....	160
ÉQUATION 32: BILAN DE MASSE SUR LES SEDIMENTS D'UNE RETENUE D'EAU.....	173
ÉQUATION 33: CONCENTRATION EN SEDIMENTS AU DEBUT DE LA JOURNEE	173
ÉQUATION 34: CONCENTRATION FINALE EN SEDIMENTS DANS LA RETENUE	174
ÉQUATION 35: MASSE DE SEDIMENTS DECANTEE	174
ÉQUATION 36: PUISSANCE FLUVIALE	182
ÉQUATION 37: PUISSANCE FLUVIALE SPECIFIQUE	182

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ASCE	American Society of Civil Engineers
BDCA	Base de données des cultures assurées
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EPA	Environmental Protection Agency
ETC	Évapotranspiration des cultures
ETO	Évapotranspiration de référence
ETP	Évapotranspiration potentielle
ETR	Évapotranspiration réelle
FAO	Food and Agriculture Organisation
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
INRS	Institut national de la recherche scientifique
IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine
IRDA	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
K _c	Coefficient de culture
KGE	Indice de performance de Kling-Gupta
LIDAR	Laser Imaging, Detection, and Ranging
MAAARO	Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques
MELCCFP	Ministère de l'environnement, de la lutte aux changements climatiques, de la faune et des parcs
MFFP	Ministère des forêts, de la faune et des parcs
MNT	Modèle numérique de terrain
MRC	Municipalité régionale de comté
NSE	Indice de performance de Nash-Sutcliffe
PADDS	Pareto Archived Dynamically Dimensioned Search
PGB	Pratique de gestion bénéfique
RDRS	Regional Deterministic Reanalysis System
HRU	Hydrologic Response Unit
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SIG	Système d'information géographique
SISCan	Service canadien d'information sur les sols
UHRH	Unité hydrologique relativement homogène
USDA	United States Department of Agriculture
USLE	Universal Soil Loss Equation
VE	Volume emmagasiné

1 INTRODUCTION

Il y a de cela plus de vingt ans, en 2002, le Gouvernement du Québec lançait la politique nationale de l'eau. Cette politique, qui représente un tournant au Québec, reconnaît le caractère collectif de cette ressource et la nécessité de la protéger et de la gérer de façon intégrée (Environnement Québec, 2002). De cette politique est née la stratégie québécoise de l'eau 2018-2030, qui vise l'amélioration de sa qualité, de sa disponibilité et de la gestion de ses usages (MELCC, 2018).

Malgré les avancées significatives qui ont découlé de ces initiatives, force est de constater qu'il reste encore beaucoup de chemin à faire pour la protection de ce patrimoine collectif. L'un des secteurs où la qualité de l'eau est la plus dégradée est sans aucun doute le milieu agricole. C'est en effet l'un des faits saillants du Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec (MELCC, 2020). Sur les 43 indicateurs suivis, cinq sont dans la catégorie « mauvais » dont quatre sont liés à l'eau dans les milieux agricoles. L'une des principales causes de cette détérioration est les grandes cultures, comme le maïs et le soya, qui requièrent davantage d'engrais et de pesticides en plus de favoriser l'érosion des sols par l'absence de couverture végétale pendant une partie de l'année.

Afin d'améliorer la situation, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) s'est doté du Plan d'agriculture durable 2020-2030, qui vise cinq objectifs de protection de l'environnement et de la santé. Parmi ces objectifs, on retrouve notamment des cibles pour l'augmentation des superficies de bandes riveraines élargies, pour la diminution du phosphore dans les cours d'eau et pour la couverture des sols à l'année longue.

Ces cibles doivent permettre de rendre plus durable un secteur vital de l'économie. L'agriculture permet en effet de soutenir la croissance de la population mondiale et, plus localement, favorise l'autonomie alimentaire du Québec, un concept de plus en plus mis de l'avant sur la scène politique (Poitevin & Bezzaz, 2020). Des pratiques de gestions bénéfiques (PGB) doivent donc être mises en place afin d'améliorer le bilan agroenvironnemental du secteur agricole.

Ce mémoire explore l'effet sur le bassin versant du ruisseau au Castor, en Montérégie, de trois types de PGB, soit les bandes riveraines, les retenues collinaires et le type de culture. Les bandes riveraines sont une zone végétalisée de quelques mètres sur les berges d'un plan d'eau qui a pour fonction d'offrir une certaine protection contre la pollution diffuse en même temps d'offrir un milieu propice à la biodiversité. Les retenues collinaires, pour leur part, sont des

ouvrages de captage du ruissellement de surface qui ont généralement pour fonction d'offrir une réserve d'eau pour l'irrigation. L'impact de ces PGB sur l'érosion et sur la charge de sédiments en suspension en amont et en aval des parcelles agricoles ainsi qu'à l'exutoire du bassin versant du ruisseau au Castor est analysé. L'effet des bandes riveraines sur l'accumulation de sédiments à l'échelle des tronçons est aussi analysé, afin de vérifier l'effet bénéfique de cette PGB sur la diminution de la problématique d'envasement des sorties de drain. Également, la possibilité d'utiliser les retenues collinaires comme réserve d'eau pour l'irrigation lors des périodes sèches est explorée. L'approche proposée est de coupler à la plateforme de modélisation hydrologique distribuée PHYSITEL/HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995; Fortin *et al.*, 2001; Rousseau *et al.*, 2011) les modèles VFDM pour les bandes riveraines (Gumiere *et al.*, 2013; Gumiere *et al.*, 2015), GerosM pour l'érosion (Villeneuve *et al.*, 1998) et ROTO pour le transport des sédiments (Arnold *et al.*, 1995). Un module de retenue collinaire est conceptualisé et intégré directement à HYDROTEL. Afin de mieux reproduire la dynamique hydrologique de ce bassin versant dont la vocation principale est l'agriculture, un module de drainage souterrain est également intégré à HYDROTEL. L'approche proposée se divise en deux temps. Tout d'abord, un scénario de référence représentant l'état actuel du bassin versant est construit et calé à partir de données observées. Ensuite, différents scénarios incluant les différents types de PGB mentionnés plus haut sont construits et leurs résultats sont comparés entre eux et avec le scénario de référence.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

Avant d'aller plus en détail dans la modélisation des PGB, une brève description des bandes riveraines et des retenues collinaires est d'abord donnée aux sections 2.1 et 2.2 afin de mieux comprendre leur fonctionnement et les effets anticipés sur un bassin versant.

Les sections suivantes présentent une revue des modèles existants permettant d'évaluer l'impact des PGB sur la réponse hydrologique et sur la qualité de l'eau. Ces modèles peuvent être divisés en deux grandes catégories, selon qu'ils évaluent l'impact des PGB à l'échelle du bassin versant ou qu'ils sont spécifiques à un type de PGB (Xie *et al.*, 2015). Avec l'intégration de données géoréférencées, les modèles de bassin versant permettent d'évaluer, par exemple, l'impact de la conversion d'une forêt en terres agricoles sur le ruissellement et sur le transport de sédiments et de nutriments. Les modèles spécifiques de PGB permettent de simuler des processus à l'échelle du champ et d'incorporer des informations détaillées sur les dimensions

des ouvrages et sur les caractéristiques du terrain. Ces deux types de modèles peuvent être couplés ensemble plus ou moins facilement selon leur structure respective.

Finalement, une mise en contexte de cette revue de littérature par rapport aux objectifs de ce mémoire est donnée à la section 2.5.

2.1 Description des bandes riveraines et de leur mode de fonctionnement

Les bandes riveraines constituent l'une des PGB les plus recommandées (Gumiere *et al.*, 2013). Les processus par lesquels la pollution diffuse est atténuée au travers des bandes riveraines comprennent la filtration, la sédimentation, l'infiltration, l'adsorption, l'absorption, la décomposition et la volatilisation. Toujours selon Gumiere *et al.* (2013), les bandes riveraines peuvent réduire significativement les vitesses d'écoulement et le volume du ruissellement en raison de la rugosité hydraulique de la surface et de l'infiltration accrue induite par la végétation. Le Bissonnais *et al.* (2004) indiquent notamment que l'infiltration à l'intérieur d'une bande enherbée peut augmenter de 30 à 70% par rapport à un sol arable. Il en va de même pour la sédimentation, avec différents auteurs rapportant des efficacités moyennes d'abattement des sédiments supérieures à 50% pour des bandes riveraines expérimentales au Canada (Abu-Zreig *et al.*, 2004; Gharabaghi *et al.*, 2006). Selon Gharabaghi *et al.* (2006), l'abattement des sédiments dans une bande riveraine se fait majoritairement dans les cinq premiers mètres. Une expérience menée par Schmidt *et al.* (1999) montre même que doubler la largeur de bande riveraine de 7,5 m à 15 m n'ajoute pas de bénéfices significatifs sur la sédimentation, mais ces auteurs notent toutefois que l'infiltration est grandement améliorée. La raison avancée est que les particules plus grossières décantent rapidement, alors que les particules fines comme l'argile sont constamment réentraînées par les turbulences et décantent très difficilement, même avec une bande riveraine élargie (Gumiere *et al.*, 2011a). Le processus d'infiltration est alors essentiel pour capter les particules fines d'argiles (Liu *et al.*, 2008). L'emplacement des bandes riveraines sur un bassin versant est donc d'autant plus important, puisque leur efficacité selon leur largeur plafonne rapidement. Un autre aspect important de leur performance concerne la concentration préalable de l'écoulement par des chemins préférentiels. En effet, l'efficacité des bandes riveraines à retenir les sédiments est grandement diminuée lorsque l'écoulement est concentré par rapport à un écoulement laminaire et uniforme (Liu *et al.*, 2008; Fox *et al.*, 2010).

Les processus physiques d'abattement des sédiments et des nutriments par les bandes riveraines sont donc complexes et dépendent fortement des caractéristiques du terrain. Dans

une revue de littérature comparant 147 bandes riveraines issues de 49 articles scientifiques, Gumiere *et al.* (2011a) n'ont trouvé aucune relation statistiquement significative entre la largeur, la pente, l'écoulement et l'abattement des sédiments. L'explication avancée est que l'abattement des sédiments résulte d'un effet combiné de la réponse hydrologique de la bande riveraine (infiltration de l'eau, ralentissement de l'écoulement) et de ses caractéristiques physiques, de même que de la concentration préalable de l'écoulement.

En plus de leur pouvoir épurateur, les bandes riveraines sont également très performantes pour limiter l'érosion des sols. Selon une modélisation faite par Nigel *et al.* (2014) sur le bassin versant de la Chevrotière, dans la région de Portneuf, où les parcelles agricoles sont relativement peu accidentées mais drainées par un réseau hydrique localisé dans des dépressions, une conversion de 7% des parcelles agricoles en bandes riveraines dans les zones problématiques réduirait l'érosion de 40% sur le bassin versant.

Le MELCC¹ note huit autres fonctions écologiques remplies par les bandes riveraines, comme la régulation de la température et la création d'habitats pour la faune (MELCC, 2021a). Pour évaluer la capacité des bandes riveraines à remplir ces fonctions écologiques, le MELCC a développé un indice de la qualité des bandes riveraines (IQBR). Ce dernier se base sur la proportion des types de couverture du sol compris dans une bande riveraine d'une largeur minimale de 10 m. Un poids est associé aux différentes occupations, ce qui permet d'attribuer un score à la bande riveraine. La formule présentée à l'Équation 1 permet d'obtenir le score de la bande riveraine, et le Tableau 1 présente les types de couverture et leur poids associé. Plus l'IQBR est élevé, plus la bande riveraine est susceptible de remplir ses fonctions écologiques. Cette réalité est visible au Tableau 1 par le poids associé aux types d'occupation. Ainsi, la forêt présente un intérêt écologique bien supérieur aux cultures ou à un sol nu.

$$IQBR = \frac{\sum \%_i \times P_i}{10}$$

Équation 1 : Calcul de l'IQBR

Où

i : la i ème composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.),

$\%_i$: le pourcentage du secteur couvert par la i ème composante et

P_i : facteur de pondération de la i ème composante

¹ Le Ministère de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques (MELCC) est devenu le Ministère de l'environnement, de la lutte aux changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCCFP) en 2022.

Tableau 1: Poids associé aux types d'occupation pour le calcul de l'IQBR

Type d'occupation	Poids associé
Forêt	10,0
Herbacée naturelle	5,8
Coupe forestière	4,3
Socle rocheux	3,8
Friche, fourrage, pâturage, pelouse	3,0
Culture	1,9
Infrastructure	1,9
Sol nu	1,7

L'évaluation de l'IQBR se fait typiquement de visu, ce qui est une tâche couteuse en ressources et peut apporter un biais subjectif selon l'observateur. Récemment, des méthodes de télédétection ont été développées pour accélérer le processus de caractérisation des bandes riveraines sur un bassin versant et éliminer la composante subjective du processus (Novoa *et al.*, 2018).

2.1.1 Le cadre réglementaire régissant les bandes riveraines au Québec

Au Québec, de façon générale, une bande riveraine de 10 à 15 m doit être conservée selon la pente et la hauteur du talus, tel que prescrit par le Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles (Q-2 r. 0.1, 2022). Il existe toutefois des exceptions au cas général. Par exemple, dans un milieu forestier, une lisière boisée de 20 m doit être conservée aux abords des cours d'eau et des lacs tel que stipulé à l'article 27 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'état (MFFP, 2023). Dans le cas du milieu agricole, une bande riveraine de 3 m à partir de la ligne des hautes eaux et comprenant au moins 1 m sur le dessus du talus doit être conservée (Q-2 r. 0.1, 2022). La municipalité régionale de comté (MRC) de Brome-Missisquoi, dans laquelle est situé le bassin versant du ruisseau au Castor, a adopté un règlement plus restrictif pour l'aménagement de son territoire agricole (MRC de Brome-Missisquoi, 2014). Ce règlement prévoit en effet une largeur de bande riveraine de 2 m sur le dessus du talus, plutôt que le 1 m prévu minimalement par le Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles.

2.2 Description des retenues collinaires et de leur mode de fonctionnement

Les retenues collinaires sont des petits ouvrages de captation du ruissellement de surface. Ils sont également connus sous d'autres appellations, comme réserve, bassin de rétention, étang ou retenue (Lebon, 2021). Leur capacité est généralement inférieure à 1 million de m³ (Habets *et al.*, 2018). Ces ouvrages sont typiquement construits en terre (FAO Haïti, 2017) et ont habituellement comme vocation principale l'accumulation d'eau lorsque la ressource est abondante (par exemple au printemps) pour fins d'irrigations lors des étiages. D'autres usages peuvent toutefois leur être attribués, comme la recharge de la nappe dans le cas de bassins d'infiltrations (Standen *et al.*, 2020), la réduction des pointes de débits (Roberts *et al.*, 2022), le contrôle des sédiments (Berg *et al.*, 2016), ou encore l'amélioration de la biodiversité (Clifford & Heffernan, 2018; Swartz & Miller, 2021). L'irrigation des territoires actuellement exploités en agriculture pluviale est perçue comme une solution possible à la croissance de la demande globale en nourriture et à la menace que posent les changements climatiques sur les rendements agricoles (Rosa *et al.*, 2020). Ainsi, les retenues collinaires pourraient permettre d'améliorer la résilience des agriculteurs face aux aléas climatiques en assurant une réserve d'eau pour l'irrigation (Rao *et al.*, 2017). Sur le bassin versant du ruisseau au Castor, quatre sécheresses ont eu lieu entre 2003 et 2012 et sept ont eu lieu entre 2013 et 2022 selon agriculture et agroalimentaire Canada (voir annexe 10.1 pour plus de détails). Aux effets bénéfiques des retenues collinaires qui ont été mentionnés dans ce paragraphe peuvent toutefois s'ajouter des conséquences négatives sur l'hydrologie d'un bassin versant. En effet, si les impacts sur l'hydrologie d'une seule retenue collinaire sont minimes en raison de sa taille restreinte, l'accumulation de celles-ci à l'échelle d'un bassin versant pourrait avoir des impacts substantiels sur l'aggravation des régimes de sécheresses (Ribeiro Neto *et al.*, 2022) et des débits d'étiages (Habets *et al.*, 2018). Cela pourrait donc vouloir dire une diminution de la disponibilité de l'eau sur un bassin versant par temps sec. Une meilleure gestion de ces ouvrages à l'échelle du bassin versant pourrait permettre d'atténuer ces problématiques.

2.3 Modèles de bassin versant existants permettant d'évaluer l'impact des PGB

L'avènement de l'informatique et la préoccupation grandissante de la société pour les enjeux liés à la qualité de l'eau ont donné lieu dans les années 70 et 80 à la création de douzaines de modèles pour la gestion intégrée des bassins versants (Heathcote, 2009). Il existe aujourd'hui probablement des centaines, voire des milliers de variations de ces modèles. Xie *et al.* (2015) ont répertorié trois modèles parmi les plus utilisés permettant d'évaluer l'impact des PGB de

façon continue et à l'échelle du bassin versant. Ces trois modèles sont le *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (Arnold *et al.*, 1998), le *ANNualized AGricultural NonPoint Source model* (AnnAGNPS) (Bingner *et al.*, 2003) et le *Hydrological Simulation Program-FORTRAN* (HSPF). Ces modèles ont tous été développés aux États-Unis. Quelques années plus tard, le modèle de Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI) (Rousseau *et al.*, 2000) a été développé au Québec dans l'optique de créer un modèle facilement modulable et permettant d'évaluer l'impact de différents scénarios de gestion sur l'hydrologie et la qualité de l'eau d'un bassin versant. Ces modèles sont brièvement décrits et comparés dans les paragraphes suivants.

HSPF est un modèle conceptuel global qui permet de simuler les débits et les flux de nutriments et de sédiments à l'échelle du bassin versant. Ce dernier est découpé en trois entités distinctes, soit les tronçons du réseau hydrographique, les portions de territoires considérées imperméables et les portions de territoires considérées perméables (Duda *et al.*, 2012). Il permet d'obtenir les débits et la qualité de l'eau dans tous les tronçons du réseau hydrographique pour des périodes allant de quelques minutes jusqu'à plusieurs dizaines d'années et pour des bassins de plusieurs milliers de kilomètres carrés à quelques hectares seulement. Sa structure est composée de plusieurs modules qui sont appelés en cascades et qui représentent chacun un processus physique. HSPF fait partie de la plateforme de modélisation BASINS qui a été mise en place par l'agence américaine de protection de l'environnement afin de déterminer les charges journalières maximales permises sur un bassin versant donné (EPA, 2019).

SWAT est un modèle distribué à base physique permettant la simulation journalière des débits et de la qualité de l'eau. Il est utilisé pour évaluer les effets à long terme des pratiques de gestion sur l'hydrologie, les sédiments et les nutriments sur de grands bassins versants non jaugés (Mostaghimi, 2003). Ce modèle encore largement utilisé aujourd'hui a été construit sur la base de différents modèles préexistants à l'échelle du champ, comme le modèle *Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) (Knisel, 1980), le modèle *Environmental Impact Policy Climate* (EPIC) (Williams, 1995) et le modèle *Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems* (GLEAMS) (Leonard *et al.*, 1987). Un modèle d'acheminement des sédiments, appelé *Routing Outputs to Outlet* (ROTO) (Arnold *et al.*, 1995), et un modèle de transport et de transformation des contaminants, appelé QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987), ont également été incorporés à SWAT. Afin de représenter spatialement les différents processus à l'œuvre, le bassin versant est divisé en sous-bassins

versants. À l'intérieur de ces sous-bassins, les portions de territoire ayant des caractéristiques homogènes d'occupation du sol, de type de sol et de pratiques de gestion sont regroupées ensemble pour former des HRU (*Hydrological Response Units*). Les processus simulés sont alors calculés pour chacune des HRU. Comme HSPF, SWAT fait partie des modèles qui peuvent être sélectionnés dans la plateforme BASINS pour l'évaluation des charges journalières maximales permises.

Le modèle AnnAGNPS a été développé dans les mêmes années que HSPF et SWAT. Ce modèle est la version continue et améliorée du modèle événementiel AGNPS (Young *et al.*, 1989). Contrairement à SWAT qui découpe le bassin versant en sous-bassins versants, AnnAGNPS fonctionne par cellules dont les caractéristiques du territoire sous-jacent sont homogènes. Les constituants de la pollution diffuse sont produits à l'intérieur de ces cellules puis acheminés dans le réseau hydrographique où ils sont soit déposés, soit exportés jusqu'à l'exutoire du bassin. AnnAGNPS a entre autres été utilisé pour évaluer l'impact des PGB sur la charge en sédiments suspendus à l'échelle d'un bassin versant (Yuan *et al.*, 2001; Momm *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2022).

Des trois modèles décrits plus haut, GIBSI est probablement plus proche de SWAT. C'est en effet un modèle distribué qui découpe le bassin versant en Unités Hydrologiques Relativement Homogènes (UHRH), un concept similaire à celui des HRU, mais à la différence près que ce sont de vraies unités hydrologiques du réseau hydrographique alors que les HRU sont des unités qui ne sont pas reliées directement au réseau (voir la section 3.1 pour une description détaillée des UHRH). GIBSI utilise HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995; Fortin *et al.*, 2001) pour la simulation des processus hydrologiques. À l'instar des modèles annAGNPS et SWAT, GIBSI utilise le modèle RUSLE (Renard, 1997) pour la production des sédiments sur le territoire. Ces sédiments sont ensuite acheminés vers l'exutoire en utilisant ROTO, le sous-modèle utilisé par SWAT. Pour la production, le transport et la transformation des contaminants, GIBSI utilise le sous-modèle QUAL2E, soit celui que l'on retrouve également dans SWAT. GIBSI a notamment été utilisé pour évaluer l'impact de différentes PGB sur la qualité des eaux des bassins versants de la Chaudière (6682 km²) et de la Beaurivage (718 km²) (Quilbé & Rousseau, 2007; Rousseau *et al.*, 2013)

Le Tableau 2 présente les caractéristiques les plus pertinentes de ces modèles pour la simulation de l'effet des PGB sur les charges en sédiments. Ce tableau est inspiré du tableau 1 que l'on retrouve dans Borah et Bera (2003). On peut observer que HSPF est moins versatile quant aux PGB qu'il peut simuler. La plupart des modèles utilise les facteurs de l'équation de

RUSLE pour simuler l'érosion des sols, à l'exception de HSPF qui utilise plutôt la force cinétique de la précipitation.

Tableau 2: Principaux modèles hydrologiques permettant la simulation de l'effet des PGB sur la charge en sédiments en suspension

Description	HSPF	SWAT	AnnAGNPS	GIBSI
Discrétisation spatiale	Modèle global. Territoire imperméable et perméable, tronçons du réseau hydrographique, réservoirs complètement mélangés	Modèle distribué. Division en sous-bassins et en portions de territoire homogène (HRU). Tronçons du réseau hydrographique principal, lacs et eau souterraine.	Modèle distribué. Caractéristiques homogènes du territoire à l'échelle des cellules du modèle. Tronçons du réseau hydrographique et retenues d'eau.	Modèle distribué. Division en sous-bassins versants et en UHRH. Tronçons du réseau hydrographique (importé ou déterminé selon un seuil d'accumulation) et lacs.
Discrétisation temporelle	Journalier et intrajournalier	Journalier (principalement)	Journalier et intrajournalier	journalier
Érosion du territoire	Détachement par éclaboussure et lessivage basé sur la capacité de transport de l'écoulement	Modèle basé sur les facteurs de l'équation de RUSLE	Modèle basé sur les facteurs de l'équation de RUSLE.	Modèle basé sur les facteurs de l'équation de RUSLE et la capacité de transport
Acheminement des sédiments en tronçons	Transport basé sur la force de cisaillement critique et la vitesse de sédimentation.	Sous-modèle ROTO. Basé sur l'équation de Bagnold pour la capacité de transport et l'érosivité de l'écoulement. La décantation des particules est basée sur la vitesse de sédimentation.	Transport des sédiments basé sur l'équation de transport de Einstein et capacité de transport de l'écoulement basé sur l'équation de Bagnold	Sous-modèle ROTO. Basé sur l'équation de Bagnold pour la capacité de transport et l'érosivité de l'écoulement. La décantation des particules est basée sur la vitesse de sédimentation.

PGB	Terrasses, Cultures en bandes, gestion des engrais, culture de couverture, conversion de cultures, bassin de sédimentation, bande riveraine	Terrasses, Cultures en bandes, rotation, gestion des engrais, travail du sol, gestions des résidus de culture, culture de couverture, conversion de cultures, bassin de sédimentation, bande riveraine, voie engazonnée.	Terrasses, Cultures en bandes, rotation, gestion des engrais, travail du sol, gestions des résidus de culture, culture de couverture, conversion de cultures, bassin de sédimentation, bande riveraine	Terrasses, Cultures en bandes, rotation, gestion des engrais, travail du sol, gestions des résidus de culture, culture de couverture, conversion de cultures, bande riveraine.
-----	---	--	--	--

Si les modèles hydrologiques permettent techniquement la prise en compte des PGB, leur représentation est parfois très simplifiée. Par exemple, dans SWAT, une simple équation empirique permet de relier la réduction des sédiments selon la charge initiale et la réduction du ruissellement (White & Arnold, 2009). GIBSI utilise l'ancienne équation de SWAT, qui utilise une relation empirique ne faisant intervenir que la largeur de la bande riveraine. Avec AnnAGNPS, c'est l'occupation du sol à l'emplacement des bandes riveraines qui peut être modifiée pour des herbacées ou encore la valeur de Manning qui peut être augmentée (Mostaghimi *et al.*, 1997).

2.4 Modèles spécifiques existants de bandes riveraines et de retenues collinaires

2.4.1 Modèles de bandes riveraines

Les deux modèles spécifiques de bandes riveraines les plus communément utilisés encore aujourd'hui sont probablement le *Vegetated Filter Strip MODel* (VFSDMOD) (Munoz-Carpena *et al.*, 1999) et le *Riparian Ecosystem Management Model* (REMM) (Lowrance *et al.*, 2000). Ces deux modèles sont basés sur des processus physiques. Tous deux permettent de simuler le ruissellement et l'infiltration à l'intérieur de la bande riveraine, de même que la filtration des sédiments. Leurs approches sont toutefois assez différentes.

VFSDMOD est un modèle évènementiel. Il simule la déposition et l'accumulation des sédiments à l'entrée de la bande riveraine. L'accumulation de ce dépôt est calculée en comparant la capacité de transport de l'écoulement avec la charge en sédiments. Si la charge est plus faible que la capacité de transport, alors tous les sédiments sont transportés vers l'aval, qui

correspond à la zone de filtration des sédiments en suspension de la bande riveraine. La filtration des sédiments est alors calculée selon l'équation de Tollner *et al.* (1976). Si la charge est plus élevée que la capacité de transport, alors la charge excédentaire est déposée à l'entrée de la bande riveraine et le reste est transporté vers la zone de filtration. VFSSMOD permet d'ajuster différents paramètres pour refléter les conditions du terrain, notamment la pente, la densité et la hauteur de la végétation, le type de sol et la largeur de la bande riveraine. Une routine pour le calcul de l'abattement du phosphore et des pesticides est également disponible dans une version ultérieure (VFSSMOD-W) (Fox *et al.*, 2010).

REMM, pour sa part, est un modèle continu qui permet de simuler la dynamique des nutriments et la croissance des plantes en plus de la sédimentation et de l'hydrologie. Ce modèle offre la possibilité de subdiviser la bande riveraine en trois zones. La zone la plus près du cours d'eau correspond à une zone naturelle plutôt boisée, la seconde à une zone aménagée constituée d'arbustes, et celle plus en amont à une zone constituée d'herbacées. Cela permet l'ajustement des paramètres de chacune des zones en fonction de leurs caractéristiques. La bande riveraine est segmentée en écoulement concentré et diffus. L'érosion dans la bande riveraine est calculée selon l'équation universelle des sols (USLE). À l'instar de la zone de dépôt dans VFSSMOD, la dynamique de transport et de sédimentation est régulée par la charge en sédiments et par la capacité de transport de l'écoulement.

Bien que VFSSMOD et REMM soient largement utilisés dans le domaine de la modélisation des bandes riveraines, il n'en demeure pas moins que ce sont des modèles complexes qui nécessitent d'avoir de l'information sur une grande quantité de paramètres. Leur utilisation à l'échelle d'un bassin versant devient alors compliquée en raison de la grande quantité d'information qui doit être connue pour chaque bande riveraine. C'est d'ailleurs le constat auquel en est venu Gumiere *et al.* (2011a), qui concluaient qu'il existait un vide entre les modèles empiriques simples couramment utilisés par les modèles de bassins versants et les modèles spécifiques très complexes. Partant de ce constat, le *Vegetated Filter Dimensioning Model* (VFDM) (Gumiere *et al.*, 2013; Gumiere *et al.*, 2015), un modèle de dimensionnement de bande riveraine de complexité intermédiaire, a été développé pour combler ce vide. Une description de ce modèle est donnée à la section 3.3.

Le Tableau 3 présente les caractéristiques principales de ces modèles. On peut voir que VFDM est beaucoup plus simple par rapport aux processus qu'il simule. Il représente également un intermédiaire entre la résolution temporelle très fine de VFSSMOD et celle plus grossière de REMM.

Tableau 3: Caractéristiques principales des modèles spécifiques de bandes riveraines

Caractéristique	VFSMOD	REMM	VFDM
Processus simulés	Écoulement de surface, infiltration, sédimentation, captage du phosphore et des pesticides	Écoulement de surface, infiltration, sédimentation, captage des pesticides, dynamiques du phosphore et de l'azote, croissance des plantes, fluctuation de la nappe, érosion	Captage des sédiments
Représentation spatiale	Zone d'accumulation des sédiments et zone de filtration	Zone boisée, zone arbustive et zone herbacée. Trois réservoirs par zone pour la simulation de l'eau souterraine.	Largeur fixe ou variable selon un objectif visé de sédimentation
Pas de temps	Secondes	Journalier	Horaire

2.4.2 Modèles de retenues collinaires

Il existe assez peu de modèles permettant de simuler explicitement l'effet de retenues collinaires sur le bassin versant. Habets *et al.* (2018) ont groupé ces modèles selon trois catégories, soit les modèles agrégés, les modèles statistiques et les modèles distribués.

Les modèles agrégés consistent à combiner plusieurs retenues en une seule retenue équivalente. SWAT est un exemple de ce type de modèle, puisqu'il agrège les retenues d'eau à l'échelle du sous-bassin. Un exemple de l'utilisation de SWAT pour évaluer l'effet des retenues d'eau sur la captation des sédiments peut être trouvé dans Jalowska et Yuan (2019).

Les modèles statistiques permettent de regrouper les retenues collinaires selon leur volume. Un seul réservoir équivalent est représenté par classe de retenue collinaire. Les modèles TEDI et WaterCAST sont des exemples de ce type de modèles. Ils ont été utilisés pour simuler l'impact des réservoirs agricoles sur le débit de bassins versants en Australie (Nathan *et al.*, 2005; Çetin *et al.*, 2009). Comme pour les modèles agrégés, les modèles statistiques n'ont pas la capacité de représenter les dimensions et l'emplacement de chacune des retenues collinaires.

Finalement, les modèles distribués permettent d'évaluer l'impact de chacune des retenues collinaires selon ses caractéristiques sur le tronçon situé directement en aval. Le modèle

CASCADE (Jayatilaka *et al.*, 2003), par exemple, fonctionne selon un bilan de masse simple pour simuler l'impact hydrologique cumulé d'une série de réservoirs ayant chacun leurs caractéristiques propres. Ce modèle utilise un coefficient de ruissellement modifié pour dériver l'apport en eau provenant des précipitations. Les pertes en eau comprennent l'infiltration, l'évaporation, les prélèvements pour l'irrigation et le débit évacué par débordement. Récemment, un modèle hydrologique distribué nommé MHYDAS-Small-Reservoirs (Lebon *et al.*, 2022) a été développé afin d'évaluer l'impact des retenues collinaires sur l'hydrologie et sur le rendement des cultures. Ce modèle incorpore le modèle hydrologique distribué MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002), qui segmente le bassin en tronçons et en unités hydrologiques homogènes. À ce modèle a été ajoutée une structure représentant les retenues collinaires, qui reçoit les eaux de ruissellement des unités hydrologiques homogènes et des tronçons en amont et qui se déversent dans le tronçon ou l'unité hydrologique homogène en aval. Ces retenues collinaires sont également liées à des unités hydrologiques représentant les parcelles irriguées. La croissance des cultures et les pratiques agricoles opérées par les agriculteurs (travail du sol, irrigation, etc.), sont simulées par deux modèles distincts et intégrés à MHYDAS-Small-Reservoirs. Le bilan de masse sur les retenues collinaires inclut en intrants les précipitations, le ruissellement de surface et l'apport des tronçons amont (le cas échéant), et en extrants l'évaporation, les prélèvements pour l'irrigation et les surverses.

2.5 Résumé et discussion

On a vu qu'il existe plusieurs modèles hydrologiques distribués permettant l'évaluation de l'impact des PGB. Certains sont des modèles globaux, comme HSPF, ce qui limite la représentation spatiale des PGB. D'autres sont distribués, comme SWAT, AnnAGNPS et GIBSI. Leur façon de représenter les PGB est toutefois souvent très simplifiée et utilise des relations empiriques, ce qui limite l'analyse des processus physiques à l'œuvre.

Afin de rajouter un niveau de détails supplémentaire à la simulation des PGB, des modèles spécifiques peuvent être couplés aux modèles hydrologiques. Il existe par exemple des modèles de bandes riveraines très complexes qui permettent de simuler l'hydrologie, le captage des sédiments et des nutriments de même que la croissance des plantes dans la bande riveraine. Ces modèles sont toutefois gourmands en données et en paramètres, ce qui les rend difficiles à mettre en place à l'échelle d'un bassin versant. Le modèle VFDM apporte une solution à ce problème en offrant un modèle partiellement basé sur des processus physiques et qui permet un couplage simplifié aux modèles hydrologiques.

Les modèles permettant de simuler l'impact des retenues collinaires à l'échelle du bassin versant sont rares. Un des seuls exemples de modèles distribués permettant de simuler l'impact des retenues collinaires sur l'hydrologie et les rendements agricoles est le modèle MHYDAS-Small-Reservoir. Toutefois, ce modèle ne permet pas de simuler le captage des sédiments. Il existe un modèle d'érosion, nommée MHYDAS-Erosion (Gumiere *et al.*, 2011b), qui est basé sur la structure du modèle hydrologique MHYDAS. Cela veut dire que son intégration pourrait peut-être faite au modèle MHYDAS-Small-Reservoirs, mais cela demanderait un effort conséquent puisque MHYDAS-Erosion est un modèle événementiel fonctionnant à un pas de temps intrahoraire et à l'échelle de la parcelle.

Il semble donc exister un certain vide dans la littérature scientifique quant à une modélisation distribuée et continue de l'impact des retenues collinaires et des bandes riveraines à l'échelle d'un bassin versant sur l'hydrologie et la charge en sédiments. La méthodologie proposée vient en quelque sorte mettre ensemble les morceaux du casse-tête afin de proposer une solution à ce problème. Ainsi, le modèle hydrologique distribué HYDROTEL est utilisé comme colonne vertébrale de la simulation. Le modèle d'érosion GerosM, basé sur la très populaire équation universelle révisée des pertes en sol (RUSLE), est emprunté à GIBSI. Le modèle ROTO, utilisé par SWAT et GIBSI, est repris pour l'acheminement des sédiments dans le réseau hydrographique. Le modèle de bande riveraine VFDM est couplé de façon à pouvoir utiliser en intrant le ruissellement de surface simulé par HYDROTEL et ainsi pouvoir calculer un pourcentage de captation des sédiments simulés par GerosM. Une structure de retenue collinaire similaire à celle conceptualisée dans MHYDAS-Small-Reservoirs est intégrée à HYDROTEL afin de pouvoir simuler l'impact sur l'hydrologie du bassin. L'influence des prélèvements en eau pour l'irrigation est également intégrée à la modélisation hydrologique. Le modèle PHYSITEL permet l'intégration de toutes les données physiques à la modélisation. Notamment, il permet de simplifier la modification du modèle numérique de terrain (MNT) pour prendre en compte la présence des retenues collinaires. La captation des sédiments par les retenues collinaires est modélisée avec l'algorithme utilisé dans SWAT pour les retenues.

3 DESCRIPTION DES MODÈLES UTILISÉS

3.1 PHYSITEL

PHYSITEL (Fortin *et al.*, 2001; Turcotte *et al.*, 2001; Rousseau *et al.*, 2011; Noël *et al.*, 2014) est un outil SIG qui permet de préparer les données physiographiques et de les mettre dans un format lisible pour le modèle hydrologique HYDROTEL (ou tout autre modèle hydrologique distribué). À partir d'un MNT, PHYSITEL calcule la pente de chacune des tuiles (autrement dit les « pixels » du MNT) selon la différence d'élévation avec les tuiles voisines. Ensuite, la direction de l'écoulement issu de chaque tuile est calculée en utilisant l'algorithme D8-LTD (Orlandini *et al.*, 2003), qui est une amélioration de l'algorithme D8 (Marks *et al.*, 1983; O'Callaghan & Mark, 1984) fréquemment utilisé pour ce type d'application. Une matrice d'accumulation permettant d'identifier l'aire drainée de chaque tuile est calculée à partir de la matrice d'orientation. À partir de la matrice d'accumulation, un réseau d'écoulement peut être déterminé en fonction d'un seuil d'aire drainée. Afin de s'assurer que ce réseau déterminé par PHYSITEL converge bien vers le réseau hydrographique réel, un réseau hydrographique tel que relevé sur le terrain doit être fourni à PHYSITEL. Le seuil d'aire drainée est arbitraire et dépend de la résolution recherchée. Plus le seuil d'aire drainée est petit, plus le réseau de drainage sera développé et le nombre de tronçons important, et vice versa. Une fois le réseau de drainage modélisé, PHYSITEL découpe le bassin en versants, c'est-à-dire les aires tributaires de chaque tronçon. Chaque tronçon a deux ou trois versants, selon que le tronçon est connecté ou non à un autre tronçon à son extrémité amont. Ces versants sont la plus petite échelle de calculs d'HYDROTEL. Les caractéristiques physiographiques des versants sont obtenues en y superposant les cartes d'occupation et de type de sol. Un seul type de sol est associé par versant, soit celui qui occupe la plus grande superficie du versant. Pour l'occupation du sol, les proportions sont conservées pour les calculs (ex. 40% résidentiel et 60%, maïs-grains). Ces versants sont appelés Unités Hydrologiques Relativement Homogènes (UHRH).

3.2 HYDROTEL

HYDROTEL (Fortin *et al.*, 1995; Fortin *et al.*, 2001; Turcotte *et al.*, 2003; Turcotte *et al.*, 2007) est un modèle hydrologique semi-distribué continu et à base physique. Il peut fonctionner au pas de temps journalier ou intrajournalier, selon la disponibilité des données d'entrée. Ce modèle permet la simulation des processus physiques à l'échelle des UHRH et des tronçons. Son principe de fonctionnement repose sur une série de sous-modèles qui sont appelés en

cascade et qui représentent chacun un processus. Par exemple, HYDROTEL permet de calculer pour chaque UHRH et pour chaque pas de temps l'interpolation des données météorologiques, la simulation du manteau neigeux, l'évapotranspiration, le bilan d'eau vertical (c'est-à-dire la répartition de l'apport en eau entre le ruissellement et l'infiltration dans le sol), le bilan hydrique de milieux humides isolés et riverains (Fossey *et al.*, 2015) et l'acheminement du ruissellement vers le tronçon en aval. Pour chacun des processus modélisés, le choix est laissé à l'utilisateur quant au sous-modèle qui est utilisé pour faire la simulation. Par exemple, l'évapotranspiration peut être calculée selon l'équation de Penman-Monteith, de McGuinness, de Linacre ou de Thornthwaite. L'acheminement du ruissellement de surface et de l'écoulement dans les tronçons est réalisé avec l'équation de l'onde cinématique. HYDROTEL permet d'obtenir une multitude de résultats pour chacun des UHRH et des tronçons. Par exemple, la quantité d'eau infiltrée et ruisselée, l'évapotranspiration réelle et potentielle, la hauteur et l'équivalent en eau du manteau neigeux, l'apport en eau provenant des précipitations et de la fonte ou encore le flux d'eau souterraine acheminé vers le tronçon en aval peuvent être connus pour chaque UHRH et à chaque pas de temps. Les débits et les hauteurs d'eau dans tous les tronçons sont également disponibles. Cette distribution spatio-temporelle des résultats à l'échelle du bassin versant permet de connecter plus facilement d'autres modules, par exemple des modèles d'érosion ou de PGB.

3.3 VFDM

VFDM (Gumiere *et al.*, 2013; Gumiere *et al.*, 2015) est un modèle de dimensionnement de bandes riveraines. Il permet de déterminer une largeur de bande riveraine pour atteindre un taux de captage des sédiments donné ou, à l'inverse, d'obtenir un taux de captage des sédiments selon une largeur donnée. Pour calculer le taux de captation des sédiments, VFDM utilise une relation empirique proposée par Deletic (2005) basée sur une expérience en laboratoire avec de l'herbe artificielle. La relation empirique dépend de la largeur de la bande riveraine, la vitesse du ruissellement, la hauteur du ruissellement et la vitesse de sédimentation. À partir de ces paramètres, un nombre adimensionnel, appelé *Fall Number*, est créé et qui représente le rapport entre le temps de chute des sédiments et leur temps de parcours horizontal dans la bande riveraine (Équation 2).

Équation 2: Formule du Fall Number

$$N_f = \frac{xV_s}{hV}$$

Où

N_f : le Fall Number,

x : la largeur de la bande riveraine (m),

V_s : la vitesse de sédimentation des particules (m/s),

h : la hauteur de l'écoulement (m) et

V : la vitesse de l'écoulement (m/s).

Les détails du calcul de la vitesse de sédimentation des particules et de la vitesse de l'écoulement sont présentés à la section 5.4.1, en même temps qu'est détaillée la détermination de la valeur des paramètres pour le bassin Castor. N_f est ensuite intégré à la relation empirique développée sur la base des données observées lors de l'expérimentation avec de l'herbe artificielle :

Équation 3: Calcul de l'efficacité de captation des sédiments en fonction du Fall Number

$$Tr = \frac{N_f^{0.69}}{N_f^{0.69} + 4.95}$$

Où

Tr : l'efficacité de captation des sédiments (0-1).

VFDM permet également de prendre en compte la concentration de l'écoulement par des chemins préférentiels en divisant le volume d'eau de ruissellement concentré par le nombre de rigoles et la durée de l'événement de pluie. Le Tableau 4, issu de Gumiere *et al.* (2013), présente les paramètres d'entrée du modèle. Près de la moitié des paramètres peuvent être obtenus directement depuis PHYSITEL et HYDROTEL. Le choix des autres paramètres, par exemple la taille de sédiments ou l'efficacité de la bande riveraine, est un peu plus subjectif et nécessite le jugement du modélisateur par rapport aux caractéristiques du terrain et des objectifs visés. Le raisonnement derrière la sélection de la valeur de ces paramètres pour le bassin Castor est présenté à la section 5.4.1.

Tableau 4: Liste des paramètres utilisés dans VFDM et leur provenance

Paramètre	Description	Unités	Source
s	Pente	-	PHYSITEL, MNT, LiDAR
n	Coefficient de rugosité de Manning	$s \cdot m^{-1/3}$	Observations, données de télédétection
$NRILL$	Nombre de rigoles	-	Observations, PHYSITEL, MNT, LiDAR
W	Largeur des rigoles	m	Observations, PHYSITEL, MNT, LiDAR
B_0	Densité de la végétation	-	Observations, Télédétection
Q	Ruissellement du versant	$m^3 \cdot jour^{-1}$	HYDROTEL, mesure de débits
$RainTime$	Durée de l'épisode de précipitation	heure	Données météo, analyses fréquentielles
T_r	Efficacité de captation des sédiments de la bande riveraine	-	Littérature ou estimations d'experts
d_s	Taille de la particule	μm	Carte des sols, texture, test de stabilité des agrégats

Dans la forme actuelle de VFDM, la pente de la bande riveraine n'a pas d'influence sur les résultats. Cette dernière exerce une influence uniquement sur la hauteur de l'écoulement, qui est déterminée à partir de l'équation de Manning. Or, la vitesse de l'écoulement dépend également de la hauteur de l'écoulement, de sorte que les deux termes se simplifient. Cette problématique représente une limitation du modèle. Toutefois, la pente est prise en compte dans HYDROTEL par la distribution temporelle du ruissellement. Une pente plus forte génère en effet une pointe de débit plus prononcée. Le lecteur peut se référer à l'annexe 10.2 pour plus de détails la problématique de la pente dans VFDM.

3.4 GerosM

GerosM est un modèle d'érosion développé par Duchemin *et al.* (2001) et utilisé dans la plateforme de modélisation GIBSI. Il est basé en grande partie sur les facteurs d'érosion de l'Équation universelle des pertes de sol et sa version révisée (USLE/RUSLE) (Wischmeier &

Smith, 1978; Renard, 1997). Cette équation considère cinq facteurs contribuant à l'érosion des sols, soit le facteur de ruissellement et d'érosivité des précipitations R , le facteur d'érodabilité des sols K , le facteur lié à la topographie LS , le facteur lié au type de culture C et le facteur lié aux pratiques culturales (ex. labour, terrasse) P . Ainsi, l'érosion annuelle moyenne par unité de surface (A) peut être donnée comme une combinaison de ces facteurs (Équation 4).

Équation 4: Équation universelle des pertes en sol

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

La description de ces facteurs (à l'exception du facteur P) et la valeur de leurs paramètres pour le bassin Castor sont données aux sections 5.6.1 à 5.6.4. Le facteur P n'est pas pris en compte, car les pratiques culturales ne sont pas étudiées dans ces travaux.

L'équation universelle des sols permet d'obtenir une masse de sédiments érodés par unité de surface, mais ne donne pas la quantité de sédiments exportés vers le milieu récepteur par le ruissellement. Afin de prendre en compte le transport des sédiments sur les UHRH, GerosM compare la capacité de transport du ruissellement avec la charge des sédiments érodés. Si la capacité de transport est plus grande que la charge en sédiments, alors tous les sédiments sont transportés vers le milieu récepteur. Si la charge est plus élevée que la capacité de transport, alors la charge excédentaire demeure sur l'UHRH par déposition. Pour déterminer la capacité de transport de l'écoulement, GerosM utilise la version modifiée par Foster et Meyer (1972) et Finkner *et al.* (1989) de l'équation de Yalin (1963). Cette méthode permet de relier la force de cisaillement de l'écoulement à sa capacité de transport. Une description plus détaillée de l'équation modifiée de Yalin et la valeur retenue des paramètres pour le bassin Castor est donnée à la section 5.6.5.

3.5 ROTO

Le modèle ROTO (*Routing Output To the Outlet*) (Arnold *et al.*, 1995) est un modèle qui permet de simuler l'acheminement des sédiments d'un tronçon du bassin versant jusqu'à l'exutoire de ce dernier. Ce modèle est entre autres utilisé par les modèles hydrologiques SWAT et GIBSI. Les processus simulés sont le transport des sédiments par l'écoulement, la déposition, le réentraînement des particules déposées et l'érosion du lit du cours d'eau. Pour chaque pas de temps et pour chaque tronçon, la quantité de sédiments provenant des UHRH riveraines (calculée par GerosM) et des tronçons amont (calculée par ROTO) est déterminée. Selon la puissance de l'écoulement, qui est déterminé selon la formule de Bagnold (1977), les sédiments sont soit déposés, soit entraînés vers le tronçon en aval. Si l'écoulement est assez puissant, les

sédiments préalablement déposés seront réentraînés et transportés vers l'aval. S'il ne reste plus de sédiments déposés, alors l'écoulement érode le lit de la rivière et transporte les sédiments ainsi érodés vers l'aval. ROTO nécessite de connaître la hauteur d'eau dans les tronçons. Pour ce faire, l'équation de Manning est utilisée en considérant des sections trapézoïdales avec des pentes 1:1. L'équation de Manning est résolue numériquement avec la méthode de Newton-Raphson décrite dans Tiwari *et al.* (2012).

4 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE ET DONNÉES UTILISÉES

4.1 Présentation du bassin versant

Le bassin versant du ruisseau au Castor est situé en Montérégie, dans le sud du Québec. Il est situé dans la municipalité régionale de comté (MRC) de Brome-Missisquoi et son territoire comprend une partie des localités de Stanbridge Station, de Notre-Dame-de-Stanbridge et de Pike River (Figure 1). Le ruisseau Castor est d'une longueur totale de 19,2 km et son exutoire débouche sur la rivière aux Brochets, qui elle-même se jette dans la baie Missisquoi, plus au sud. La superficie du bassin versant est de 12 km², dont 11 km² sont consacrés à l'agriculture (92%). La population habitant sur le territoire du bassin versant n'est pas connue, mais elle a été estimée à 375 habitants par Michaud *et al.* (2021) à partir du nombre de résidences pouvant être identifiées sur des imageries aériennes et du taux d'occupation moyen des habitations au Québec. Le territoire est principalement plat, avec une pente moyenne sur le bassin versant de 2,8%. Il tombe en moyenne 1023 mm de précipitation (calculée sur la période 1951-2014) à la station Philipsburg d'Environnement et Changements climatiques Canada (ECCC), située à 11 km au sud du bassin versant. Les précipitations sont les plus abondantes en été et les moins abondantes en hiver, comme le montre la Figure 2. Les quantités sont également plus variables en été qu'en hiver. Sur les 1023 mm de précipitations, 181 mm (18%) tombent sous forme de neige. La température moyenne enregistrée à la station est de 7,3°C pour la même période (1951-2014).

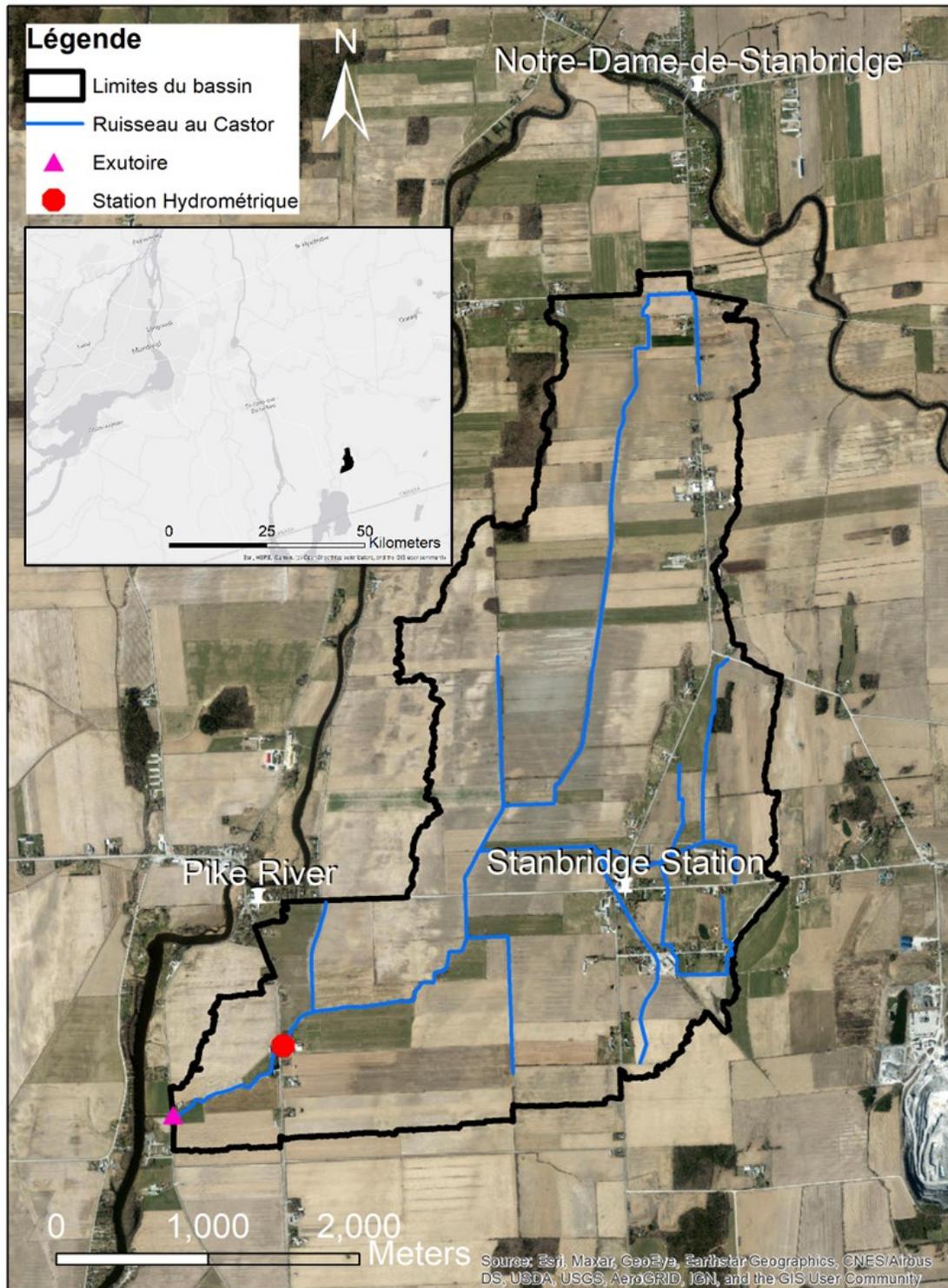


Figure 1: Localisation du bassin versant du ruisseau au Castor

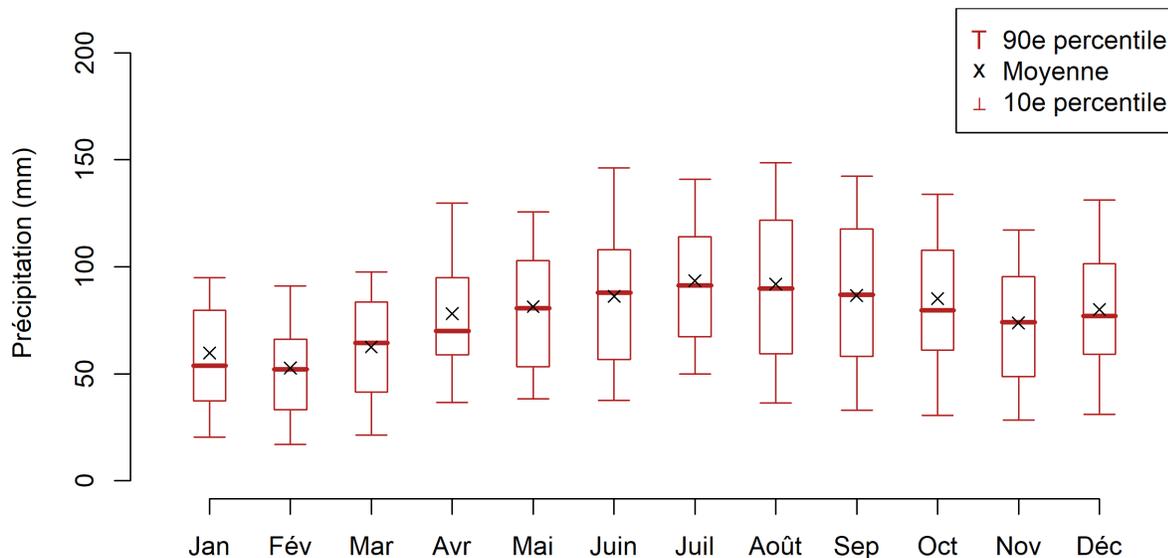


Figure 2: Diagramme à moustaches des précipitations mensuelles à la station Philipsburg d'ECCC de 1951 à 2014 (n = 759 mois). Les mois où les données étaient manquantes pour plus de 3 jours ont été retirés du jeu de données.

4.2 Modèle numérique de terrain

Un modèle numérique de terrain (MNT) est une représentation matricielle de l'élévation d'un territoire. Chaque tuile composant le MNT contient une valeur d'élévation. Le Gouvernement du Québec met à la disposition du public les MNT d'une grande partie du sud du Québec par l'intermédiaire de son site Forêt Ouverte. Pour la zone du bassin versant, le MNT disponible sur cette banque de données date de 2013. Depuis ce relevé, plusieurs champs ont été nivelés et certains fossés de ferme ont été comblés. Ces aménagements peuvent modifier le parcours de l'eau et ainsi fausser les résultats. Afin d'obtenir un portrait actuel du bassin versant, un nouveau relevé LiDAR a été effectué par drone en décembre 2021, alors que la plupart des cultures avaient été récoltées (XEOS Imagerie Inc., 2022). La zone couverte comprenait les limites du bassin versant tel que déterminées à partir du MNT 2013, à laquelle une zone tampon de 100 m a été ajoutée. De cette façon, l'exercice de redélimiter les contours du bassin versant a pu être fait.

4.2.1 Mise à jour de la délimitation du bassin versant

Avec les travaux de nivellement sur les champs, la modification des fossés et l'omission de certains ponceaux sur le MNT 2013, il est anticipé que l'ancienne délimitation du bassin versant ne soit plus représentative des conditions actuelles. Ainsi, le bassin versant a été à nouveau délimité à partir du MNT 2021, duquel tous les ponceaux et les avaloirs ont été creusés (voir

l'annexe 10.3 pour le détail de la méthode). Le modèle PHYSITEL, qui utilise l'algorithme D8-LTD pour la direction des écoulements (Orlandini *et al.*, 2003), a été utilisé pour la délimitation du bassin versant. Les nouvelles limites du bassin versant sont présentées à la Figure 3. L'aire du bassin versant est passée de 12,24 km² à 12,17 km², soit une légère diminution de superficie. Dans l'ensemble, la forme du bassin versant est demeurée similaire.

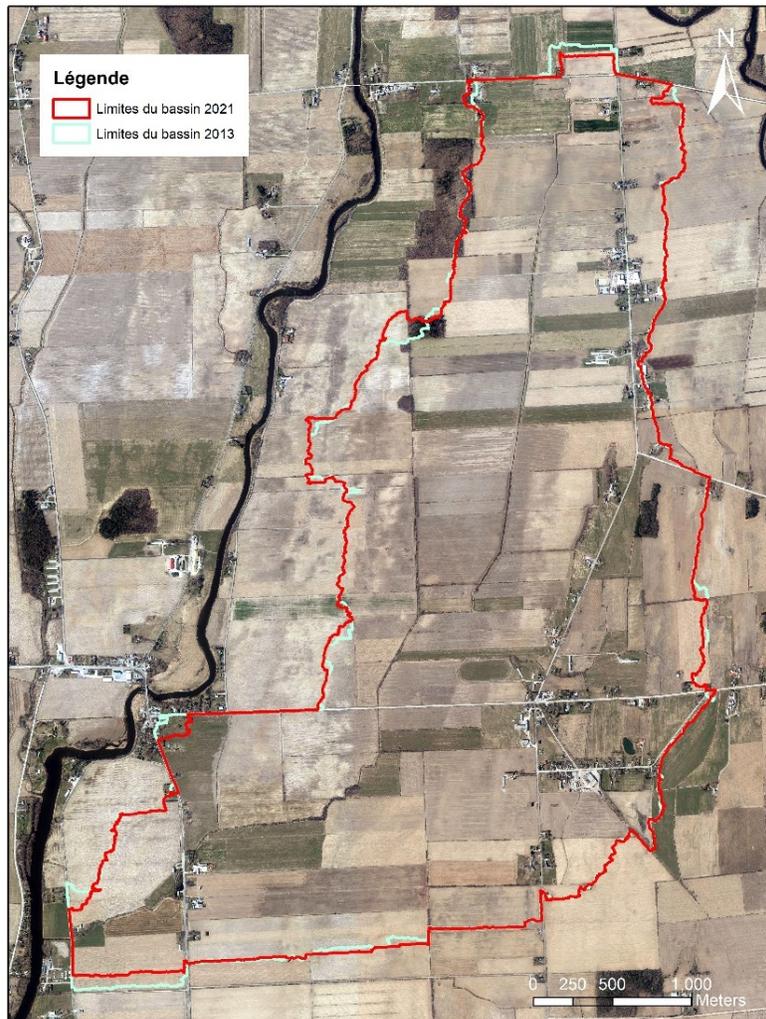


Figure 3: Anciennes et nouvelles limites du bassin versant

4.3 Carte d'occupation des sols

La carte d'occupation des sols comprend deux couches d'information. La première couche est constituée de la carte vectorielle de l'occupation du sol des basses terres du Saint-Laurent, disponible sur le site d'Environnement et Changement Climatique Canada. À cette carte, dont

les données proviennent de sources antérieures à 2018, ont été superposés les polygones des cultures de l'année 2021 qui proviennent de la Base de données des cultures assurées (BDCA). Les cultures de l'année 2022 n'ont pas été utilisées, car la banque de données n'était pas complète au moment de réaliser la modélisation. Ainsi, une carte d'occupation la plus à jour possible a pu être créée pour le bassin versant (Figure 4). On peut remarquer que la majorité du bassin versant est consacrée à la culture du maïs-grain et du soya. Les milieux humides représentent une infime proportion du bassin versant.

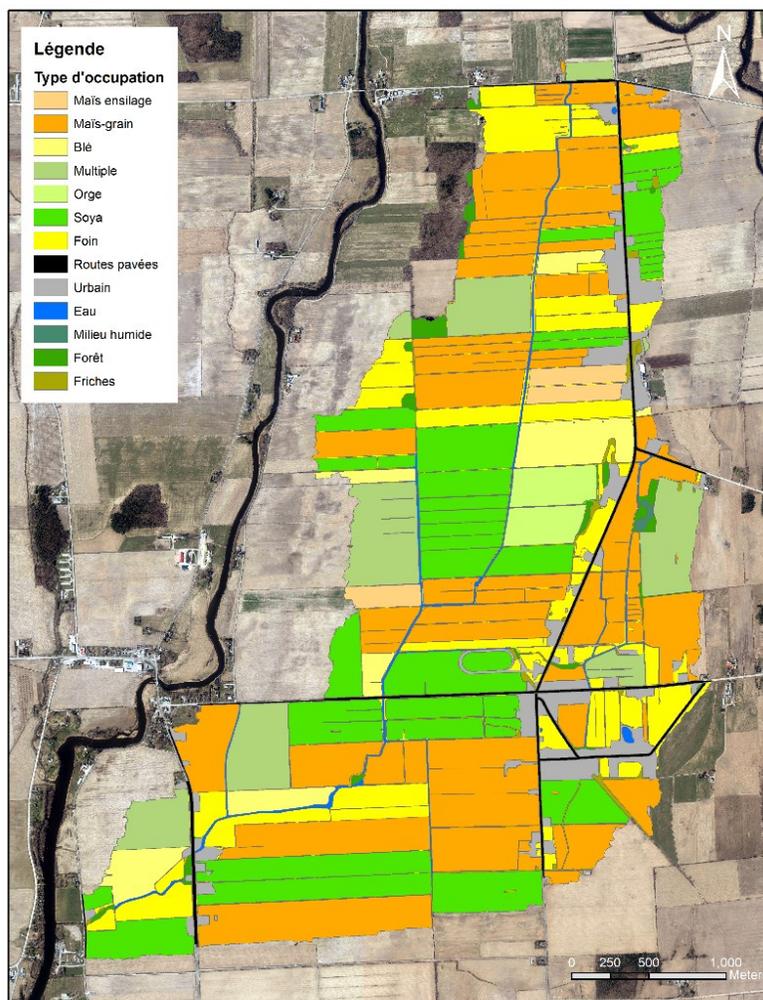


Figure 4: Carte d'occupation du sol du bassin versant Castor

4.4 Types de sol

La carte des types de sols provient des cartes pédologiques vectorielles de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Aucune modification n'a été faite sur les cartes reçues de l'IRDA. La Figure 5 présente la carte pédologique du bassin versant Castor. La majorité des sols sont constitués d'argile, un sol typiquement mal drainé.

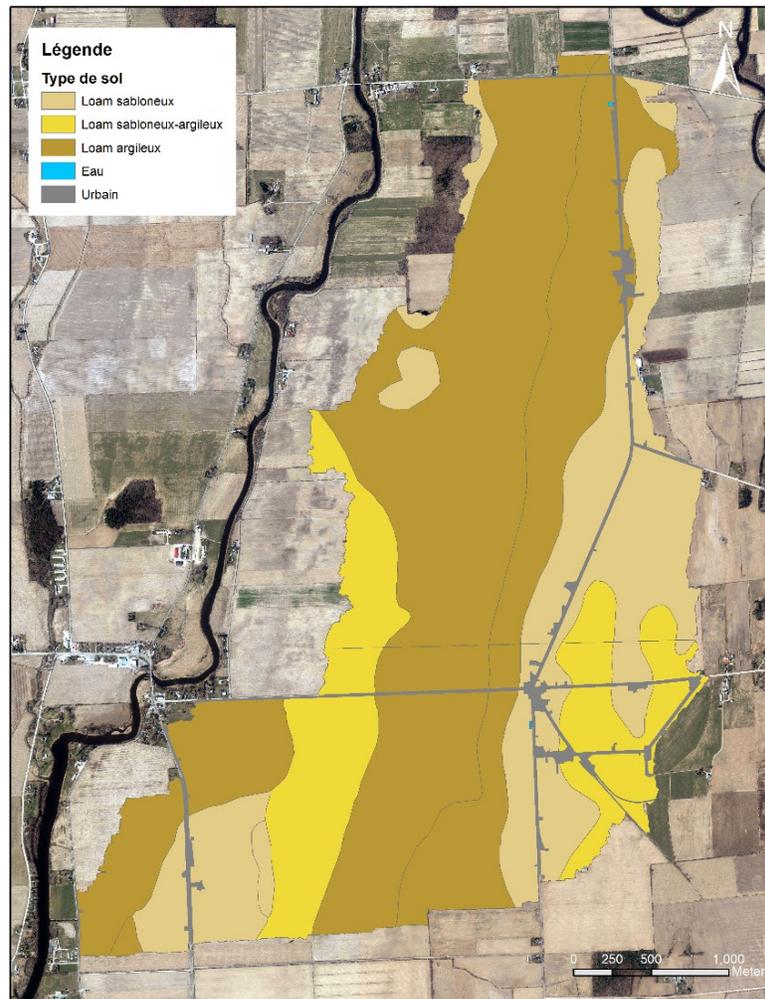


Figure 5: Pédologie du bassin versant Castor

4.5 Données hydrométéorologiques

Les données hydrométéorologiques comprennent les données de mesure du débit du ruisseau Castor, les données de précipitation et les données de températures. Les données météorologiques (précipitations et températures) sont utilisées pour la modélisation

hydrologique et la modélisation de l'érosion (voir sections 5.3 et 5.6 respectivement). Les données de mesure du débit permettent le calage du modèle hydrologique (voir section 5.3.2). Les sous-sections suivantes expliquent le choix de la source des données et les présentent de façon succincte.

4.5.1 Données hydrométriques

Il existe deux séries temporelles de débits pour le ruisseau Castor. La première va de 1997 à 2013, avec des débits journaliers pour la période 1997-2000 et des débits aux 15 minutes pour la période 2001-2013. La seconde série a été mise en opération à partir de novembre 2019 et les données de débits sont disponibles à un pas de temps de 15 minutes. Un avis de qualité médiocre des données a été émis par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) pour la première série de débit (Fortier, 2019). La justification avancée est le faible nombre de jaugeages faits sur la période et le manque de jaugeages lors des débits de pointes. Une mise en garde particulière est émise pour les débits supérieurs à 1 m³/s. De plus, un seul jaugeage est supérieur à 0,02 m³/s pour la période 1997-1999, alors que le maximum historique est de 7,32 m³/s. Les années 1997-1999 seront donc écartées du jeu de débits pour le calage. L'avertissement émis par le CEHQ vaut pour la période 1997-2007, période durant laquelle ce dernier avait la charge de l'opération de la station. Il semble que la station ait par la suite été opérée par l'IRDA. Aucune information sur la qualité des données après 2007 n'est disponible. Les stations ont été installées à 1,2 km à l'amont de l'exutoire du bassin afin d'éviter tout effet de refoulement. Leur localisation est présentée à la Figure 1. Étant donnée la durée limitée de la série de débit la plus récente (environ deux ans de données), cette série ne sera pas considérée pour la suite des résultats.

L'hydrogramme des débits journaliers moyens au ruisseau Castor est présenté à la Figure 6, avec l'intervalle des débits compris entre le 10^e et le 90^e percentile en bleu pâle. Il est possible de discerner deux crues annuelles, la première au printemps lors de la fonte de la neige, et la seconde en automne, lorsque l'évapotranspiration diminue. L'étiage estival est très sévère avec un débit moyen qui avoisine les 0 m³/s. Il est possible de remarquer que le bassin est très réactif avec de nombreuses pointes, ce qui est caractéristique d'un petit bassin versant.

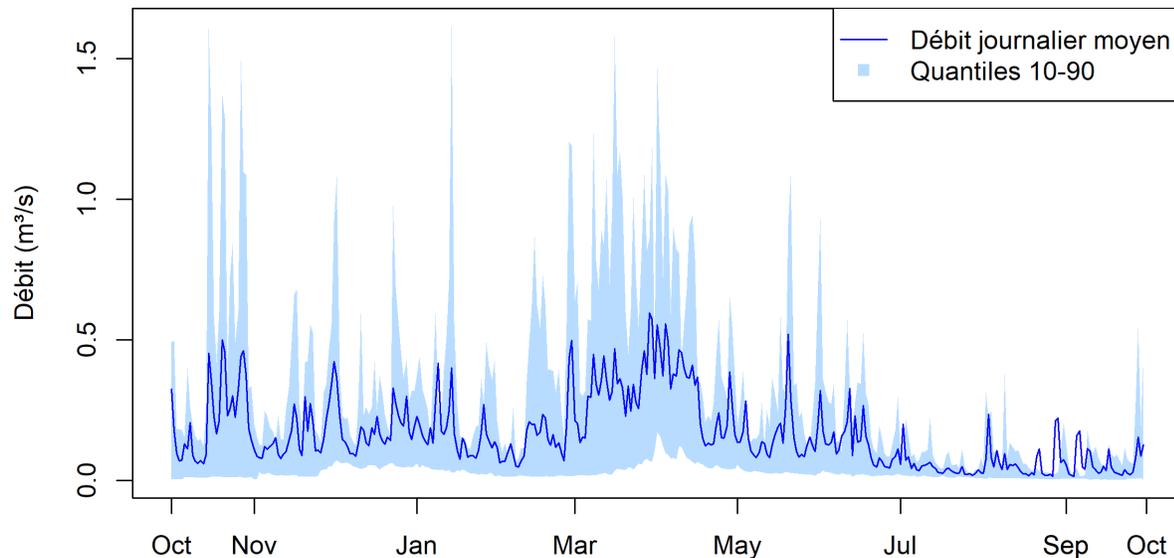


Figure 6: Hydrogramme des débits journaliers moyens du ruisseau Castor pour la période 2000-2013

4.5.2 Données de précipitation

Il existe essentiellement 2 sources de données de précipitation pour le bassin versant Castor : les données observées à des stations météorologiques avoisinantes et les produits de réanalyse sur grille. Les sections ci-dessous décrivent plus en détail ces sources de données.

Données de précipitation observées issues de stations météorologiques

Les données de précipitations observées sont disponibles de façon ponctuelle à l'emplacement des stations météorologiques. Certaines stations n'enregistrent que les précipitations liquides, alors que d'autres enregistrent également les précipitations solides. L'instrument de mesure utilisé est typiquement un auget basculant de volume connu qui permet de déduire la hauteur de précipitation selon le nombre de coups de bascule. Les deux paliers de gouvernement, soit ECCC pour le Canada et le MELCC pour le Québec, opèrent ou ont opéré des stations dans la région. Dans un rayon de 25 km autour du bassin versant, pour la période 2000-2013, des données de précipitations sont disponibles pour cinq stations d'ECCC et cinq stations du MELCC. Les caractéristiques de ces stations (distance du bassin, dates d'opération et pas de temps des mesures) sont présentées au Tableau 23 de l'annexe 10.4.

Données de précipitations sur grille CaPA

Les données de précipitations sur grille CaPA (pour Canadian Prediction Analysis) sont un produit en libre accès fourni par ECCC. Elles sont la combinaison des prédictions à court terme d'un modèle météorologique donné et des observations *in situ* (radar et stations

météorologiques). Les sorties du modèle météorologique servent de premières approximations, puis elles sont corrigées avec les données observées selon une interpolation optimale visant à minimiser l'erreur estimée (Fortin *et al.*, 2018). Il est à noter que les données des radars pour les précipitations solides ne sont pas utilisées, ce qui augmente l'incertitude des données en période hivernale. Il existe différents produits CaPA, selon, par exemple, le modèle météorologique qui a été utilisé pour fournir les premières approximations. Ces produits peuvent être téléchargés depuis la plateforme CaSPAr (Canadian Surface Prediction Archive) (Mai *et al.*, 2020). Le Tableau 24 de l'annexe 10.4 présente les produits CaPA considérés pour la modélisation hydrologique du bassin versant Castor.

Choix du type de données de précipitation pour la modélisation

Le premier critère de sélection pour la source des données de précipitation est la disponibilité. Il faut que celles-ci soient accessibles en continu et qu'elles chevauchent la période de disponibilité des débits, de façon à pouvoir caler le modèle hydrologique. Le second critère de sélection est la distance du bassin versant pour les stations météorologiques ou la résolution spatiale dans le cas des données sur grille. Plus la distance ou la résolution est petite, plus on augmente les chances de bien représenter les événements de précipitations localisés tels que les événements de types convectifs. Il est important de bien représenter ces événements puisqu'ils peuvent être à l'origine de pointes de débit prononcées. Le troisième critère de sélection est le pas de temps. Le bassin versant étant petit, un pas de temps intrajournalier est à préconiser afin de bien reproduire les processus hydrologiques. La Figure 7 présente la disponibilité temporelle des sources de données dont la résolution temporelle est inférieure à 24h. On peut voir que les stations du MELCC sont discontinues en raison de la période hivernale et que le chevauchement avec la série de débits est limité. Les données sur grille RDRS couvrent l'entièreté de la série de débits, alors que CaPA Coarse expérimental en couvre la majeure partie. CaPA Coarse couvre pour sa part les derniers mois de la série de débits.

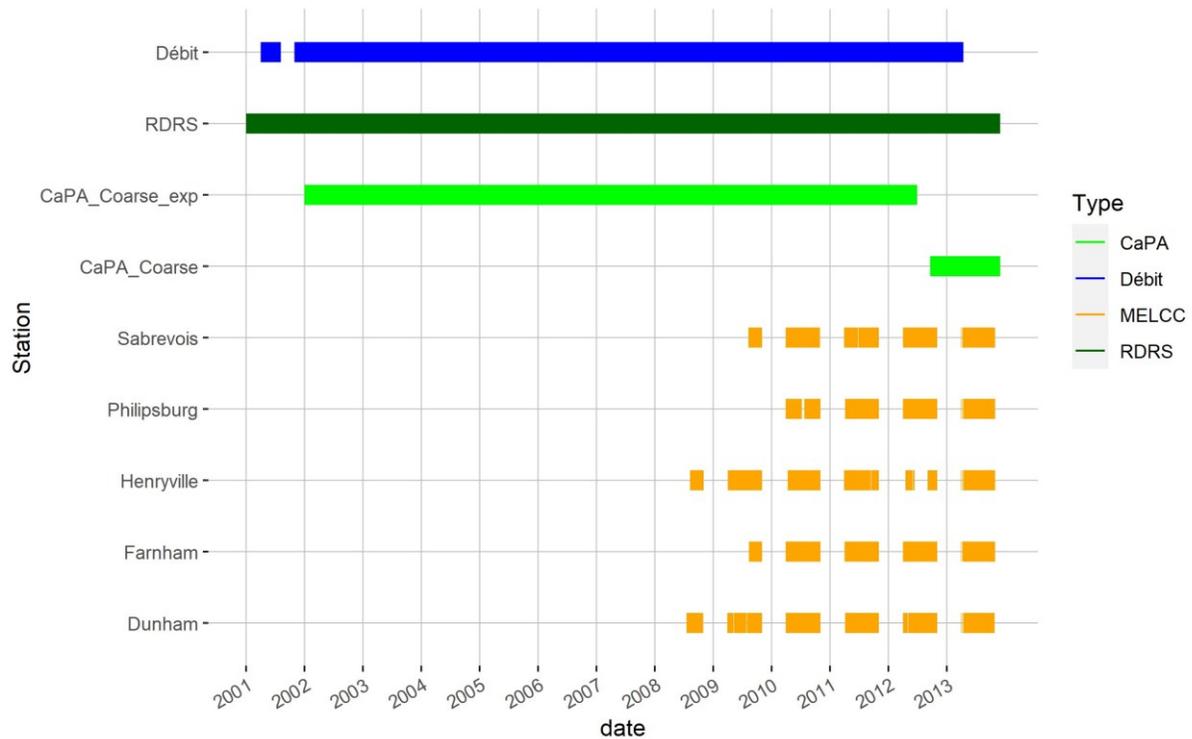


Figure 7: Plages de disponibilité des données de débit et de précipitations intrajournalières

À la lumière du graphique de la Figure 7, il apparaît que les meilleures sources de données de précipitation sont CaPA Coarse expérimental et RDRS.

Une modélisation hydrologique préliminaire utilisant les données RDRS n'a pas permis d'obtenir des résultats concluants. C'est donc CaPA Coarse expérimental qui est retenu pour le calage du modèle hydrologique et pour les simulations. Comme les tuiles de ce produit de réanalyse font 10 km², deux tuiles sont suffisantes pour couvrir l'entièreté du bassin versant.

4.5.3 Données de température

Les données de température doivent avoir la même période de disponibilité que les données de précipitation et une résolution temporelle au moins aussi élevée. La seule station météorologique dans un rayon de 25 km autour du bassin versant qui comporte des données de température intrajournalières sur une période adéquate est la station Frelighsburg d'ECCC. C'est donc celle qui est utilisée pour la modélisation hydrologique.

5 MATÉRIEL ET MÉTHODE

5.1 Diagramme des différents modèles utilisés

Le diagramme de la Figure 8 présente un résumé des modèles utilisés et les liens qui les unissent. Les étapes intermédiaires de préparation des fichiers et de lectures des résultats (avec R et Matlab par exemple) ne sont pas représentées. Les données d'entrées comprennent principalement les variables météorologiques et les caractéristiques physiques du bassin versant. PHYSITEL permet de construire la représentation spatiale du bassin versant et d'associer les caractéristiques physiques (pente, type de sol, occupation du sol, etc.) à chacun des tronçons et des UHRH créés. Ces structures et leurs caractéristiques servent ensuite d'unité de calcul de base pour les autres modèles. HYDROTEL permet principalement le calcul du ruissellement de surface et des débits afin d'être utilisés comme intrants aux modèles VFDM, GerosM et ROTO. Ces derniers permettent de générer les résultats de l'effet des PGB sur les charges sédimentaires du bassin.

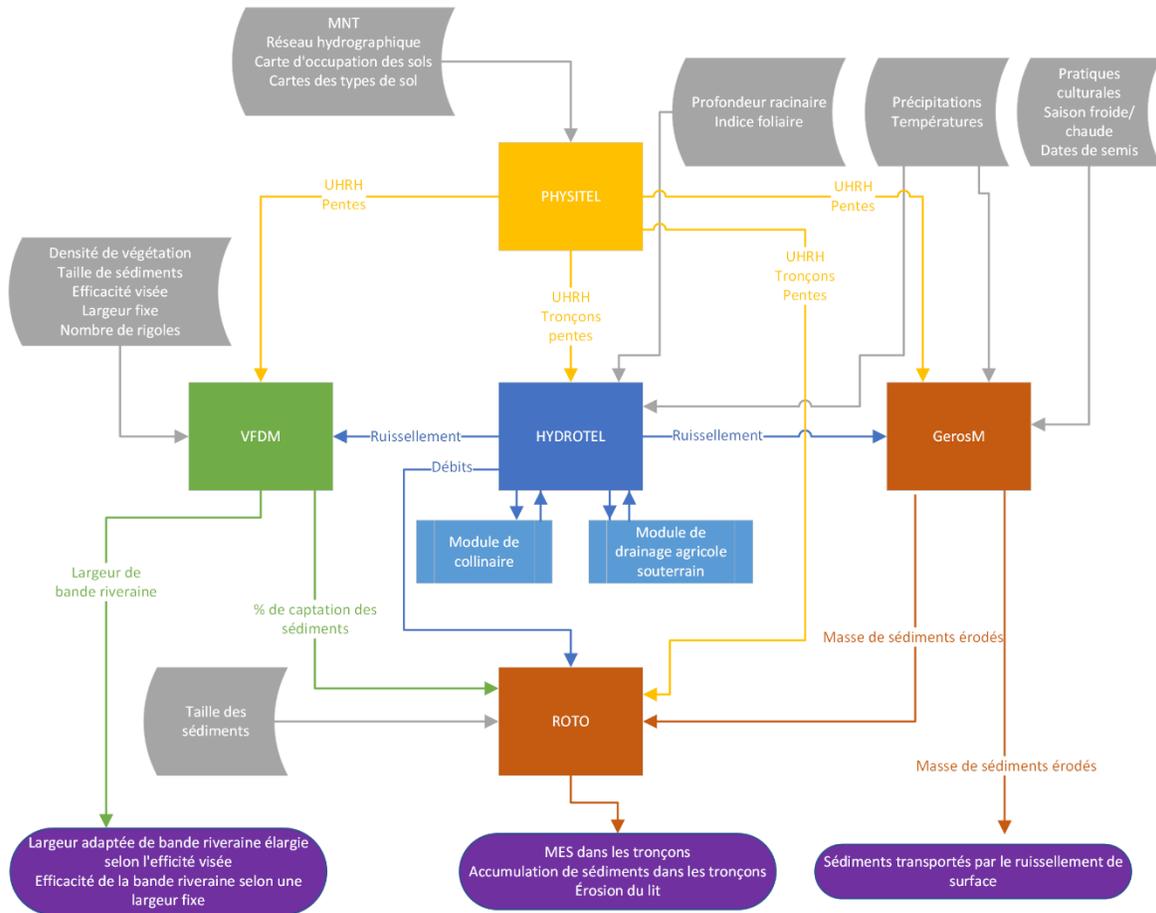


Figure 8: Diagramme des modèles utilisés pour simuler l'impact des PGB sur la charge sédimentaire du bassin versant du ruisseau au Castor.
 Les boîtes grises représentent les paramètres externes à fournir aux modèles, les boîtes colorées représentent les modèles et les bulles mauves représentent les résultats.

5.2 Traitement des données physiographiques avec PHYSITEL

La première étape du traitement des données physiographiques avec PHYSITEL est l'importation du MNT du bassin versant dans le modèle. Un MNT de 4084x5841 tuiles de résolution spatiale de 1 m et d'une précision verticale inférieure à 10 cm est utilisé pour le projet dans le système de coordonnées NAD 83 UTM zone 18N. Toutes les couches géoréférencées subséquentes qui seront ajoutées au modèle doivent être dans le même système de coordonnées géodésiques. Le réseau hydrographique tel que relevé sur le terrain sous forme de shapefile est ensuite ajouté au projet (Figure 9).

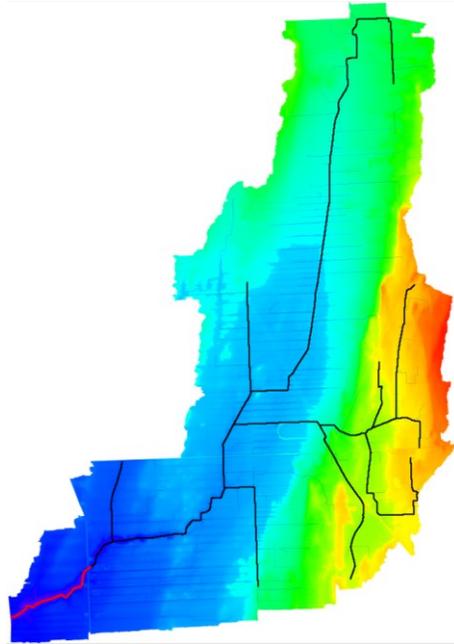


Figure 9: MNT et réseau hydrographique du bassin versant importés dans le modèle PHSYITEL.

Le trait rouge représente le tronçon exutoire du bassin versant. Les élévations vont de 29 m (en bleu) à 66 m (en rouge). À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHSYITEL.

Les classes d'occupation du territoire et la carte des types de sols sont ajoutées au modèle. Ces couches d'information en format matriciel sont de la même dimension et de la même résolution que le MNT utilisé pour le projet. Chaque tuile de ces matrices contient un nombre qui représente un type d'occupation du territoire ou un type de sol selon le cas échéant. Ces couches tel qu'elles peuvent être visualisées dans l'interface de PHSYITEL sont présentées à la Figure 10.

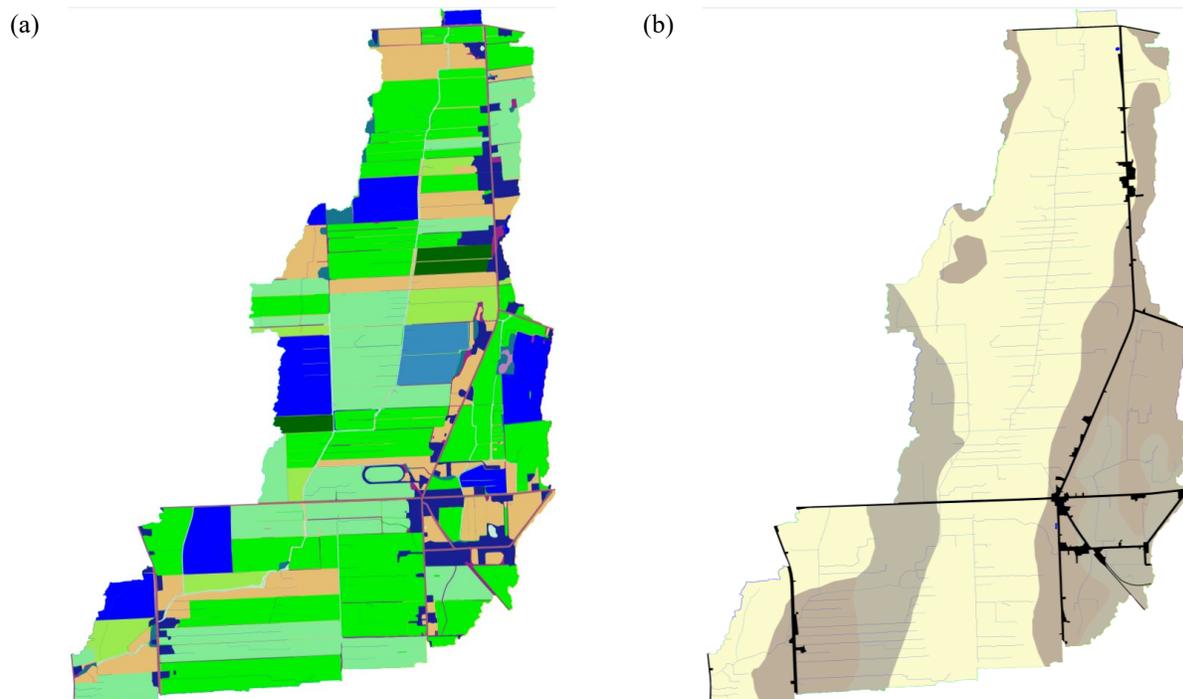
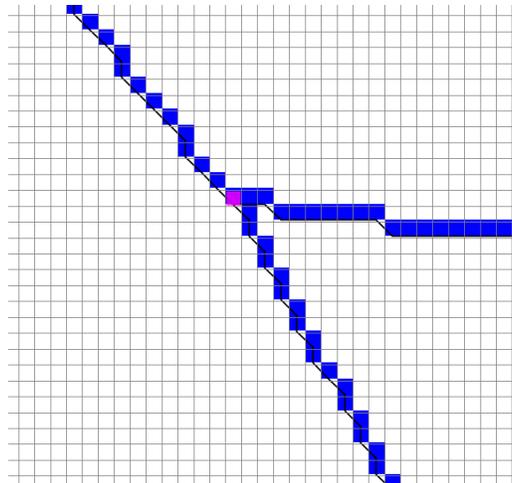


Figure 10: Carte d'occupation du sol (a) et carte des types de sols (b) telles que représentées dans l'interface de PHYSITEL.

À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL. Le lecteur peut toutefois se référer aux Figures 4 et 5 pour une description détaillée des cartes.

Une fois les couches d'information importées, les calculs à partir de ces informations peuvent être entrepris. Le réseau hydrographique, initialement sous forme vectorielle, est transformé en format matriciel. Cela veut dire qu'une nouvelle matrice de mêmes dimensions que le MNT est créée et que la valeur des tuiles sous-jacentes au réseau hydrographique est modifiée pour indiquer la présence du cours d'eau. La Figure 11 présente un échantillon du réseau hydrographique en format vectoriel et le réseau hydrographique matriciel correspondant qui a été calculé par PHYSITEL.



**Figure 11: Réseau hydrographique vectoriel (en noir) et réseau hydrographique matriciel résultant (en bleu).
Le carré violet représente un nœud, soit la jonction entre deux tronçons.**

Maintenant que le réseau hydrographique est représenté sous format matriciel, il est possible de modifier le MNT de façon à « creuser » le réseau et à accentuer le dénivelé des berges. Le creusage du réseau dans le MNT permet de s'assurer que la connectivité hydraulique (soit le libre passage de l'écoulement de l'amont vers l'aval) n'est pas rompue par des artefacts du MNT (exemple végétation bloquant le LiDAR lors du relevé) ou par des ouvrages hydrauliques tels que des ponts ou des ponceaux. L'accentuation des berges permet de s'assurer que l'écoulement de surface converge bien vers le talweg (c'est-à-dire la ligne de l'élévation la plus basse le long d'un cours d'eau) et ainsi éviter que des écoulements parallèles ne se forment. Les détails de ce processus peuvent être retrouvés dans Turcotte *et al.* (2001). À partir du MNT ainsi modifié, les pentes et l'orientation de l'écoulement de chaque cellule sont calculées (Figure 12). La couleur bleue à la Figure 12a représente des pentes faibles ($< 2^\circ$). Les seuls endroits où les pentes sont plus accentuées (en jaune-vert) sont à l'endroit des berges.

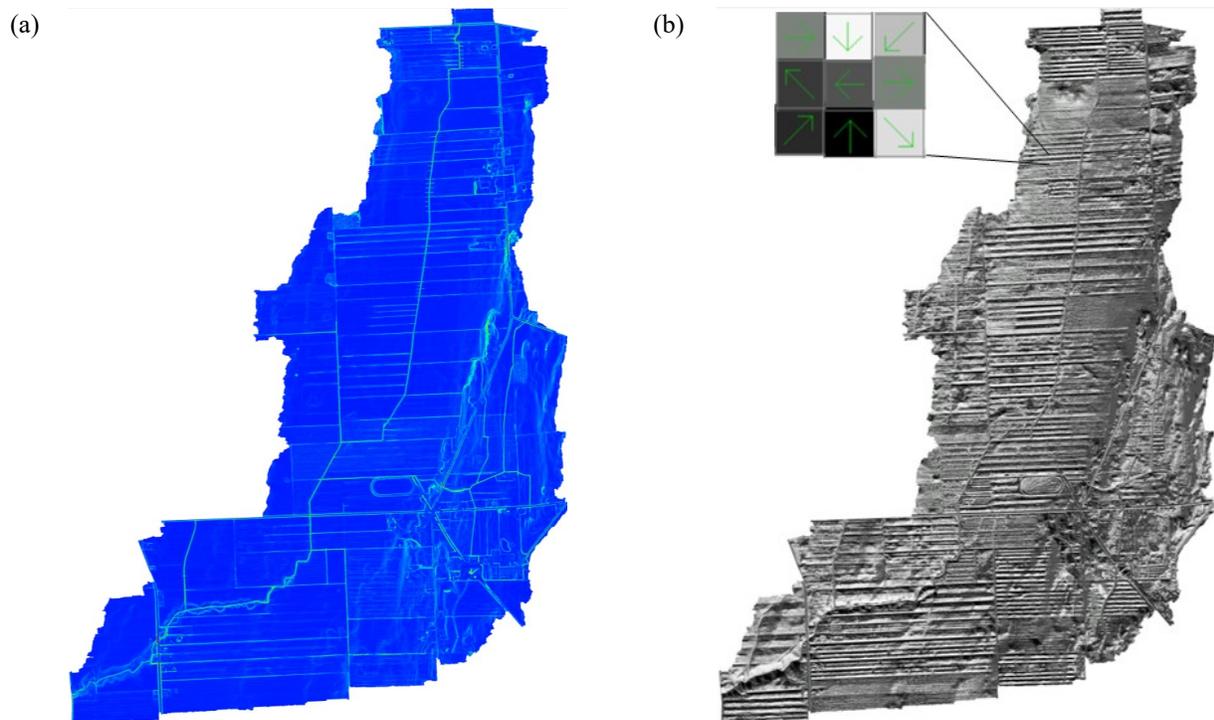


Figure 12: Matrice des pentes (a) et des orientations (b) telles que représentées dans l'interface de PHYSITEL.

À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL.

À partir de l'orientation des tuiles, PHYSITEL détermine de façon récursive le nombre de tuiles se drainant dans chaque tuile, créant ainsi une matrice d'accumulation. À partir de cette matrice, un réseau hydrographique peut être déterminé selon un seuil d'accumulation. Dans le cas du bassin Castor, un seuil d'accumulation de 25 000 tuiles (ou 25 000 m²) a été sélectionné, ce qui permet une résolution assez fine pour intégrer les fossés de ferme dans le réseau hydrographique. Trois-cent-vingt-quatre (324) tronçons sont ainsi créés. La Figure 13 présente la matrice d'accumulation et la Figure 14 montre le réseau hydrographique qui en découle. On peut voir les fossés de ferme qui sont parallèles entre eux et qui se connectent de façon perpendiculaire au ruisseau.

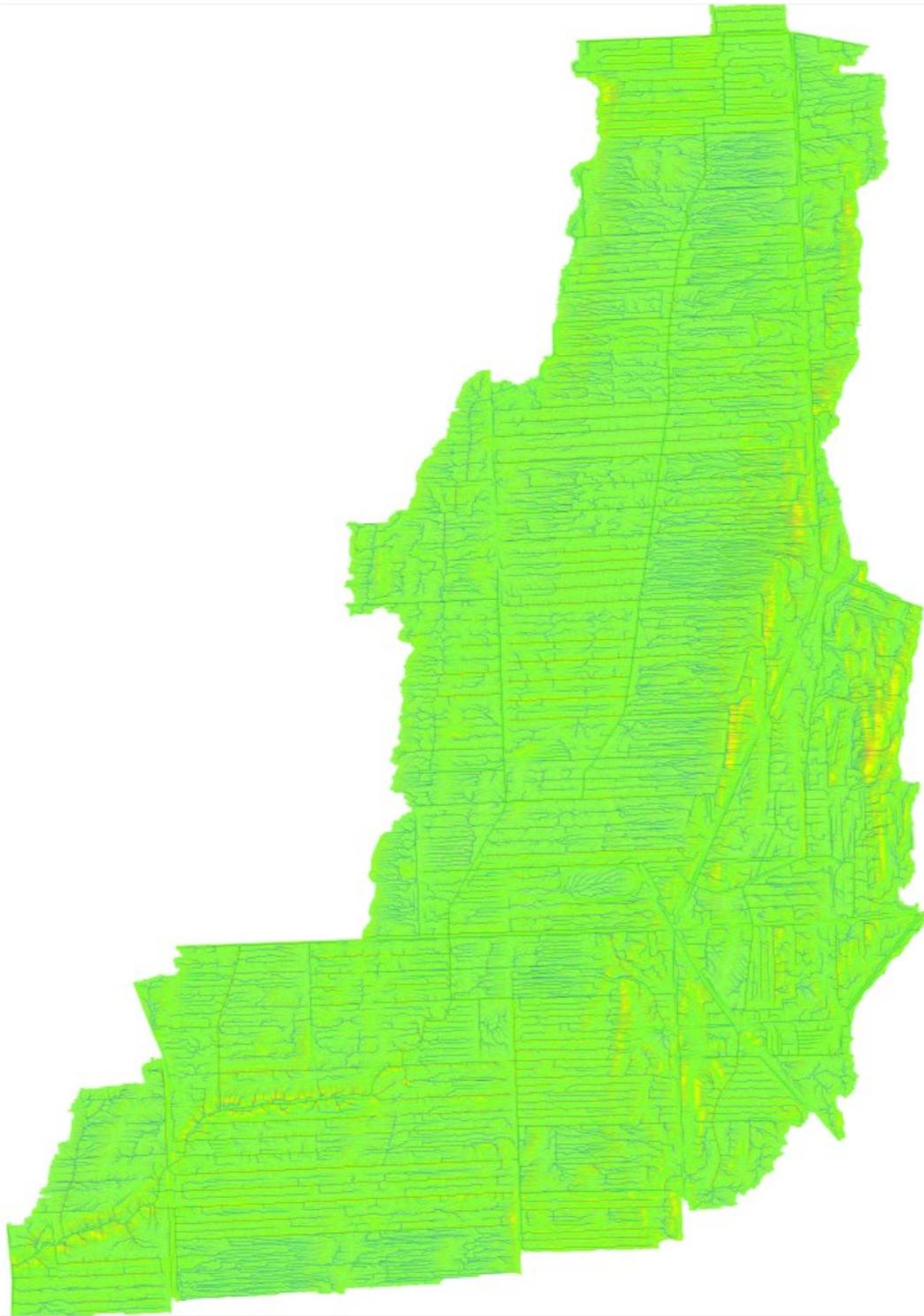


Figure 13: Matrice d'accumulation telle que représentée dans l'interface de PHYSITEL.
À noter qu'aucune légende n'est disponible dans l'interface de PHYSITEL. La couleur verte représente une accumulation faible et la couleur bleue une accumulation élevée.

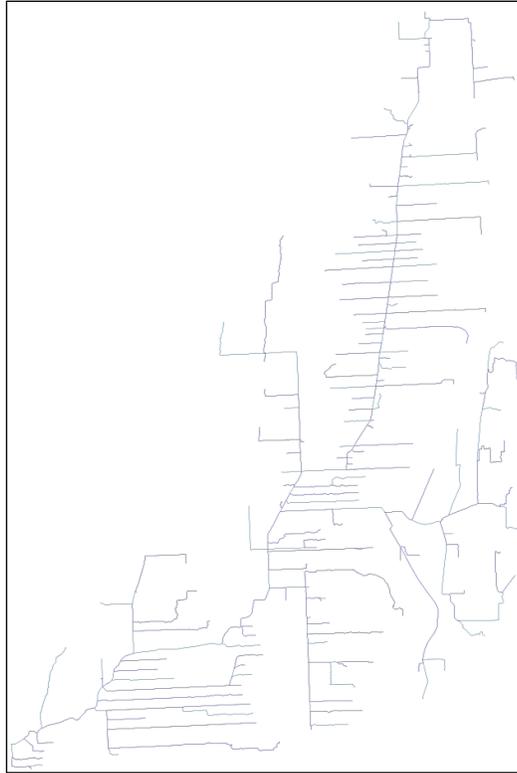


Figure 14 : réseau hydrographique déterminé selon un seuil d'accumulation de 25 000 m² (2,5 ha) tel que représenté dans l'interface de PHYSITEL

Pour chacun des 324 tronçons de la Figure 14, les versants correspondants sont identifiés (voir Figure 15). Tel que détaillé à la section 3.1, ces versants correspondent aux UHRH, qui sont la plus petite unité de calcul d'HYDROTEL. Huit-cent-deux (802) UHRH sont créées à partir des tronçons du réseau hydrographique.



Figure 15: Les 802 UHRH du bassin, telles que représentées dans l'interface de PHYSITEL.

À noter que les couleurs servent seulement à distinguer les UHRH les unes des autres.

5.3 Modélisation hydrologique avec HYDROTEL

Les résultats de PHYSITEL sont utilisés pour créer le modèle hydrologique du ruisseau Castor avec HYDROTEL. Des données supplémentaires doivent ensuite être fournies au modèle, notamment les données d'indice de surface foliaire et de profondeur racinaire pour tous les types de végétation.

L'indice de surface foliaire est un nombre adimensionnel (L^2/L^2) et représente la surface superposée totale de canopée des plantes par unité de surface de sol. Cette valeur varie selon les plantes et selon leurs stades de croissance.

La profondeur racinaire indique la profondeur atteinte par les racines et permet d'indiquer au modèle la zone du sol qui est soumise au prélèvement en eau par les plantes. Comme pour l'indice de surface foliaire, la profondeur racinaire varie selon les plantes et selon leurs stades de croissance.

Les données hydrométéorologiques sélectionnées à la section 4.5 doivent également être préparées dans un format lisible pour HYDROTEL et ajoutées aux fichiers du modèle. L'étape

de préparation des fichiers hydrométéorologiques a été réalisée avec le langage de programmation R.

Les sous-modèles sélectionnés pour la simulation hydrologique du bassin Castor et les paramètres les plus sensibles (soit ceux qui sont calés à la section 5.3.2) sont présentés au Tableau 5. Le choix des paramètres les plus sensibles est basé sur de précédents projets qui ont été réalisés avec HYDROTEL.

Tableau 5: Sous-modèles sélectionnés pour la modélisation et leurs principaux paramètres

Phénomène modélisé	Sous-modèle sélectionné	Principaux paramètres
Interpolation des données météorologiques	Polygones de Thiessen	Gradient de température
		Gradient de précipitation
		Seuil de partition pluie/neige (°C)
Évolution du couvert nival	Degré-jour modifié	Taux de fonte (neige-sol, mm/j)
		Seuil de température pour la fonte (°C)
		Taux de fonte dans l'air (-)
Évapotranspiration potentielle	McGuinness	Coefficient d'optimisation (-)
Bilan d'eau vertical	BV3C	Épaisseurs des couches 1, 2 et 3 (m)
		Coefficient d'extinction (-)
		Coefficient de récession (mm/h)
		Coefficient multiplicatif de l'assèchement (-)
		Variation maximale de l'humidité relative
Écoulement vers le réseau hydrographique	Onde cinématique	Manning des classes d'occupation du sol (3 catégories) (-)
Écoulement dans le réseau hydrographique	Onde cinématique modifiée	-

L'interpolation des données météorologiques avec les polygones de Thiessen a été choisie par défaut, car les autres méthodes disponibles dans HYDROTEL nécessitent au moins trois stations, alors que seule une station de température est disponible pour la période modélisée.

La simulation du couvert nival est faite avec la méthode des degrés-jours, l'autre option disponible (degrés-jour bande) étant plutôt destinée à la simulation de la fonte en terrain montagneux. Il est possible de définir jusqu'à trois classes d'occupation du sol avec des taux de fonte et un seuil de température pour la fonte distincts pour chaque classe. Toutefois, comme le bassin versant est très homogène dans son occupation du sol, les paramètres sont calés pour une seule classe.

L'estimation de l'évapotranspiration potentielle par l'équation de McGuinness (McGuinness & Bordne, 1972) a été sélectionnée pour sa parcimonie (seules les températures minimales et maximales journalières sont nécessaires) et pour sa bonne performance lorsqu'utilisée dans des modèles de type pluie-débit (Oudin *et al.*, 2005).

Le sous-modèle BV3C est typiquement utilisé pour les projets avec HYDROTEL en raison de sa meilleure performance et de sa meilleure représentation des processus physiques.

Une seule option de sous-modèle est actuellement disponible pour les écoulements de surface (vers et dans le réseau hydrographique). Il est à noter que si les valeurs de Manning peuvent théoriquement être calées, leur modification entraîne le recalcul de l'hydrogramme géomorphologique, un processus qui prend plusieurs heures. Pour cette raison, les valeurs de Manning ne sont pas calées pour ce projet.

Dans la version actuelle d'HYDROTEL, il n'existe pas de sous-modèle pour simuler l'effet du drainage souterrain. Ce dernier est simulé de façon implicite par le sous-modèle BV3C. Cela représente un problème conceptuel et de performance pour des bassins versants fortement drainés comme le Castor. Pour pallier ce problème, un module de drainage est ajouté au sous-modèle BV3C. Son principe de fonctionnement et son intégration à BV3C sont détaillés à la section 5.3.1.

5.3.1 Ajout d'un module de drainage

Le module de drainage ajouté au sous-modèle BV3C d'HYDROTEL est fortement inspiré de l'algorithme de drainage du modèle MHYDAS-Drain (Tiemeyer *et al.*, 2007). Ce choix est motivé en raison des ressemblances conceptuelles entre MHYDAS et HYDROTEL (deux modèles hydrologiques semi-distribués), de la bonne performance de MHYDAS-Drain à simuler un

bassin versant drainé et du contexte favorable de collaboration entre l'INRAE (Institut national de recherche agroalimentaire, France) et l'INRS. Ce projet a fait l'objet d'un court séjour de recherche à l'UMR LISAH de Montpellier (Unité mixte de recherche, Laboratoire d'étude des Interactions entre Sol-Agrosystème-Hydrosystème), laboratoire affilié à l'INRAE d'où est issu MHYDAS-Drain. Les sous-sections suivantes présentent les principes de modélisation du module BV3C, les principes de modélisation de MHYDAS-Drain et l'adaptation qui est faite de ce dernier au module BV3C d'HYDROTEL.

5.3.1.1 Principes de modélisation du module BV3C de HYDROTEL

Le fonctionnement d'HYDROTEL est expliqué en détail dans l'article de Fortin *et al.* (1995). Cette section présente un résumé de l'approche conceptuelle utilisée pour l'écoulement de l'eau dans le sol. HYDROTEL utilise le modèle BV3C (pour Bassin Versant 3 Couches), qui sépare le sol en trois couches. La couche la plus près de la surface (couche 1) contrôle l'infiltration et le ruissellement et est sujette à l'évapotranspiration. La couche du milieu (couche 2) permet de faire la transition entre la première couche et la couche du fond et régule l'écoulement hypodermique. Elle est sujette à la transpiration proportionnellement à la profondeur de la couche qui est occupée par les racines. La troisième et dernière couche contrôle le débit de base. Cette couche est près de la saturation et est également sujette à la transpiration selon le même principe que la couche 2. La teneur en eau de ces couches est calculée à chaque pas de temps selon un bilan de masse de ce qui entre et ce qui sort de chaque couche. Les transferts verticaux d'eau du haut vers le bas dépendent de la conductivité hydraulique et du potentiel matriciel de chaque couche. Le débit latéral de la couche de surface correspond au ruissellement de surface, celui de la couche 2 dépend de la pente et de la conductivité hydraulique, et celui de la couche 3 dépend de la teneur en eau et d'un coefficient de récession. La figure 3 présente schématiquement le concept de BV3C.

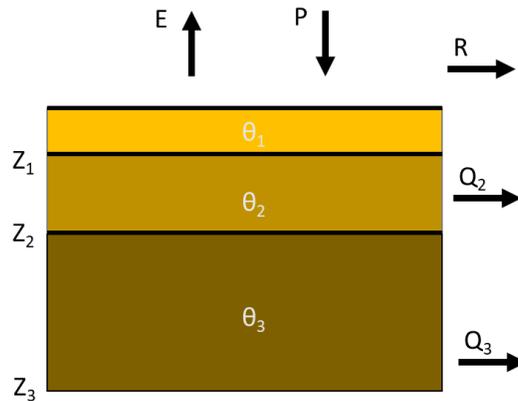


Figure 16: Schéma conceptuel du module BV3C (adapté de Fortin et al, 1995).

E représente l'évapotranspiration, P la précipitation, R le ruissellement, Q_2 et Q_3 le flux horizontal issu de la couche 2 et 3 respectivement, Z_1 , Z_2 et Z_3 représentent la profondeur des trois couches et θ_1 , θ_2 et θ_3 représentent leur teneur en eau.

5.3.1.2 Principes de modélisation de MHYDAS-Drain

Le fonctionnement de MHYDAS-Drain est expliqué en détail dans l'article de Tiemeyer *et al.* (2007). Cette section présente donc seulement un résumé succinct des concepts du modèle. MHYDAS-Drain partitionne les précipitations en écoulement rapide (*Fast Flow*), qui correspond à l'écoulement préférentiel, et en écoulement lent (*Slow Flow*), qui correspond à l'écoulement matriciel. Ce qui ne peut s'infiltrer en un pas de temps donné est accumulé dans les dépressions du sol, de sorte qu'il n'y a pas de ruissellement de surface considéré. La partition de l'infiltration en écoulement rapide et lent se fait par un simple coefficient de séparation qui peut être calé. L'écoulement rapide est acheminé au collecteur du réseau de drainage par la fonction de transfert d'Hayami (Hayami, 1951) (Équation 5). L'écoulement lent recharge la zone non saturée du sol, qui elle-même recharge la nappe phréatique. Lorsque l'élévation de la nappe dépasse l'élévation des drains, il y a écoulement à l'intérieur de ceux-ci (Figure 17). Le flux sortant des drains et qui provient de l'écoulement matriciel est déterminé par l'équation de Hooghoudt (Équation 6), qui prend en compte l'espacement des drains, la profondeur de la couche imperméable équivalente, la conductivité hydraulique horizontale à saturation et l'élévation de la nappe au point mitoyen entre deux drains.

Équation 5: Noyau de convolution d'Hayami

$$K(t) = \frac{d}{2(\pi D)^{1/2}} \frac{e^{-\frac{Cd}{4D} \frac{d}{Ct/d}}}{t^{2/3}}$$

Où

$K(t)$: le noyau de convolution de Hayami,

d : la longueur moyenne du drain (m),

D : la diffusivité de l'onde (m²/s) (paramètre calé),

C : la célérité de l'onde (m/s) (paramètre calé) et

t : le temps depuis le début de l'écoulement.

Équation 6: Formule d'Hooghoudt

$$q_{drain\ mat} = \frac{4k_b h^2 + 8k_a h d}{L^2}$$

Où

$q_{drain\ mat}$: le débit de drainage matriciel à l'équilibre (m/j),

k_b : la conductivité hydraulique du sol en dessous des drains (m/j),

k_a : la conductivité hydraulique du sol au-dessus des drains (m/j),

h : la hauteur de la nappe au point mitoyen entre deux drains (m),

d : la profondeur imperméable équivalente (m) et

L : l'écartement entre les drains (m).

La somme des écoulements rapide et lent par les drains permet de connaître la contribution du système de drainage souterrain à l'apport latéral en eau dans un tronçon donné du collecteur. L'eau dans le collecteur est acheminée au tronçon en aval en utilisant encore une fois la fonction de transfert d'Hayami. MHYDAS-Drain a été utilisé avec succès aux pas de temps horaire et journalier à l'échelle d'une parcelle sur un bassin versant du nord de l'Allemagne.

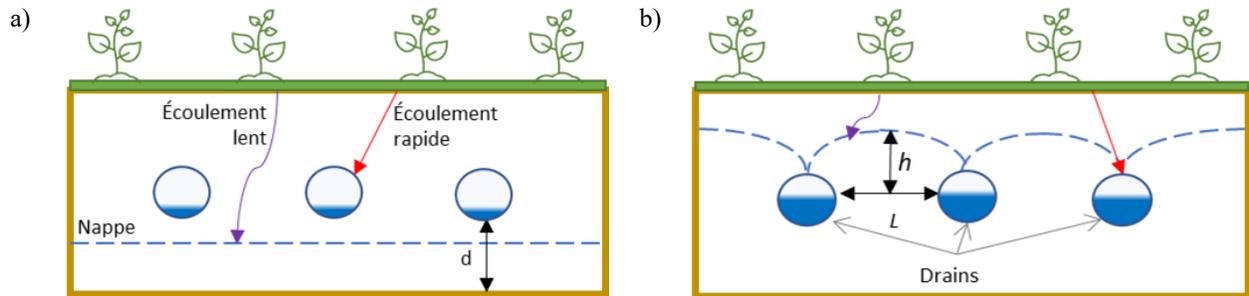


Figure 17: Représentation de l'écoulement souterrain dans MHYDAS-Drain : (a) lorsque la nappe est sous les drains et (b) lorsque la nappe est au-dessus des drains.

5.3.1.3 Adaptation et intégration de l'algorithme de drainage de MHYDAS-Drain au sous-modèle BV3C de HYDROTEL

Les choix pour l'adaptation du modèle de drainage ont été faits de manière à conserver autant que possible le mode de fonctionnement d'HYDROTEL. Ainsi, BV3C est en bonne partie conservé, mais le calcul des flux est modifié pour tenir compte du drainage. Les paragraphes suivants présentent les principales étapes.

Choix de la couche drainée

Un premier choix à faire pour l'intégration du drainage à BV3C est celui de la couche qui sera drainée. En d'autres mots, de quelle couche l'eau qui sera évacuée par les drains proviendra-t-elle? A priori, la couche 3 n'est pas une bonne option puisqu'elle simule la nappe et permet de réguler le débit de base. La couche 1, pour sa part, permet la partition du débit d'infiltration et de ruissellement de surface. Son épaisseur est généralement de faible envergure et la quantité d'eau disponible pour soutenir un débit de drainage est donc limitée. Il reste donc la couche 2, dont l'épaisseur est un intermédiaire entre les couches 1 et 3 et qui permet de simuler le ruissellement hypodermique. La réponse du ruissellement hypodermique peut s'apparenter à celui du drainage, dans la mesure où c'est un écoulement qui réagit aux pointes d'infiltration, mais dont l'écoulement est retardé par rapport au ruissellement de surface. Ainsi, par la similitude de sa réponse hydrologique et par son épaisseur suffisante, c'est la couche 2 qui est sélectionnée comme source du drainage souterrain.

Simulation de la nappe

Le second défi pour l'implémentation du module de drainage est la simulation d'une hauteur de nappe. HYDROTEL simule les teneurs en eau des couches de sol, mais ne simule pas de nappe. L'hypothèse qui est faite pour résoudre ce problème est que la variation de la teneur en

eau dans le sol représente bien la variation de la hauteur de la nappe. L'approche adoptée est donc de transformer la teneur en eau en lame d'eau par le rapport avec la teneur en eau à saturation, puis d'appliquer un coefficient de calage pour ajuster la hauteur de la nappe. La hauteur de la nappe au-dessus des drains est bornée supérieurement par la profondeur des drains. L'Équation 7 présente le calcul de la hauteur de cette pseudo-nappe au-dessus des drains.

Équation 7 : Calcul de la hauteur de la pseudo-nappe au-dessus des drains

$$H_{nappe} = \begin{cases} \frac{\theta_2}{\theta_{sat}} \times H_{couche\ 2} \times c_{nappe}, & H_{nappe} < d_{drains} \\ d_{drains}, & H_{nappe} \geq d_{drains} \end{cases}$$

Où

H_{nappe} : la hauteur de la pseudo-nappe au-dessus des drains

c_{nappe} : le coefficient de calage de la hauteur de la pseudo-nappe au-dessus des drains,

θ_2 : la teneur en eau de la couche 2 à un instant donné,

θ_{sat} : la teneur en eau à saturation de la couche 2,

$H_{couche\ 2}$: l'épaisseur de la couche 2 et

d_{drains} : la profondeur des drains.

Gestion de l'écoulement préférentiel

Comme pour MHYDAS-Drain, une partie de l'infiltration est acheminée au drain par écoulement préférentiel. Cela permet de simuler une réponse rapide des drains à un événement d'infiltration. Cette fraction de l'infiltration ne modifie pas la teneur en eau des couches et elle est additionnée directement au flux de drainage.

Afin de tenir compte de la condition d'humidité du sol sur l'écoulement préférentiel, un coefficient est multiplié au coefficient de répartition de l'infiltration en écoulement préférentiel. Ce coefficient est défini comme le rapport entre le potentiel matriciel à saturation sur le potentiel matriciel à la teneur en eau du sol. Ce rapport, qui tend vers l'infini, est borné par un paramètre β afin que le pourcentage d'infiltration allant à l'écoulement préférentiel ne dépasse pas 100 %.

Pour un pas de temps donné, la formule qui permet d'obtenir la contribution de l'écoulement préférentiel au flux de drainage est présentée à l'Équation 8.

Équation 8: Calcul du flux de drainage issu de l'écoulement préférentiel

$$q_{drain\ pref} = \begin{cases} A \times c_{inf} \times \frac{\psi_{sat}}{\psi_{couche\ 2}}, & \frac{\psi_{sat}}{\psi_{couche\ 2}} < \beta \\ A \times c_{inf} \times \beta, & \frac{\psi_{sat}}{\psi_{couche\ 2}} \geq \beta \end{cases}$$

Où

$q_{drain\ pref}$: le flux de drainage issu de l'écoulement préférentiel,

A : l'apport en eau (précipitation ou fonte de neige),

c_{inf} : le coefficient de partition de l'apport en eau entre écoulement matriciel et écoulement préférentiel,

β : la valeur maximale que peut prendre le rapport $\frac{\psi_{sat}}{\psi_{couche\ 2}}$,

ψ_{sat} : le potentiel matriciel à saturation de la couche 2 et

$\psi_{couche\ 2}$: le potentiel matriciel de la couche 2 à un instant donné.

Seuil pour le fonctionnement des drains

Tel que mentionné précédemment, HYDROTEL ne simule pas de nappe. Cela veut dire que, contrairement à MHYDAS-Drain, la condition que l'élévation de la nappe doit dépasser les drains pour que ceux-ci fonctionnent ne peut être appliquée. À la place, un seuil de teneur en eau de la couche 2 est appliqué. Afin d'éviter une rupture trop brusque dans le flux de drainage lorsque la teneur en eau passe sous ce seuil, celui-ci est multiplié par un coefficient défini comme le rapport entre la conductivité hydraulique à la teneur en eau du sol sur la conductivité hydraulique à saturation. Sous forme de système d'équations, cela s'écrit :

Équation 9: Calcul du flux de drainage

$$q_{drain} = \begin{cases} q_{drain\ pref} + q_{drain\ mat}, & \theta_2 \geq \theta_{seuil} \\ (q_{drain\ pref} + q_{drain\ mat} \times \frac{k(\theta_2)}{k_{sat}}), & \theta_2 < \theta_{seuil} \end{cases}$$

Où

q_{drain} : le flux de drainage issu de l'écoulement préférentiel et matriciel,

$k(\theta_2)$: la conductivité hydraulique à la teneur en eau de la couche 2,

k_{sat} : la conductivité hydraulique à saturation de la couche 2 et

θ_{seuil} : seuil de teneur en eau de la couche à partir duquel les drains fonctionnent à plein régime.

L'allure de la courbe résultante du rapport $\frac{k(\theta_2)}{k_{sat}}$ peut-être ajustée en modifiant le paramètre empirique qui permet d'obtenir la valeur de K pour une teneur en eau donnée. HYDROTEL utilise la formule empirique proposée par Clapp et Hornberger (1978). Cette équation est modifiée de façon à ajouter un paramètre de calage α .

$$k(\theta) = W^{2b\frac{1}{\alpha}+3}$$

Où

W : le rapport $\frac{\theta}{\theta_s}$, avec θ_s la teneur en eau à saturation,

b : un coefficient empirique dont les valeurs typiques pour différents sols peuvent être trouvées dans Clapp et Hornberger (1978) et

α : un coefficient de calage permettant d'ajuster la décroissance du débit de drainage matriciel lorsque la teneur eau est inférieure à θ_{seuil} .

Répartition du flux de drainage dans le temps

L'eau qui atteint les drains ne se retrouve pas instantanément dans le cours d'eau. Elle doit en effet parcourir tout le réseau de drainage souterrain avant de se retrouver à la sortie du drain. Pour l'écoulement préférentiel, ce décalage temporel est pris en compte de la même façon que dans MHYDAS-Drain, c'est-à-dire par l'entremise d'un noyau de convolution d'Hayami (Hayami, 1951). Ce dernier est une solution analytique de l'onde diffusante sous l'hypothèse que la célérité et la diffusivité sont constantes et qu'il n'existe pas de condition aux limites à l'aval (voir Moussa (1996) pour les détails de l'application du modèle d'Hayami à la modélisation hydrologique). Pour l'écoulement matriciel, la même hypothèse que dans MHYDAS-Drain est faite, c'est-à-dire, que la durée du passage de l'écoulement dans le réseau de drainage est négligeable par rapport au séjour de l'écoulement dans la matrice du sol. Ainsi, le noyau d'Hayami n'est pas appliqué à l'écoulement matriciel.

5.3.2 Calage du modèle HYDROTEL avec et sans module de drainage

Afin de pouvoir apprécier objectivement l'amélioration des performances d'HYDROTEL avec un module de drainage, les modèles sont calés automatiquement à l'aide du programme OSTRICH (Matott, 2017). Ce dernier est couplé à HYDROTEL par un fichier de configuration (ostln.txt) et des fichiers gabarit (parametres_sous_modeles.tpl et param_drain.tpl) qui indiquent à Ostrich les paramètres qui doivent être modifiés lors du calage. L'algorithme de calage, le nombre d'itérations, le nombre d'essais et les contraintes sont indiqués dans le fichier de configuration.

L'algorithme PADDs (Asadzadeh & Tolson, 2009) est utilisé pour le calage des débits simulés par HYDROTEL. Cet algorithme utilise le populaire algorithme d'optimisation DDS (pour Dynamically Dimensioned Search) qui permet la recherche d'une solution en adaptant de façon dynamique le nombre de dimensions (ou variables) explorées en fonction du nombre d'itérations restant. Les solutions optimales (au sens de Pareto) sont conservées au cours du processus (d'où la composante Pareto Archived). Deux indicateurs de performance sont utilisés pour le calage : le coefficient de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970) et le coefficient de Kling-Gupta (Gupta *et al.*, 2009).

Le coefficient de Nash-Sutcliffe, dénoté NSE, a la forme suivante :

Équation 10: Indicateur de performance de Nash-Sutcliffe

$$NSE = 1 - \frac{\sum_1^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2}{\sum (Y_i - \bar{Y})^2}$$

Où

\hat{Y}_i, Y_i : respectivement les valeurs prédites et mesurées,

\bar{Y} : la moyenne des valeurs mesurées et

n : la taille de l'échantillon.

Cet indicateur de performance est fréquemment utilisé en modélisation hydrologique. Il permet d'évaluer à partir d'un simple nombre la performance générale d'une simulation. Un modèle dont la prédiction est parfaite aura un NSE de 1. Le NSE n'est pas borné inférieurement, ce qui veut dire qu'il peut théoriquement aller jusqu'à moins l'infini (*-inf*). Une valeur de NSE de 0 indique que le modèle a la même capacité de prédiction que la moyenne (Knoben *et al.*, 2019). Toute valeur au-dessus de 0 indique donc un gain par rapport à prendre la moyenne des observations. Ce qui constitue une bonne performance de simulation par rapport au NSE est assez subjectif et dépend entre autres de la taille et de la variance de l'échantillon. Moriasi *et al.*

(2007) proposent toutefois comme ligne directrice une valeur de NSE > 0,50 comme étant « satisfaisante ».

Le coefficient de Kling-Gupta, dénoté KGE, a la forme suivante :

Équation 11: Indicateur de performance de Kling-Gupta

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1\right)^2}$$

Où

r : le coefficient de corrélation

$\sigma_{sim}, \sigma_{obs}$: la variance des échantillons simulés et mesurés respectivement, et

μ_{sim}, μ_{obs} : la moyenne des échantillons simulés et mesurés respectivement.

Le KGE représente une décomposition du NSE en ses trois composantes, soit la corrélation, le biais sur la variance et le biais sur la moyenne. Il est borné de la même façon que le NSE, avec une valeur de 1 représentant également une simulation parfaite. Le KGE est de plus en plus utilisé pour le calage des modèles hydrologiques, car il est plus équilibré, contrairement au NSE qui a une tendance à être trop sensible aux pointes (Knoben *et al.*, 2019).

Si ces indicateurs offrent une façon simple d'évaluer la performance des modèles, il n'en demeure pas moins qu'un examen visuel de l'allure des graphiques résultants demeure essentiel. Cela permet de contextualiser les résultats des indices de performance et de visualiser les forces et faiblesses du modèle (p. ex. par rapport à la simulation des débits lors des étiages ou des crues).

Pour chaque scénario (avec et sans drainage), 10 jeux de conditions initiales déterminées aléatoirement sont tentés pour lesquelles 250 itérations sont allouées afin de trouver une solution optimale. Un front de Pareto constitué des valeurs de NSE et de KGE des solutions optimales trouvées par OSTRICH est ainsi créé. Les jeux de paramètres choisis pour la comparaison de la performance des simulations hydrologiques avec et sans drainage sont ceux qui minimisent la distance euclidienne entre la valeur de NSE et de KGE. Les jeux de paramètres ainsi sélectionnés de même que les bornes qui ont été prescrites à OSTRICH sont présentés au Tableau 26 et au Tableau 25 de l'annexe 10.5 pour les simulations avec et sans module de drainage respectivement.

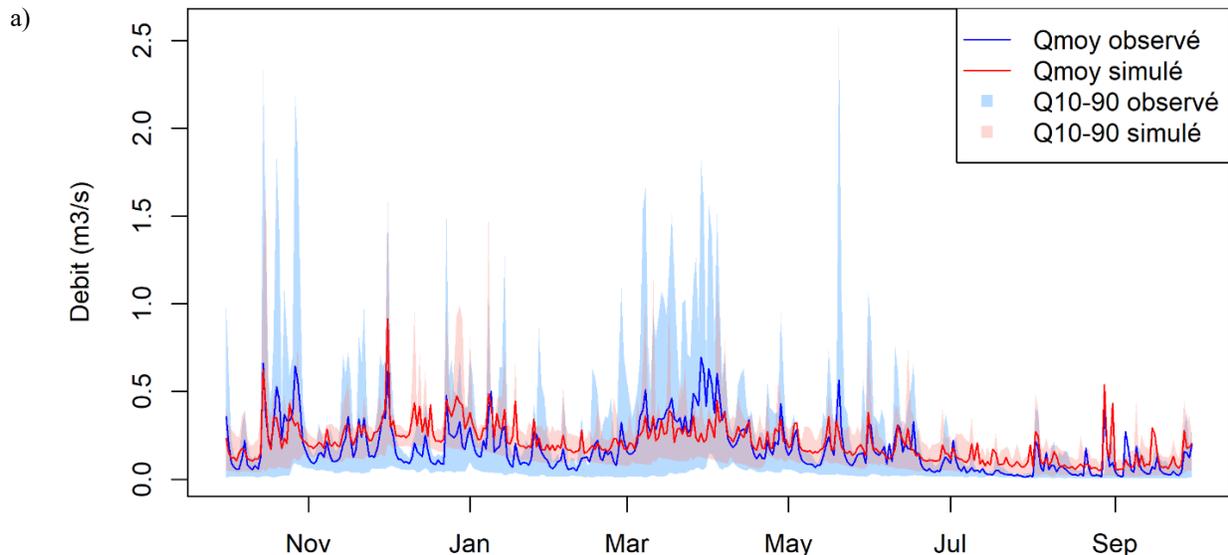
5.3.3 Comparaison de la performance du modèle HYDROTEL calé automatiquement avec et sans module de drainage

Les hydrogrammes présentant les débits moyens observés et simulés au tronçon de la station hydrométrique pour les simulations sans et avec module de drainage sont présentés à la Figure 18a et b respectivement. L'intervalle des débits compris entre le 10^e et le 90^e percentile est représenté par les zones de couleur rouge pâle et bleu pâle.

La simulation sans module de drainage affiche un débit moyen systématiquement au-dessus de la normale. Cela se traduit par un biais relatif de 19%. De façon générale, les débits correspondant au 10^e percentile sont trop élevés alors que les débits correspondant au 90^e percentile sont trop faibles.

Dans le cas de la simulation avec drainage, les débits moyens simulés sont beaucoup plus près des valeurs observées, sauf pour la période de fonte qui est globalement manquée. Le biais relatif pour la période complète n'est que de 1%. Le 10^e percentile simulé est près de zéro, ce qui se rapproche du 10^e percentile observé. Le 90^e percentile est généralement trop élevé, sauf lors de la fonte.

En comparaison, l'hydrogramme est mieux représenté par les simulations faites avec le modèle qui inclut le module de drainage. La principale ressemblance a trait à la période de fonte (mars avril), qui est mal reproduite dans les deux cas.



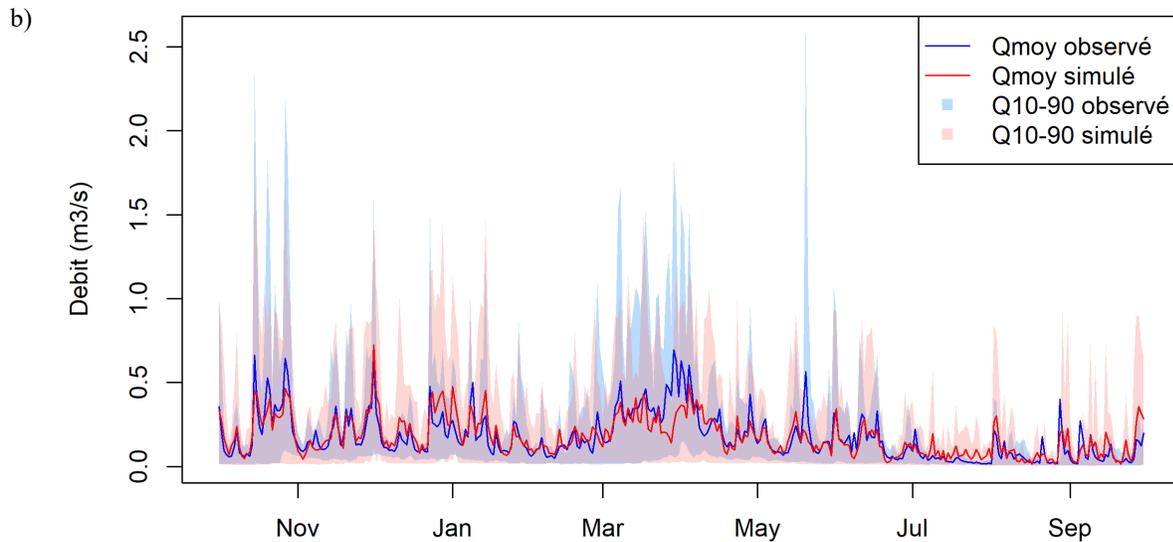


Figure 18: Hydrogramme des débits moyens et des 10e et 90e percentiles pour : (a) la simulation sans module de drainage et (b) la modélisation avec module de drainage. La période prise en compte va du 1er octobre 2002 au 31 septembre 2011

Les résultats annuels et globaux des métriques de performance sélectionnés (NSE et KGE) pour les simulations avec et sans drainage sont présentés au Tableau 6. Les résultats annuels sont calculés pour une année hydrologique commençant le 1^{er} octobre et se terminant le 30 septembre. Les valeurs de NSE et de KGE de la simulation sans drainage sont toutes inférieures à celles de la simulation avec drainage, sauf pour le KGE de l'année 2010-2011. L'année 2004-2005 a même un NSE inférieur à zéro, ce qui veut dire que la capacité de prédiction du modèle pour cette année est inférieure à utiliser la moyenne des débits observés. Sans être exceptionnelles, les valeurs de NSE et de KGE pour la simulation avec drainage affichent tout de même une nette amélioration. Notamment, pour la période complète, la valeur de NSE passe 0,29 à 0,51, ce qui permet d'avoir une simulation satisfaisante selon le critère énoncé plus haut. L'amélioration du KGE est un peu moindre, passant de 0,57 à 0,68. Des métriques de performance supplémentaires pour la période complète sont présentées à l'annexe 10.6.

Tableau 6: Valeurs de NSE et de KGE annuelles et globales pour les simulations avec et sans module de drainage

Période de calibration	NSE		KGE	
	Sans module de drainage	Avec module de drainage	Sans module de drainage	Avec module de drainage
2002-2003	0,40	0,56	0,47	0,68
2003-2004	0,06	0,45	0,35	0,68
2004-2005	-0,16	0,44	0,27	0,57
2005-2006	0,56	0,63	0,62	0,68
2006-2007	0,32	0,58	0,60	0,76
2007-2008	0,39	0,40	0,54	0,65
2008-2009	0,17	0,34	0,35	0,62
2009-2010	0,15	0,49	0,43	0,73
2010-2011	0,43	0,57	0,71	0,63
Période complète	0,29	0,51	0,57	0,68

À la lumière des hydrogrammes de la Figure 18 et des résultats des métriques de performance du Tableau 6, il est possible d'affirmer que le module de drainage permet d'améliorer la simulation du débit du ruisseau au Castor. Il permet notamment d'obtenir une simulation satisfaisante vis-à-vis du critère de Nash-Sutcliffe, ce qui permet d'utiliser les résultats d'HYDROTEL pour la suite de la modélisation avec VFDM, GerosM et ROTO. Il n'est malheureusement pas possible de se prononcer sur la bonne reproduction du débit de drainage souterrain, puisqu'aucune donnée observée n'est disponible sur le bassin versant. Cette validation devrait être faite lors de travaux futurs pour confirmer ou non la bonne reproduction des processus hydrologiques.

5.4 Scénarios de bandes riveraines à largeur optimale avec VFDM

5.4.1 Choix des paramètres

Le modèle VFDM nécessite un certain nombre de paramètres qui doivent être établis. Certains sont inhérents au site où les bandes riveraines seront implantées (taille des sédiments et densité de la végétation constituant la bande riveraine) alors que d'autres sont plutôt liés à la performance attendue des bandes riveraines (efficacité et percentiles). Le choix de ces paramètres est détaillé ci-dessous.

Taille des sédiments

Le diamètre des particules joue un rôle important dans le processus de sédimentation. Pour une même masse volumique, plus une particule est dense et volumineuse, plus sa vitesse de sédimentation sera grande. La vitesse de sédimentation d'une particule sphérique peut être exprimée par la loi de Stokes :

Équation 12: Loi de Stokes

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho_{eau})D_p^2}{18\mu_{eau}}$$

Où

v_s : la vitesse de sédimentation (m/s),

g : l'accélération gravitationnelle (m/s²)

ρ_p, ρ_{eau} : la masse volumique de la particule et de l'eau respectivement (kg/m³),

D_p : le diamètre de la particule (m) et

μ_{eau} : la viscosité dynamique de l'eau (Pa.s).

Les sols du bassin Castor sont argileux. Les particules d'argile sont très fines (< 2 μm), ce qui sous-entend des vitesses de sédimentation très faibles. Toutefois, les sols argileux sont sujets à former des agrégats en présence de matière organique (Six *et al.*, 2000). La distribution de la taille de ces agrégats dépend en partie des pratiques de travail du sol. Un sol labouré a une proportion plus grande en micro-agrégats et plus faible en macro-agrégats par rapport à un sol non labouré (Six *et al.*, 2000; Messiga *et al.*, 2011). Pour un sol argileux limoneux de la plaine du Saint-Laurent, Messiga *et al.* (2011) ont trouvé que les macro-agrégats (250-2000 μm)

formaient la majeure partie des particules. Angers (1998) a trouvé des proportions similaires pour un sol argileux limoneux du Québec, avec toutefois une prépondérance des méso-agrégats (50-250 μm). Dans les 2 études, les particules non agrégées (< 53 μm) représentaient moins de 20% de la couche superficielle du sol. On peut donc s'attendre à retrouver dans les eaux de ruissellement du bassin Castor des particules dont la taille se situe surtout dans une fourchette comprise entre 50 et 2000 μm . Les tailles testées dans la modélisation avec VFDM sont basées sur les catégories de particules utilisées dans les articles d'Angers (1998) et de Messiga *et al.* (2011). Les cinq tailles testées sont de 50, 180, 250, 500, 1000 μm .

Efficacité de la bande riveraine

L'efficacité de la bande riveraine se définit comme le rapport entre la masse de sédiments en suspension à l'entrée ($m_{MES\ entrée}$) et à la sortie ($m_{MES\ sortie}$) de la bande riveraine :

$$\% \text{ efficacité} = \frac{m_{MES\ entrée}}{m_{MES\ sortie}} \times 100$$

L'objectif d'efficacité d'enlèvement des sédiments de la bande riveraine est un paramètre en partie arbitraire, puisque le modèle adapte la largeur modélisée afin d'atteindre l'efficacité fixée. Il est toutefois possible de se baser sur des valeurs typiques de performance des bandes riveraines afin de fournir au modèle des paramètres réalistes. Gumiere *et al.* (2011a) ont colligé les performances de 147 bandes riveraines issues de 49 études. Les performances des bandes riveraines vont de 24% à 100%, avec la moitié des bandes riveraines se situant entre 64% et 90% d'efficacité (voir Figure 19).

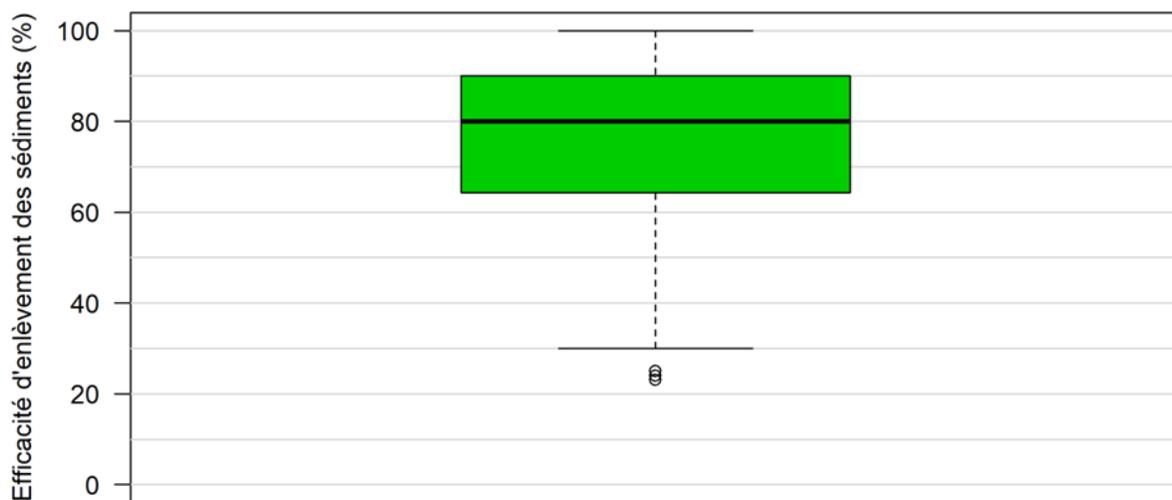


Figure 19 : Efficacité des bandes riveraines rapportées dans la revue de littérature de Gumiere *et al.* (2011a)

Les valeurs d'efficacité de la bande riveraine testées avec VFDM sont basées sur les trois premiers quartiles des efficacités rapportées par Gumiere *et al.* (2011a), soit la région de la boîte sur la Figure 19. Ces efficacités sont de 65, 80 et 90%.

Densité de végétation

La densité de végétation, telle que décrite dans l'article original de VFDM (Gumiere *et al.*, 2013), représente la fraction de l'écoulement qui n'est pas bloquée par la végétation. Une densité de 1 représenterait alors une absence totale de végétation, et une densité de 0 représenterait un mur. Il semble toutefois qu'une erreur d'interprétation ait été faite par rapport à ce paramètre. En effet, le principe de VFDM reprend la théorie d'un décanteur, soit que l'efficacité de sédimentation est proportionnelle au rapport entre la vitesse horizontale de l'écoulement et la vitesse de sédimentation des particules (Deletic, 2000). La vitesse horizontale de l'écoulement est définie de la façon suivante dans VFDM :

Équation 13: Vitesse horizontale de l'écoulement au travers de la bande riveraine dans VFDM

$$V = \frac{q}{hB_0}$$

Où

V : la vitesse de l'écoulement (m/s),

q : le débit unitaire traversant la bande riveraine (m²/s)

h : la hauteur de l'écoulement (m) et

B_0 : la fraction de l'écoulement non bloquée par la végétation (-).

On voit à l'Équation 13 que plus B_0 est faible (et donc plus la bande riveraine est dense), plus la vitesse d'écoulement est grande. Or, plus la vitesse de l'écoulement est grande, moins la bande riveraine est efficace (voir Équation 2 dans la description du modèle à la section 3.3). Cela va complètement à l'encontre de ce qui est attendu d'une bande riveraine. Afin de rectifier cette situation, le paramètre B_0 sera plutôt interprété comme la densité de végétation (au lieu de la fraction de l'écoulement qui n'est pas bloqué par l'eau). De cette façon, une valeur de $B_0 = 1$ représentera une densité de végétation maximale, et une valeur de $B_0 = 0$ représentera une absence totale de végétation.

Dans l'expérience de Deletic (2005) sur l'efficacité des bandes riveraines, de laquelle est issue l'équation empirique utilisée par VFDM, trois densités de végétation ont été testées, soit 0,6,

0,67 et 0,75. Ces trois densités représentent la plage typique de densité que l'on retrouve pour des herbacées. Puisque ce paramètre a été recensé comme étant peu sensible dans l'article original de VFDM (Gumiere *et al.*, 2013), seule la valeur médiane est conservée, soit une densité de 0,67.

Percentiles des largeurs de bandes riveraines

Avec VFDM, une largeur de bande riveraine est calculée pour chaque pas de temps. Cela veut dire que pour une même bande riveraine, il y a autant de largeurs calculées qu'il y a de pas de temps. Cela soulève la question de quelle largeur utiliser pour faire le dimensionnement des bandes riveraines sur le bassin. L'approche des percentiles semble la plus adéquate. Avec cette approche, on retient la *énième* bande riveraine la plus large. Autrement dit, si on fixe par exemple un percentile de 80, cela veut dire que la largeur de bande riveraine ainsi sélectionnée permettra d'atteindre une efficacité au moins aussi élevée que celle fixée dans 80% des cas. Les bandes riveraines dont la largeur calculée est nulle, ce qui se produit notamment lorsqu'il n'y a pas de ruissellement lors du pas de temps, sont écartées du jeu de données. De plus, seule la période sans neige est conservée, soit du 15 avril au 15 décembre. Le choix des percentiles est ensuite arbitraire. Il peut être ajusté de façon à obtenir une majorité de bandes riveraines dont la largeur est considérée comme acceptable par les intervenants du bassin versant. Les 80^e, 85^e, 90^e, 95^e et 100^e percentiles sont testés.

5.4.2 Détermination du nombre de rigoles traversant les bandes riveraines

Les chemins préférentiels sont des zones de concentration du ruissellement de surface. Il n'est pas rare d'observer des rigoles à l'intérieur des bandes riveraines qui viennent les court-circuiter. Les rigoles ont pour effet de diminuer la performance de la bande riveraine. Il est donc important de connaître le nombre de rigoles traversant chaque bande riveraine afin d'adapter leur dimensionnement en conséquence.

Un algorithme de détermination des rigoles à partir d'un MNT a déjà été développé et adapté à VFDM dans des travaux antérieurs (Rousseau *et al.*, 2014). À l'instar de PHYSITEL pour la détermination du réseau hydrographique principal, cet algorithme détermine un réseau secondaire en utilisant un seuil d'accumulation, mais plus faible que celui utilisé pour le réseau principal. Dans le cas du bassin Castor, le seuil d'accumulation qui a été utilisé pour l'obtention du réseau principal est de 25 000 m² (voir section 5.2). Pour l'obtention du réseau secondaire, toutes les tuiles qui drainent entre 5 000 et 25 000 m² sont identifiées comme faisant partie du réseau secondaire. Cela permet d'avoir un réseau d'écoulements préférentiels. L'algorithme

détermine ensuite le nombre de rigoles par UHRH qui sont connectées directement au réseau principal.

L'aire de l'UHRH qui est drainée directement par le réseau principal sans passer par le réseau d'écoulement préférentiel devient l'aire d'écoulement diffus. Cet écoulement est réparti sur la longueur complète de la bande riveraine selon une lame d'eau uniforme. L'aire de l'UHRH qui est drainée par le réseau d'écoulement préférentiel devient l'aire d'écoulement concentré. Cet écoulement est réparti sur la largeur combinée de toutes les rigoles de l'UHRH. Par exemple, s'il y a trois rigoles sur l'UHRH et qu'elles mesurent 1 m de largeur, alors l'écoulement concentré sera réparti sur 3 m de longueur, ce qui augmente la vitesse de l'écoulement et diminue la performance de la bande riveraine. Le réseau secondaire ainsi déterminé et les zones d'écoulement concentré et diffus sont présentés à la Figure 20. On y remarque que le bassin versant est majoritairement drainé par le réseau d'écoulement secondaire (surface rosée). La proportion de la superficie du bassin qui s'écoule de façon diffuse vers le réseau principal (surface verte) est comparativement beaucoup plus faible. On retrouve 561 rigoles traversant la bande riveraine sur le bassin versant, soit une moyenne de 0,7 rigole par UHRH.

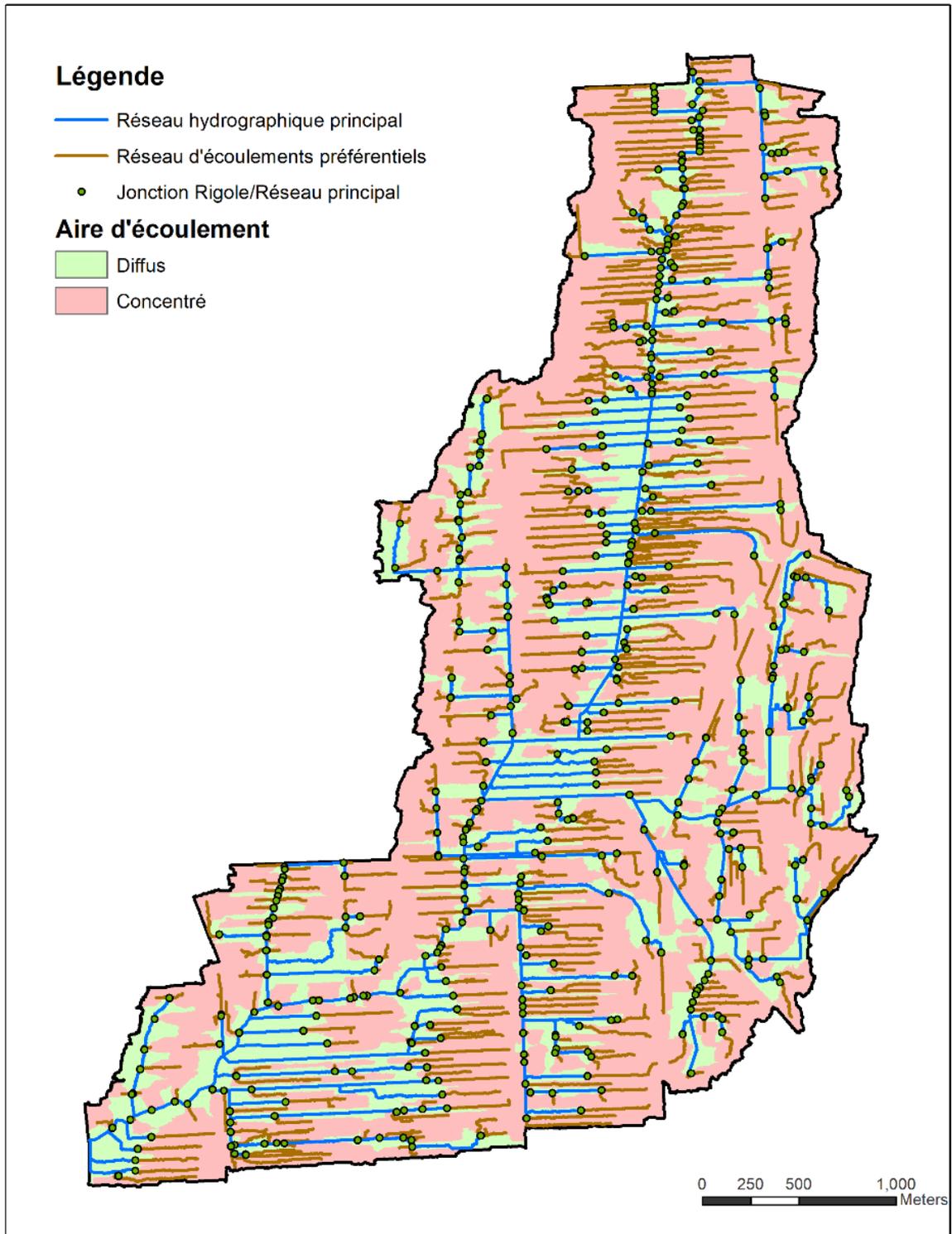


Figure 20: Les réseaux hydrographiques principal et secondaire et les aires d'écoulements diffus et concentrés qui leur sont respectivement associées.

5.4.3 Préparation des cartes d'aménagements de bandes riveraines selon les paramètres retenus et choix des scénarios

Les paramètres sélectionnés précédemment sont fournis à VFDM par l'entremise d'un fichier d'initialisation (VFDM.ini). Toutes les combinaisons de paramètres sont testées, pour un total de 75 simulations. La séquence permettant d'obtenir les résultats de bande riveraine à largeur adaptée se déroule en cinq étapes :

1. VFDM est lancé afin d'obtenir un jeu de données comprenant la largeur requise de bande riveraine pour obtenir l'efficacité de sédimentation fixée. Une valeur de largeur est obtenue pour chaque UHRH et pour chaque pas de temps.
2. Un script R permet de lire les résultats de VFDM et de retirer les largeurs de 0 m (pas de temps sans ruissellement issu d'une surface agricole). La largeur correspondant au i ème percentile est sélectionnée pour chaque UHRH. Un diagramme à bandes similaire à ceux de la Figure 21 présentant la distribution des largeurs sur le bassin est également créé.
3. Un script Matlab permet de tracer sur un raster les bandes riveraines correspondant à une efficacité et un percentile donnés. Pour ce faire, une fonction récursive interroge les pixels alentour du réseau principal et modifie leur valeur afin de refléter la largeur de la bande riveraine selon l'UHRH sur laquelle elle se trouve.
4. Le raster des largeurs de bandes riveraines est importé dans ArcMap afin de visualiser leur emplacement sur le bassin et ainsi faciliter l'interprétation des résultats.
5. Une deuxième simulation est effectuée avec VFDM, cette fois en imposant une largeur fixe correspondant au i ème percentile de chaque UHRH. VFDM fournit alors un jeu de données comprenant l'efficacité de sédimentation obtenue pour chaque pas de temps selon la largeur de bande riveraine qui lui a été fournie. Ce jeu de données sera intégré à la modélisation de l'érosion pour simuler l'abattement de sédiments.

Puisque 15 combinaisons de paramètres doivent être testées (5 tailles de sédiments et 3 efficacités), un script R permet d'automatiser la modification du fichier d'initialisation et le lancement de VFDM. Aux étapes 2 et 3, des boucles à l'intérieur des scripts R et Matlab permettent d'analyser les 75 jeux de données résultants de façon itérative (15 combinaisons de paramètres multipliées par les cinq percentiles sélectionnés). À l'étape 4, un code Python permet, avec la bibliothèque arcPy, de créer automatiquement les 75 cartes.

Afin de limiter le nombre de scénarios de bandes riveraines qui seront testés pour mesurer l'impact sur les matières en suspension (MES) dans le ruisseau, seules trois combinaisons de

paramètres sont retenues. Le choix de ces combinaisons doit permettre d'obtenir des scénarios réalistes, c'est-à-dire des largeurs de bandes riveraines qui pourraient vraisemblablement être implantées sur le bassin versant. Des discussions avec les intervenants du bassin ont permis de déterminer que des largeurs de bandes riveraines supérieures à 10-15 m seraient considérées comme difficilement acceptables par les producteurs agricoles. Au-delà de cet intervalle, les producteurs seraient plus réticents en raison de la superficie agricole qui est perdue en contrepartie.

Afin de faire un premier tri, les diagrammes à bandes présentant la distribution des bandes riveraines selon leur largeur et le percentile sélectionné pour une efficacité de 80% sont analysés (Figure 21). Il apparaît selon ces diagrammes qu'une majorité de bandes riveraines permettent d'atteindre une efficacité d'au moins 80% pour tous les percentiles avec une largeur égale ou inférieure à 2 m, soit la largeur minimale réglementaire sur le talus. Cela veut dire que pour améliorer la rétention de sédiments sur le bassin, les efforts doivent se concentrer sur une minorité de bandes riveraines puisque la majorité offre déjà un bon pourcentage de captation des sédiments avec le 2 m réglementaire. Les scénarios incluant une taille de sédiments supérieure à 250 μm (Figure 21 a. et b.) résultent en l'absence quasi totale de bandes riveraines d'une largeur plus grande que 5 m. Cela veut dire que ces scénarios ne permettront pas de gain environnemental significatif par rapport à l'état actuel du bassin versant. Au contraire, les scénarios incluant une taille de sédiment de 50 μm (Figure 21 e.) résultent en un pourcentage élevé de bandes riveraines élargies, avec une proportion de plus de 15% de bandes riveraines avec une largeur supérieure à 14 m. Ce scénario est donc considéré comme irréaliste du point de vue de l'acceptation par les producteurs agricoles en raison de la superficie que cela représente. Les scénarios incluant une taille de sédiments de 180 et 250 μm sont ceux qui offrent les distributions les plus adéquates, avec une proportion relativement élevée de bandes riveraines comprises entre 2 et 14 m, un intervalle jugé réaliste pour une implantation sur le terrain. Des campagnes d'échantillonnage des eaux de ruissellement sont prévues dans un futur rapproché, ce qui permettra de confirmer la taille des particules (Guedessou *et al.*, 2022; Morin *et al.*, 2023). Un examen qualitatif des cartes de largeurs de bandes riveraines créées à l'étape 4 a permis d'arrêter le choix sur une taille de sédiments de 180 μm selon le 95^e percentile. Cette taille de sédiments correspond par ailleurs à la taille médiane des particules stable dans l'eau qui a été trouvée pour des sols argileux de la région (Angers, 1998; Messiga *et al.*, 2011).

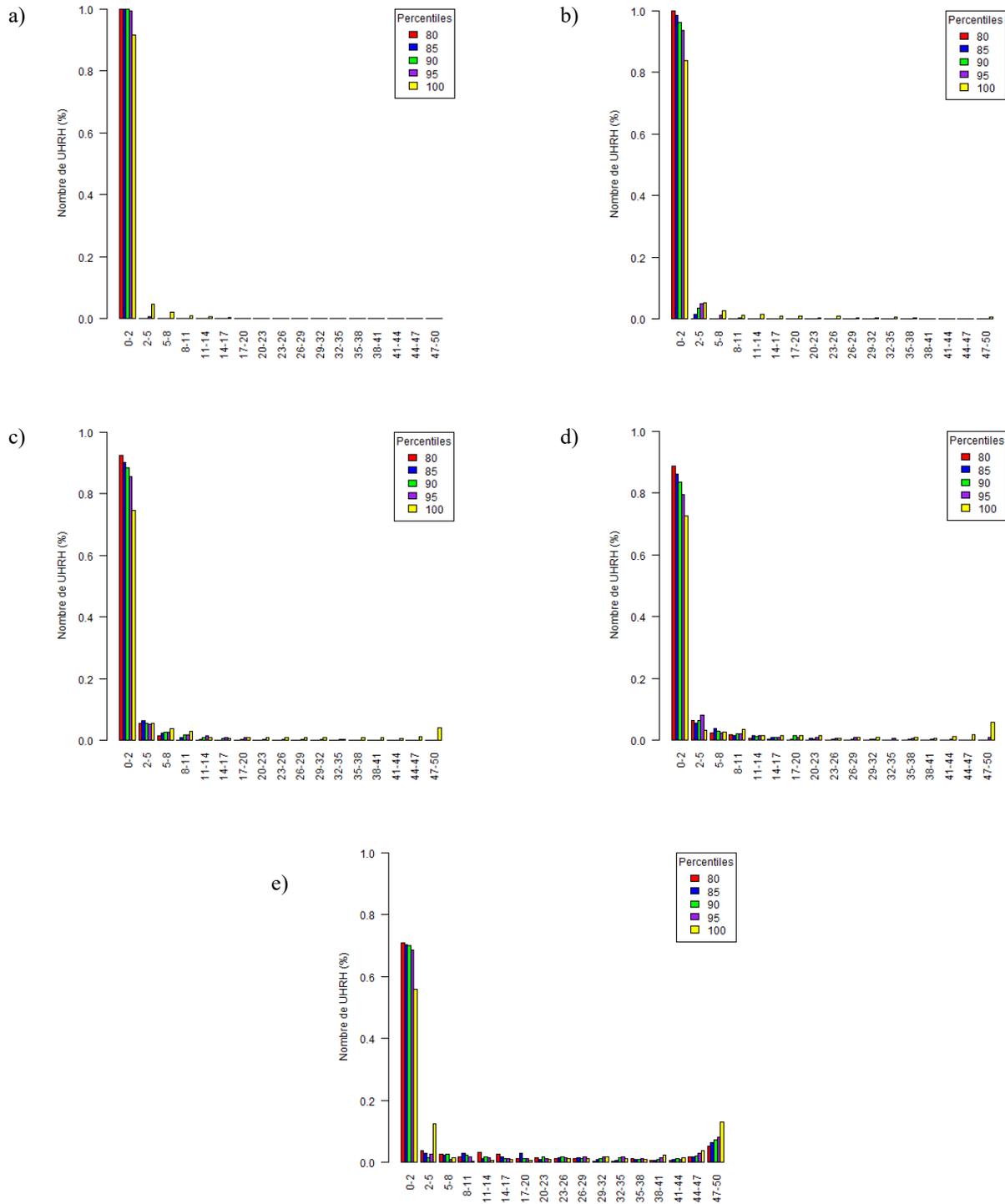


Figure 21: Diagrammes à bandes présentant la distribution des largeurs de bandes riveraines selon leur largeur (en mètres) et le percentile sélectionné pour une taille de sédiments de 1000 µm (a), 500 µm (b), 250 µm (c), 180 µm (d) et 50 µm (e).

Les trois efficacités identifiées plus haut permettent de créer les trois scénarios qui sont testés lors de la modélisation de l'impact des bandes riveraines sur la charge en MES dans le ruisseau

au Castor. Les paramètres ainsi retenus sont résumés au Tableau 7. Les qualificatifs de « conservateur », « modéré » et « ambitieux » ont été ajoutés aux scénarios afin de mieux contextualiser ce qu'ils représentent les uns par rapport aux autres. Le seul paramètre qui change d'un scénario à l'autre est l'efficacité visée.

Tableau 7: Paramètres des scénarios retenus pour les simulations avec VFDM

Scénario	Taille des sédiments <i>μm</i>	Densité de végétation	Percentile de largeur	Efficacité visée %
Conservateur	180	0,67	95	65
Modéré	180	0,67	95	80
Ambitieux	180	0,67	95	90

Les cartes correspondant aux trois scénarios du Tableau 7 sont présentées aux Figures 22, 23 et 24. Une largeur minimale de 2 m de bande riveraine a été imposée pour tous les tronçons.

On peut voir à la Figure 22, qui correspond au scénario conservateur, que dans l'ensemble assez peu de bandes riveraines élargies apparaissent. Les seuls emplacements qui nécessitent des bandes riveraines supérieures à 15 m correspondent à des UHRH de tête, pour lesquelles la largeur du cours d'eau est par définition égale à la résolution du MNT, soit 1 m dans ce cas-ci. Cela crée sur la carte des bandes riveraines qui ont davantage l'air de points que de lignes. Ces endroits peuvent se traduire sur le terrain par des dépressions et des endroits de stagnation vers lesquels le ruissellement est naturellement concentré.

La Figure 23 laisse apparaître davantage de bandes riveraines élargies et leur largeur est plus importante. Des bandes riveraines linéaires (par opposition aux bandes riveraines en forme de points discuté plus haut) dont la largeur est supérieure à 20 m apparaissent notamment sur quelques tronçons. De façon générale, la moitié est du bassin versant semble requérir davantage de bandes riveraines élargies que la moitié ouest. Cela peut s'expliquer par des pentes plus prononcées sur cette partie du bassin.

Finalement, la Figure 24 montre clairement une augmentation de la superficie du bassin occupée par des bandes riveraines. Les largeurs de plus de 20 m sont nombreuses et une grande proportion de fossés de ferme ont des bandes riveraines élargies à leur extrémité

amont, à l'emplacement des UHRH de tête. Cela met l'accent sur le rôle des fossés de ferme comme canalisateur du ruissellement et des polluants qu'il transporte. À la vue de la Figure 24, il semble que d'installer des aménagements hydroagricoles ponctuels (p. ex. marais, milieu gazonné, bassin de sédimentation) dans les endroits de concentration de l'écoulement pourrait permettre un gain significatif sur l'abattement des sédiments sans pour autant occuper une superficie déraisonnable. Autrement dit, peut-être qu'il serait plus acceptable pour les producteurs agricoles d'aménager un milieu filtrant d'un rayon de 20 m à l'extrémité d'un fossé plutôt que d'aménager une bande riveraine de 20 m sur un tronçon de plusieurs centaines de mètres.

Cela étant, la modélisation numérique représente un laboratoire pour explorer différents scénarios et finalement, avant de faire des recommandations finales, une validation terrain aux endroits jugés névralgiques doit être faite pour valider l'emplacement de bandes riveraines élargies ou encore la mise en place de zones tampons en tête de fossés de ferme. À noter que de telles zones auraient pour effet de limiter la sédimentation dans les fossés ou cours d'eau de tête et ainsi diminuer le potentiel de sédimentation dans les cours d'eau aval et qui sait minimiser le recreusage de cours d'eau.

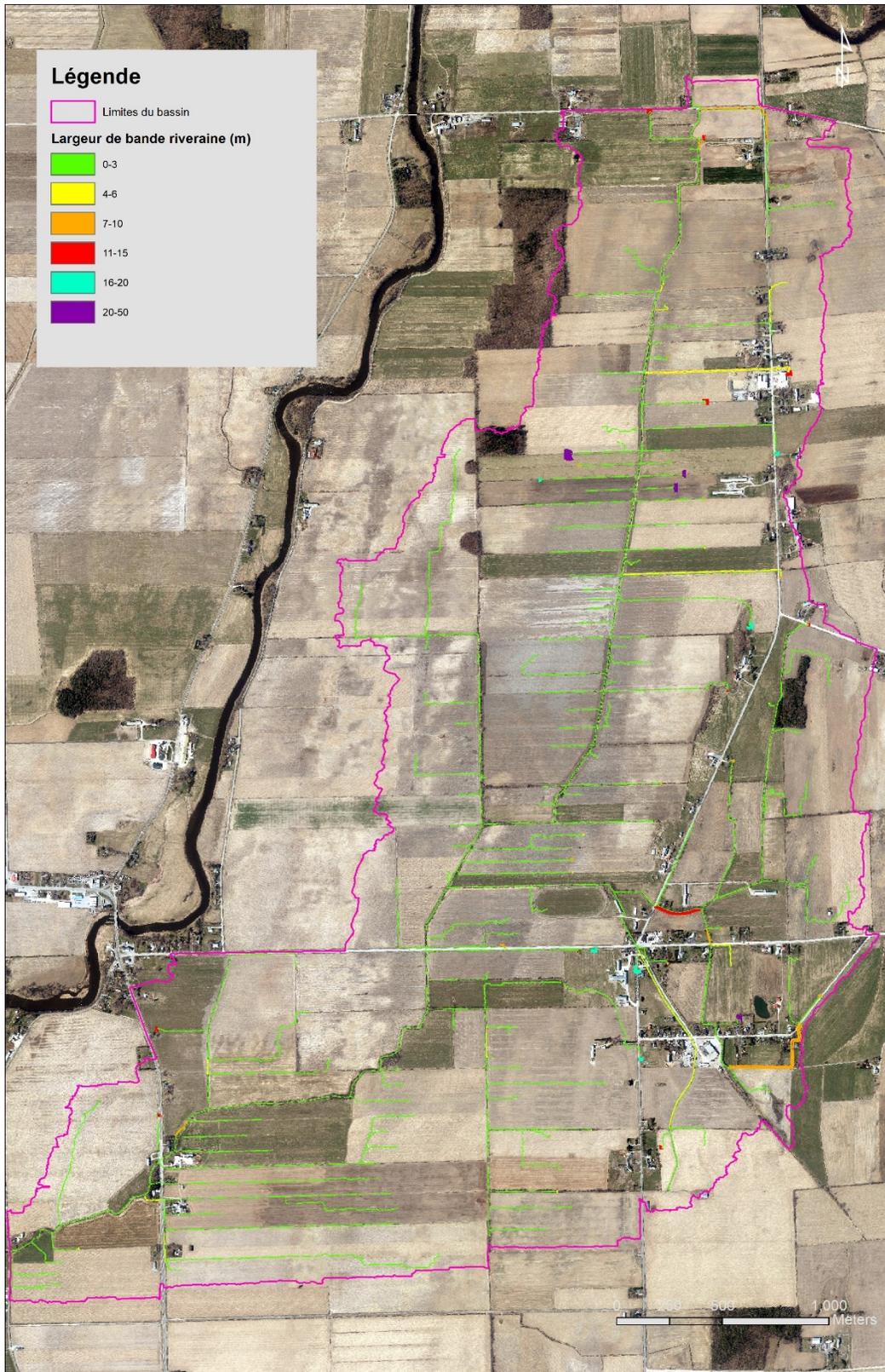


Figure 22: Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario conservateur (efficacité visée de 65%, voir Tableau 7 pour les détails)

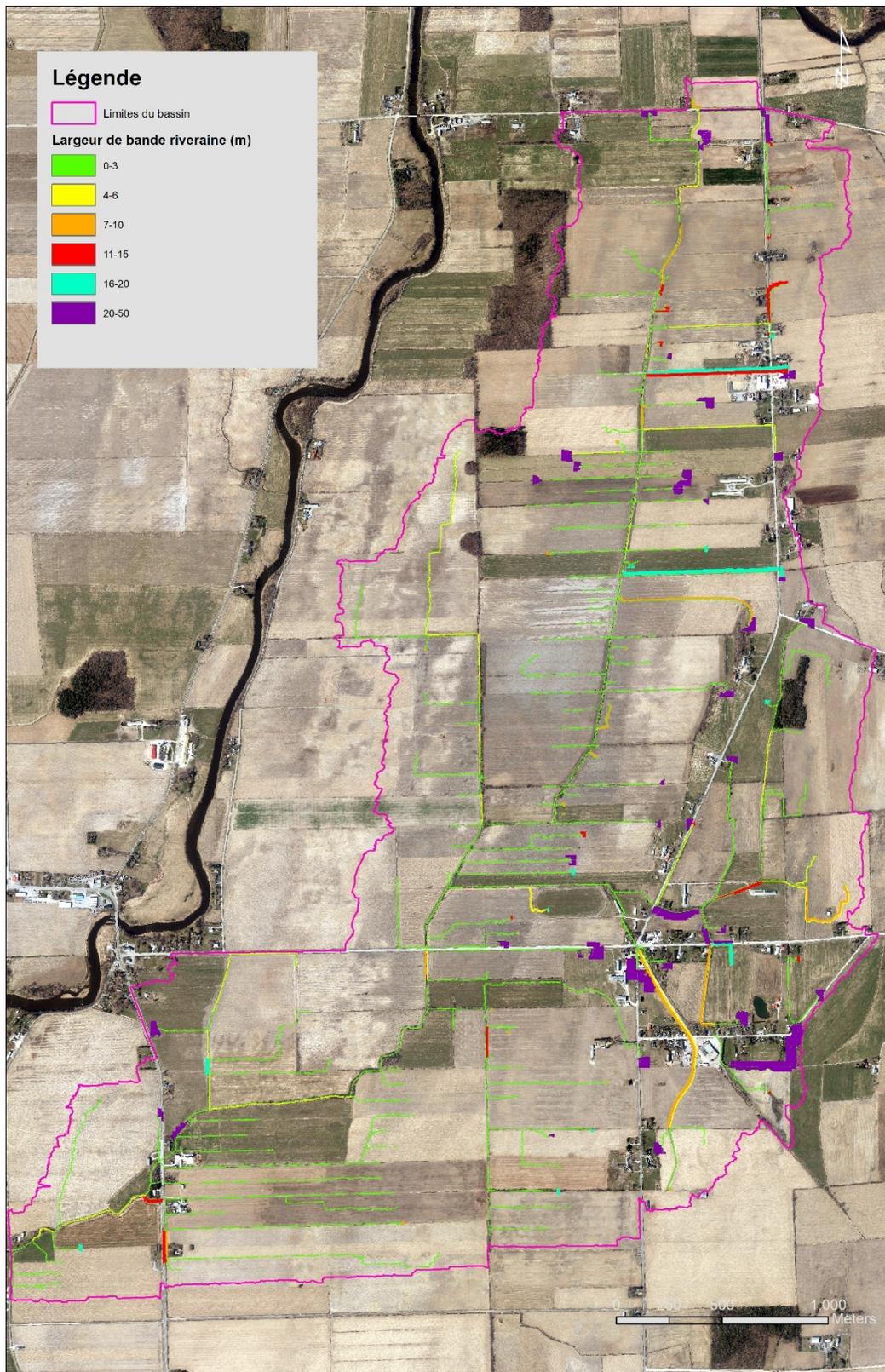


Figure 23: Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario modéré (efficacité visée de 80%, voir Tableau 7 pour les détails)

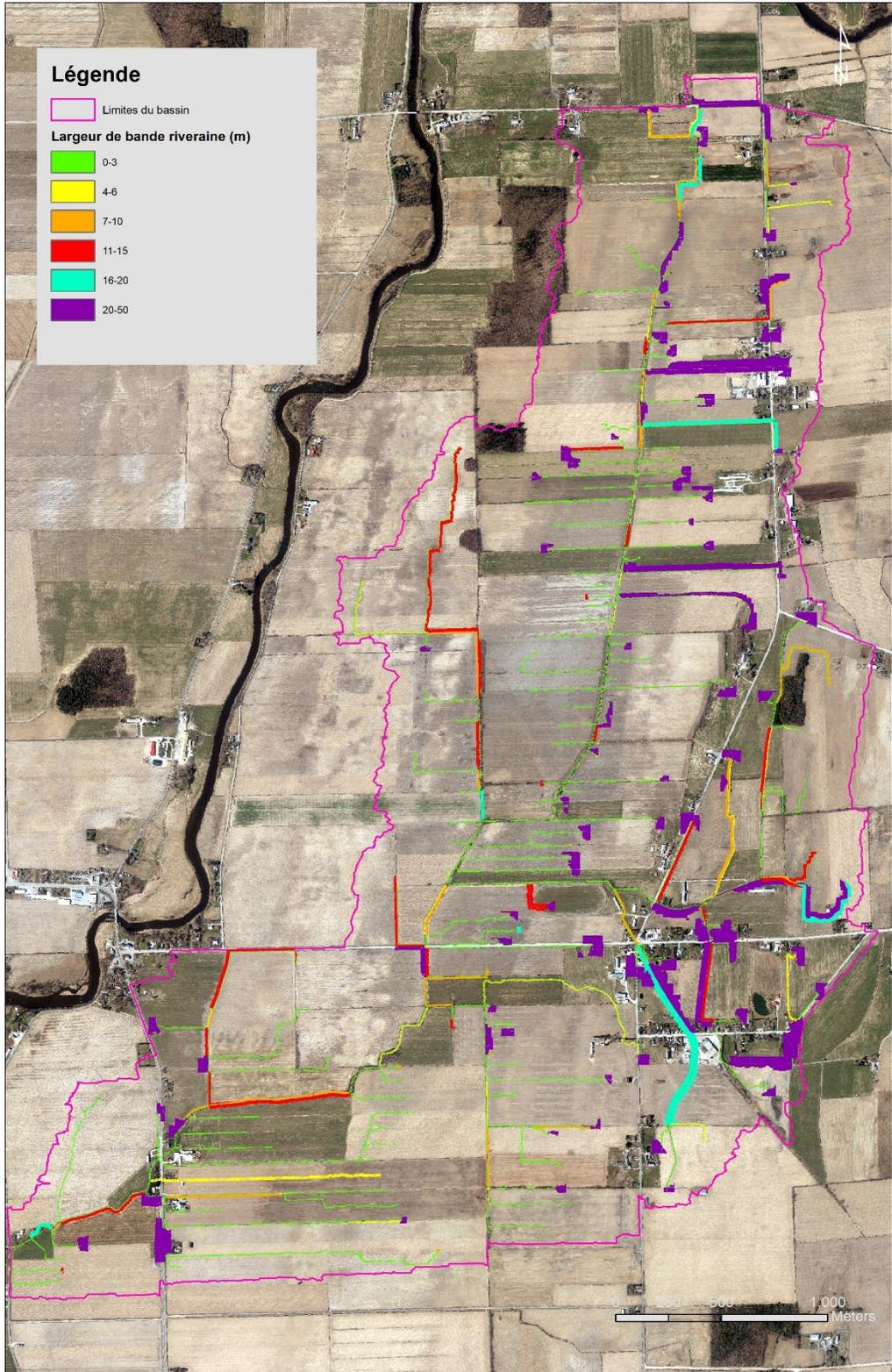


Figure 24: Cartes des largeurs de bandes riveraines correspondant au scénario ambitieux (efficacité visée de 90%, voir Tableau 7 pour les détails)

Comme les terres agricoles représentent des valeurs économiques importantes, il est intéressant de chiffrer la superficie occupée par les bandes riveraines selon les différents scénarios. C'est ce que la Figure 25 permet de visualiser. Les bandes riveraines égales ou inférieures à 3 m représentent la majorité de la superficie dans le cas du scénario conservateur, alors qu'au contraire les bandes riveraines de plus de 20 m représentent près de la moitié de la superficie de toutes les bandes riveraines dans le cas du scénario ambitieux. La superficie totale occupée par les bandes riveraines augmente exponentiellement avec l'efficacité visée, passant de 2,9 % de la superficie cultivée du bassin versant pour le scénario conservateur à 8,0% dans le cas du scénario ambitieux. À titre comparatif, une largeur de bande riveraine fixe de 2 m pour tout le bassin (non présentée dans le graphique), ce qui correspond à peu près à ce que l'on retrouve sur le terrain², représente une superficie de 28,6 ha ou 2,5 % de la superficie cultivée du bassin, soit légèrement en deçà des superficies correspondant au scénario conservateur. À noter que les résultats pour les bandes riveraines de 2 m doivent être mis en contexte avec l'état terrain de celles-ci, car la modélisation est faite dans un contexte de bandes uniformes, ce qui pourrait ne pas être le cas.

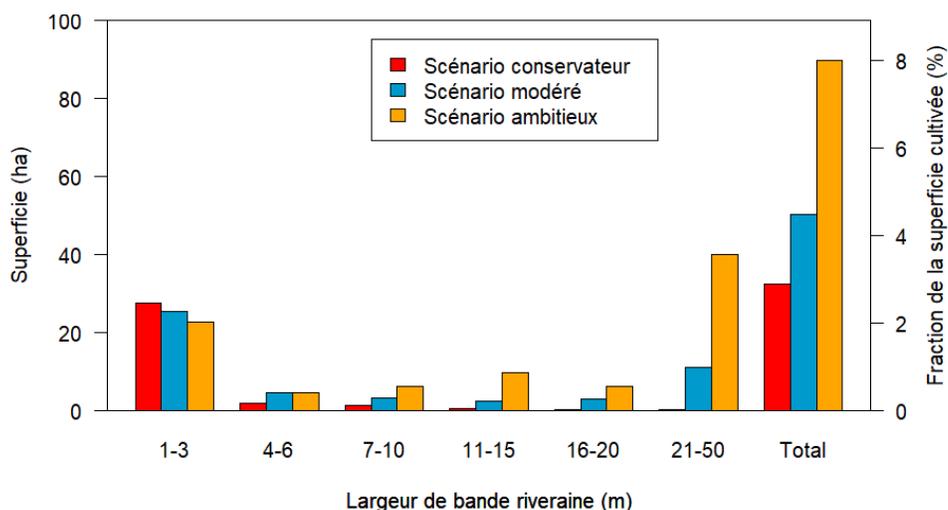


Figure 25: Superficie occupée par les bandes riveraines (en ha et en % de la superficie cultivée) selon la catégorie de largeur de bande riveraine

² Un relevé sur le terrain des bandes riveraines par des intervenants locaux a montré une certaine hétérogénéité dans les largeurs, mais au final les bandes plus larges compensent pour les bandes plus étroites, de sorte que la superficie occupée par celles-ci correspond environ à 2 m de largeur sur toute la longueur du réseau. Résultats présentés dans la présentation intitulée « Situation actuelle de la biodiversité du Bassin versant Castor » (non publiée).

5.5 Modélisation de retenues collinaires sur le bassin versant

Il n'existe pas de module de retenue collinaire dans la version actuelle d'HYDROTEL. Un module a donc été ajouté à son code source pour simuler leurs effets sur le bassin versant. La section 5.5.1 détaille leur représentation conceptuelle aux fins de la modélisation, leur intégration et les limites imposées par la modélisation. La section 5.5.2 présente l'algorithme décisionnel pour l'emplacement des retenues collinaires sur le bassin. La section suivante, 5.5.3, détaille le dimensionnement qui est fait des retenues collinaires du bassin. Finalement, la dynamique du niveau d'eau des retenues collinaires et leur impact sur l'hydrologie sont présentés à la section 5.5.4.

5.5.1 Représentation conceptuelle, intégration à HYDROTEL et limites de la modélisation

D'un point de vue conceptuel, les retenues collinaires peuvent être assimilées à des lacs, c'est-à-dire qu'ils ont une surface délimitée et une profondeur qui varie selon un bilan des débits entrants et sortants. La principale différence avec les lacs est leur mode de gestion. Les retenues collinaires vont typiquement se remplir jusqu'à atteindre une certaine hauteur, puis vont « déborder » et évacuer leur eau vers le milieu récepteur en aval (Habets *et al.*, 2018; Yazdi *et al.*, 2021). Dans le cas des lacs, le débit sortant est typiquement régulé par une relation hauteur-débit qui est propre à chaque lac (Anctil *et al.*, 2012). Également, les retenues collinaires jouent généralement un rôle de réserve d'eau pour l'irrigation, ce qui sous-entend des prélèvements d'eau pendant la période de croissance des cultures. La figure ci-dessous représente schématiquement une vue en élévation d'une retenue collinaire. Un tuyau crépiné à son extrémité supérieure sert de trop-plein et évacue le surplus vers le tronçon en aval.

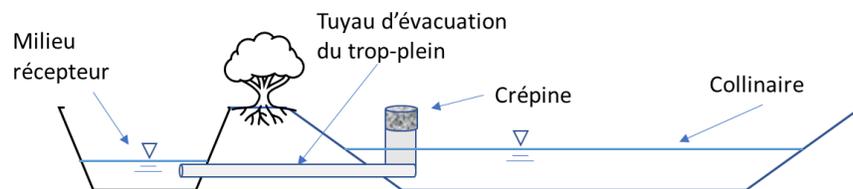


Figure 26: Vue en coupe d'une retenue collinaire

L'assimilation des retenues collinaires à des lacs permet de simplifier grandement leur intégration à la plateforme PHYSITEL-HYDROTEL. Dans un premier temps, l'ajout des retenues collinaires au MNT et à la carte d'occupation des sols peut se faire de la même façon que pour les lacs. Un shapefile de polygones représentant la surface des retenues collinaires sur le bassin versant est fourni à PHYSITEL. Ce dernier va ensuite « creuser » les retenues

collinaires et accentuer leurs berges dans le MNT pour s'assurer d'une bonne convergence de l'écoulement. Cette étape est analogue à ce qui est fait pour l'intégration des tronçons au MNT (voir section 5.2). La carte d'occupation des sols qui est fournie à PHYSITEL peut facilement être modifiée dans un logiciel SIG pour remplacer par « eau » l'occupation du sol sous-jacente aux polygones des retenues collinaires. Comme pour les tronçons du réseau hydrographique, PHYSITEL va associer des UHRH de type versant aux retenues collinaires.

Dans un deuxième temps, la structure « lac » est déjà présente dans le code d'HYDROTEL, ce qui permet de gérer des variables comme l'apport en eau depuis les UHRH riverains et les tronçons amont, l'évolution du niveau d'eau, les pertes en eau par évaporation, etc. Le bilan de masse sur une retenue collinaire est représenté sur à la Figure 27.

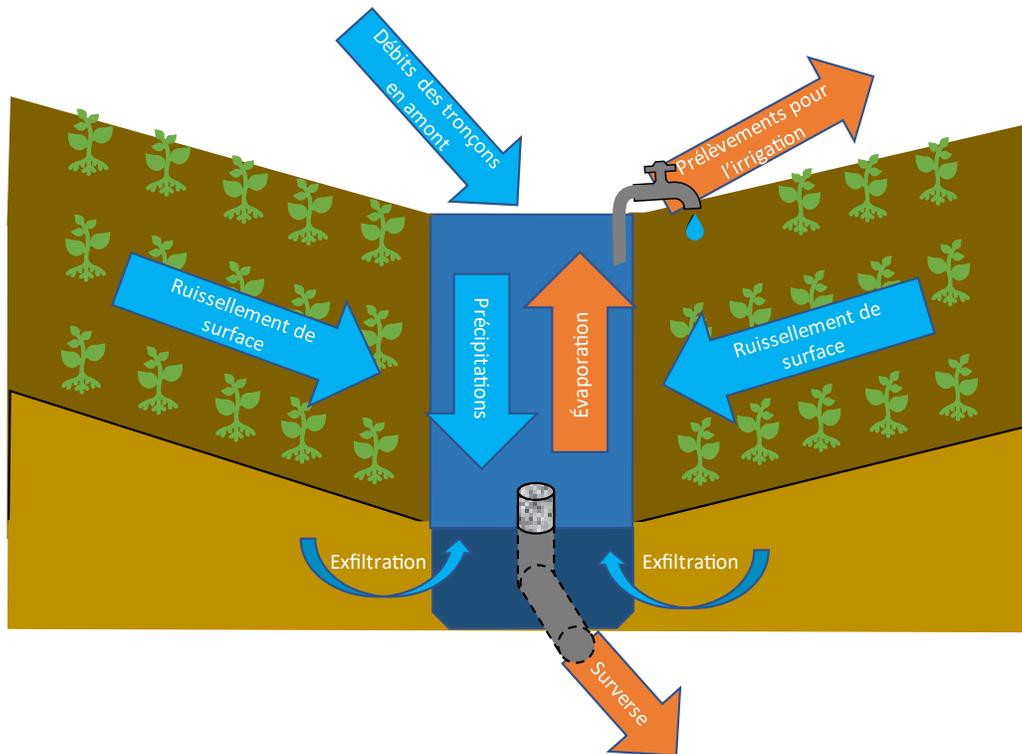


Figure 27: Bilan de masse sur une retenue collinaire.

Les flèches bleues représentent des intrants et les flèches orange des sorties.

Par rapport à la structure de lac existante dans HYDROTEL, la gestion du niveau d'eau et le calcul de l'évaporation doivent être modifiés. De plus, un mode de prélèvement d'eau pour l'irrigation en fonction du besoin en eau des cultures doit être ajouté. Ces modifications sont détaillées ci-bas.

Gestion du niveau d'eau et du débit sortant

Les retenues collinaires ont la particularité d'être des ouvrages artificiels, ce qui sous-entend des formes et des bathymétries régulières. La relation entre le volume emmagasiné et le niveau d'eau est donc beaucoup plus simple que pour les lacs, dont la bathymétrie est souvent irrégulière et parfois inconnue (Anctil *et al.*, 2012). Dans une première version, les retenues collinaires sont jugées rectangulaires avec des parois à angle droit par rapport au sol. L'effet de l'accumulation des sédiments sur le volume n'est pas non plus pris en compte. Ces simplifications permettent d'obtenir la relation hauteur-volume présentée à l'Équation 14.

Équation 14: Détermination du niveau d'eau dans la retenue collinaire

$$H_{collinaire} = \frac{VE}{S_{collinaire}}$$

Où

VE : le volume emmagasiné dans la retenue collinaire (m³),

$S_{collinaire}$: la surface de la retenue collinaire (m²) et

$H_{collinaire}$: la hauteur d'eau dans la retenue collinaire.

Le débit sortant de la retenue collinaire est de zéro tant que la cote de débordement (soit la profondeur de la retenue collinaire) n'est pas atteinte. Lorsque la cote de débordement est dépassée, le débit évacué correspond à la différence entre le volume d'eau emmagasiné et la capacité maximale de la retenue collinaire divisée par le pas temps de la simulation. Traduit sous forme de système d'équations, on a :

Équation 15: Calcul du débit sortant de la retenue collinaire

$$Q_s = \begin{cases} \frac{VE_{pot} - VE_{max}}{\Delta t}, & VE_{pot} > VE_{max} \\ 0, & VE_{pot} \leq VE_{max} \end{cases}$$

Où

Q_s : le débit sortant de la retenue collinaire

VE_{pot} : le volume emmagasiné potentiel, avant le calcul du débit évacué (m³),

VE_{max} : le volume maximal pouvant être emmagasiné dans la retenue collinaire (m³),

Δt : le pas de temps courant de la simulation (s) et

H_{max} : la hauteur d'eau maximale dans la retenue collinaire (équivalent à la profondeur de la retenue collinaire) (m).

À chaque pas de temps, le VE_{pot} dans la retenue collinaire est calculé en ajoutant au VE l'apport en eau provenant des UHRH riveraines et des éventuels tronçons en amont et en soustrayant les prélèvements pour l'irrigation (voir plus bas dans le texte pour le calcul de ces derniers) :

Équation 16: Calcul du volume emmagasiné potentiel dans les retenues collinaires

$$VE_{pot} = VE + (Q_{UHRH} + Q_{tr\ amont}) \cdot \Delta t - V_{irrig}$$

Où

Q_{UHRH} : le débit issu des UHRH riveraines (m^3/s),

$Q_{tr\ amont}$: le débit provenant des tronçons amont, le cas échéant (m^3/s) et

V_{irrig} : le volume d'irrigation.

Le VE est par la suite mis à jour après que le débit sortant et les pertes par évaporation ont été soustraits du VE_{pot} .

Évaporation

L'évaporation dans les retenues collinaires devrait être considérée, car celle-ci pourrait être non négligeable par rapport à la faible profondeur de ces derniers. Selon la carte des taux d'évaporation dérivés de bacs évaporatoires du Gouvernement du Canada, le taux d'évaporation de surfaces libres pour la région du bassin versant Castor serait d'environ 700 mm/an (Fisheries & Environment, 1978). HYDROTEL prend en compte l'évaporation dans le bilan en eau des lacs. Toutefois, la méthode utilisée semble déficiente et sous-estime grandement les pertes par évaporation. L'algorithme utilisé par HYDROTEL est de retirer de la hauteur de pluie la hauteur d'évapotranspiration potentielle (ETP) pour le pas de temps courant et seulement pour les superficies correspondant aux plans d'eau. L'évaporation n'est donc pas prise en compte en dehors des jours de précipitations. Il est à noter qu'une distinction est faite ici entre les pertes par évaporation qui ont lieu sur les plans d'eau et les pertes par évapotranspiration, qui ont lieu sur les surfaces terrestres.

Un nouveau calcul de l'évaporation doit donc être inclus dans le module de retenue collinaire. Jensen et Allen (2016) ont comparé trois méthodes simples d'estimation de l'évaporation pour

des lacs peu profonds qui ont offert des résultats similaires : la méthode de Penman Monteith, $1,05 \times E_{To}$ et les données de bacs évaporatoires. De ces trois méthodes, seule la seconde est facilement applicable sur le bassin versant étant donné la quantité limitée de données météorologiques disponibles (voir section 5.5.3 pour le calcul de l' E_{To}). Certains modèles hydrologiques utilisent l'ETP pour estimer l'évaporation des surfaces libres. Par exemple, le modèle SWAT (Neitsch *et al.*, 2011) multiplie la valeur d'ETP par un coefficient empirique de 0,6. Les résultats de ces méthodes pour le bassin Castor sont présentés à la Figure 28. Il est clairement possible d'y distinguer deux groupes : l'ETP telle que calculée par HYDROTEL et les autres méthodes. La valeur d'ETP calculée par HYDROTEL semble surestimer l'évaporation, avec une valeur annuelle de près de 400 mm supérieure aux mesures d'évaporation dérivées des bacs évaporatoires. La méthode du coefficient d' E_{To} (799 mm/an) surestime dans une moindre mesure l'évaporation par rapport aux données observées de bacs évaporatoires. Au contraire, la méthode d'estimation de SWAT sous-estime légèrement l'évaporation (662 mm/an).

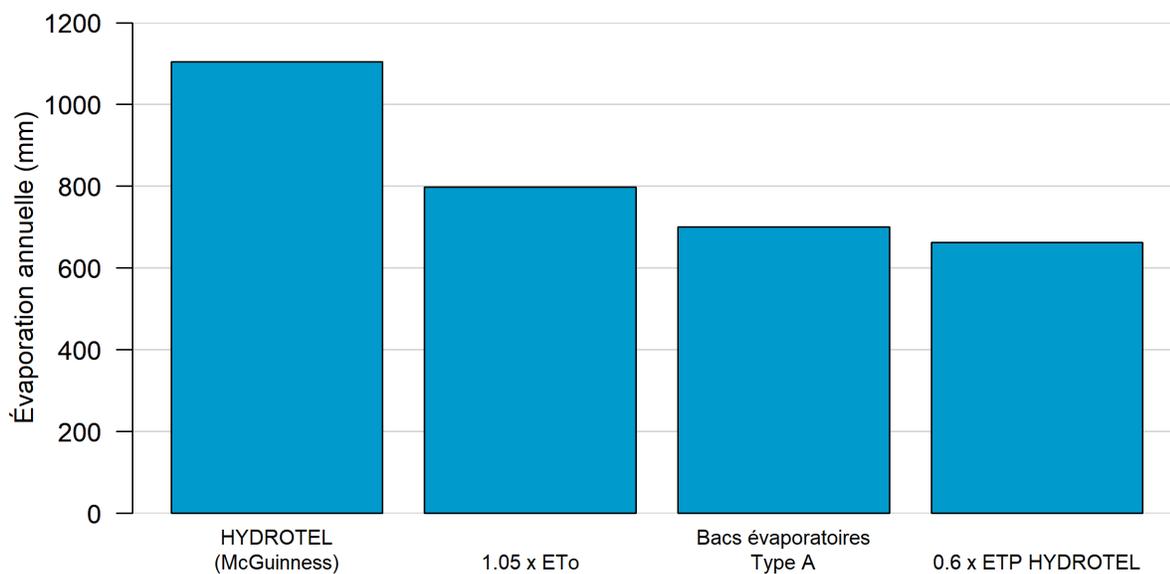


Figure 28: Évaporation annuelle moyenne selon la méthode d'estimation.

La catégorie la plus à droite fait référence à la méthode utilisée dans SWAT, c'est-à-dire que l'ETP calculée par HYDROTEL (catégorie la plus à gauche) est multipliée par 0,6.

La méthode d'estimation de l'évaporation basée sur une fraction de l'ETP ($0,6 \times ETP$) sera celle préconisée pour les retenues collinaires, puisque sa valeur annuelle est près des données dérivées des bacs évaporatoires et son intégration au modèle HYDROTEL est simple (il suffit de multiplier la valeur d'ETP calculée par HYDROTEL par 0,6). De plus, cette méthode permet

une distribution de l'évaporation au courant de l'année qui suit le flux entrant d'énergie solaire (voir annexe 10.7 pour la courbe de l'ETP mensuelle moyenne sur le bassin versant au Castor).

Prélèvements en eau pour l'irrigation

Le niveau d'eau des retenues collinaires doit pouvoir refléter les fluctuations dues aux prélèvements pour l'irrigation. L'approche proposée se décline en quatre étapes :

1. Déterminer si le pas de temps courant se situe dans la période d'irrigation (par exemple de mai à août). Si oui,
2. Déterminer si cela fait plus de 10 jours depuis la dernière irrigation. Si oui,
3. Déterminer si la moyenne du rapport de l'évapotranspiration réel (ETR) sur l'ETP des UHRH riveraines à la retenue collinaire est plus petite qu'un seuil prédéterminé. Dans le cas du Castor, un seuil de 0,5 est utilisé, ce qui correspond à peu près à moyenne annuelle du rapport ETR/ETP sur le bassin Castor (voir annexe 10.6). Cette étape permet d'irriguer seulement s'il y a réellement un manque d'eau. Si oui,
 - a. Déterminer le besoin en eau des 10 derniers jours. Le besoin en eau correspond à la somme cumulée du déficit ETP-ETR. Cette hauteur d'eau est multipliée par la surface irriguée pour obtenir un volume.
 - b. Le volume d'irrigation calculé est soutiré du VE de la retenue collinaire.

Limites de la modélisation

Certains aspects des processus liés aux retenues collinaires sont négligés en raison des contraintes imposées par la modélisation. Tout d'abord, les retenues collinaires sont considérées comme imperméables, c'est-à-dire qu'ils ne perdent pas d'eau vers la nappe. Toutefois, en raison de la structure d'HYDROTEL et de son sous-modèle BV3C, l'eau contenue dans le sol d'une UHRH doit obligatoirement être évacuée vers le tronçon en aval. Cela veut dire que l'eau souterraine recharge la retenue collinaire, mais pas l'inverse. Cela pourrait être vrai si par exemple l'eau issue du drainage souterrain était acheminée vers la retenue collinaire avec des sorties de drain munies d'un clapet anti-retour.

De plus, l'eau d'irrigation est retirée du bilan de masse. En réalité, il est possible qu'une partie de l'eau d'irrigation s'infiltré dans le sol ou ruisselle à la surface, ce qui modifierait le bilan hydrique sur le bassin versant.

5.5.2 Algorithme décisionnel pour l'emplacement des retenues collinaires sur le bassin versant

Puisqu'il n'existe pas à l'heure actuelle de retenues collinaires sur le bassin versant, le modélisateur bénéficie d'une certaine liberté quant à leur emplacement. Afin de proposer un scénario réaliste, des contraintes ont été établies et les retenues collinaires ont été placées sur le bassin versant selon ces contraintes. Elles sont détaillées au Tableau 8.

Tableau 8: Contraintes pour le choix de l'emplacement des retenues collinaires

Contrainte	Explication
1. La retenue collinaire ne doit pas être située sur le cours d'eau verbalisé	Au Québec, il est interdit, entre autres, de creuser ou modifier un cours d'eau, de même que d'y construire un barrage ou des digues. ³
2. La retenue collinaire doit être située sur un fossé de ferme existant	Les fossés de ferme sont des aménagements qui concentrent déjà les eaux de ruissellement, ce qui facilite la captation d'eau par la retenue collinaire. De plus, en aménageant la retenue collinaire sur un fossé de ferme, cela diminue la superficie cultivable perdue.
3. Une retenue collinaire doit pouvoir irriguer les champs situés sur ses rives gauche et droite. Une retenue collinaire doit donc pouvoir irriguer deux champs.	Puisque la retenue collinaire empiète sur les deux champs de part et d'autre du fossé, l'irrigation doit servir à irriguer ceux-ci. De cette façon, la production perdue par la réduction de la superficie cultivable est en partie compensée par l'accroissement de la productivité des superficies irriguées.
4. Seuls les fossés drainant plus de 50 000 m ² sont considérés pour l'aménagement d'une retenue collinaire	Plus la superficie drainée par le fossé est grande, plus la quantité d'eau de ruissellement captée est conséquente. En ne conservant que les fossés drainant plus d'une certaine aire, on maximise la quantité d'eau disponible dans les retenues collinaires pour l'irrigation. De plus, la quantité de sédiments décantée par la retenue collinaire sera d'autant plus grande que la quantité de ruissellement traitée est importante.

³ <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rives/agricole/index.htm>

5. Les champs irrigués par la retenue collinaire doivent être situés en entier à l'intérieur du bassin versant Cela simplifie le calcul du bilan d'eau sur le bassin versant.
-

Le seuil d'aire drainée à la contrainte 4 dans le Tableau 8 a été déterminé arbitrairement. Il a été choisi de façon à éliminer autant que possible les rigoles ou chemins préférentiels, de sorte qu'il ne subsiste que les fossés de fermes principaux. Un seuil de 50 000 m² a été retenu, ce qui correspond au double du seuil minimum utilisé pour tracer le réseau principal (25 000 m²). En appliquant les contraintes du Tableau 8, 14 emplacements pour des retenues collinaires ont été identifiés. Les champs adjacents qui seront irrigués par la retenue collinaire ont été délimités en utilisant les polygones de la BDCA. La Figure 29 présente l'emplacement des 28 champs sélectionnés pour l'irrigation. Les numéros permettent de faire correspondre les champs irrigués aux 14 retenues collinaires qui seront disposés sur les fossés de ferme et entre les parcelles irriguées.

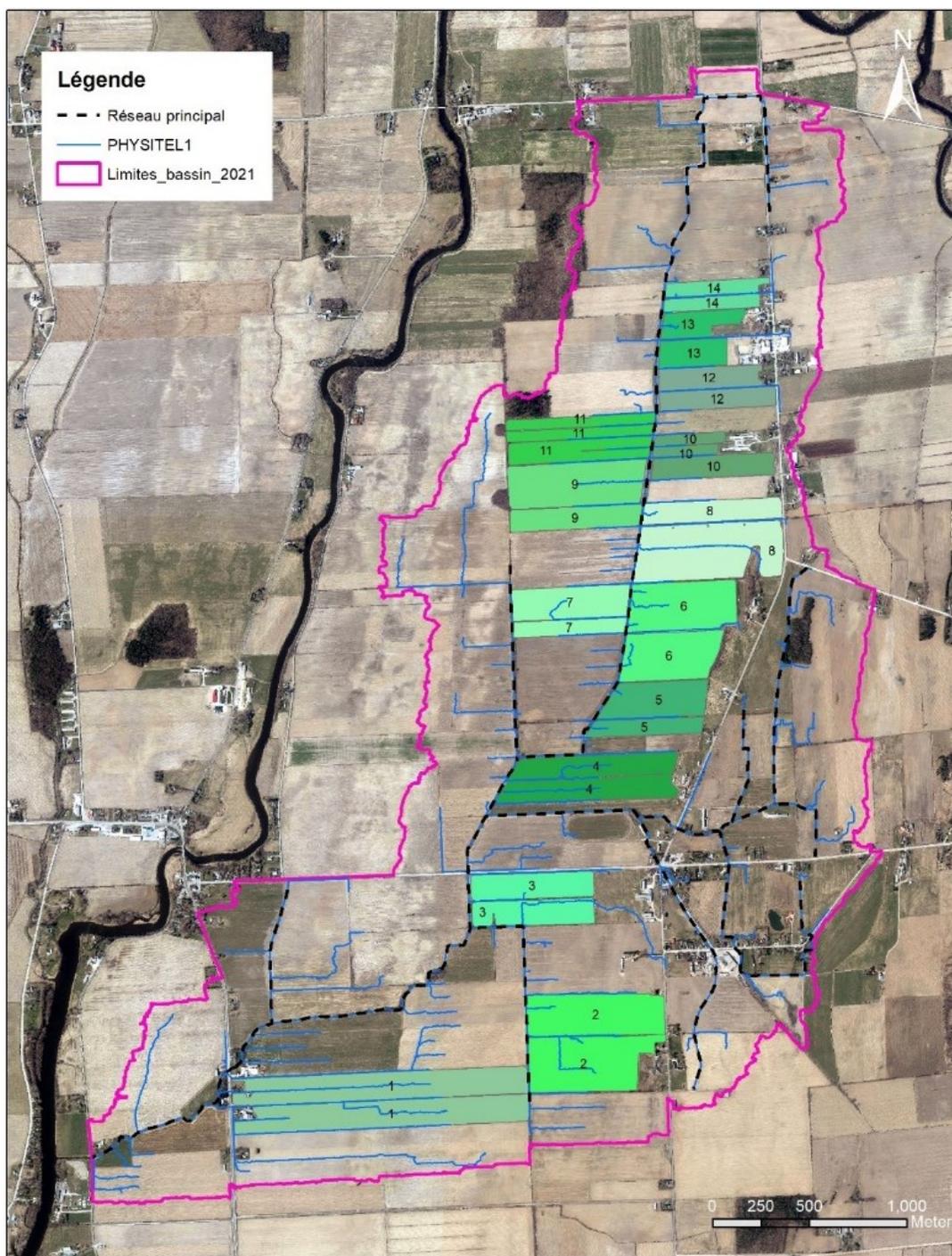


Figure 29: Parcelles irriguées par les 14 retenues collinaires.

Les retenues collinaires seront situées entre deux parcelles ayant le même numéro. Les différentes teintes de vert ne servent qu'à différencier les groupes de parcelles irriguées entre eux. PHYSITEL 1 (en bleu) représente le réseau déterminé à partir du seuil d'accumulation.

5.5.3 Dimensionnement des retenues collinaires selon le besoin en eau des cultures

En plus de servir de bassin de sédimentation, il est anticipé que les retenues collinaires puissent servir de réservoir d'eau de ruissellement pour irriguer les cultures lors de périodes sèches. Il semble donc logique de dimensionner ces ouvrages selon le besoin en eau des cultures. Puisque le soya et le maïs sont les deux cultures dominantes du bassin, le dimensionnement sera fait selon le besoin en eau le plus grand de ces deux cultures. La méthode utilisée pour définir le besoin en eau des cultures pour le dimensionnement des retenues collinaires sur le bassin Castor est celle recommandée par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Selon cette méthode, Le besoin en eau des cultures (ET_c) peut être approximé grossièrement en multipliant l'évapotranspiration de référence (ET_o) par un coefficient k_c propre à chaque culture (Allen *et al.*, 1998) :

Équation 17: Besoin en eau potentiel des cultures selon la méthode proposée par la FAO

$$ET_c = k_c ET_o$$

Cette formulation pour le besoin en eau potentiel des cultures suggère une méthode en deux étapes :

1. Définir le coefficient de culture k_c
2. Définir l' ET_o pour la période de croissance

Les paragraphes suivants détaillent le fonctionnement et l'obtention du coefficient de culture k_c de même que la méthode pour le calcul de l' ET_o . Le calcul de l' ET_c à partir de ces coefficients est ensuite présenté, puis le dimensionnement des retenues collinaires est fait en prenant en compte le besoin en eau des cultures.

Coefficient de culture K_c

Le coefficient k_c permet de relier l'évaporation potentielle d'un type de culture en particulier à l'évaporation potentielle d'une culture de référence (typiquement du gazon ou de la luzerne). Ce coefficient varie selon le stade de croissance de la culture. Le modèle de croissance par segments linéaires proposé par la FAO est simple et largement utilisé. Son principe repose sur l'établissement de quatre phases de croissance :

1. La période initiale
2. La période de développement
3. La période de mi-saison
4. La période tardive

Pour construire la courbe de croissance, il suffit de connaître la durée de chaque période de même que les valeurs de k_c pour la période initiale, de développement et au moment de la récolte, puis de relier ces valeurs par des segments linéaires. La Figure 30 présente un exemple d'un tel modèle. On peut voir la présence de deux plateaux, la période initiale et de mi-saison, qui sont reliées entre elles par un segment linéaire traduisant un besoin croissant en eau. Après la période de mi-saison, le besoin en eau diminue linéairement jusqu'à la récolte.

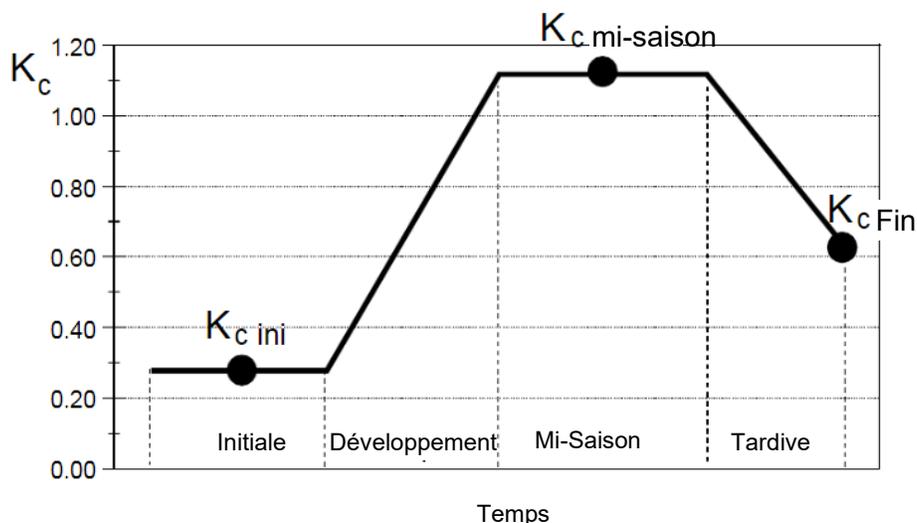


Figure 30: Exemple de courbe de croissance proposée par la FAO pour une culture donnée (adapté d'Allen et al. (1998))

Il existe des valeurs moyennes de k_c qui permettent de modéliser le besoin en eau des cultures à l'échelle du bassin versant. Les valeurs de k_c et de durée des périodes proposées par l'American Society of Civil Engineers (Jensen & Allen, 2016) pour les deux cultures dominantes du bassin sont présentées aux Tableaux 9 et 10 respectivement. Une fois ces courbes obtenues, il suffit de multiplier les coefficients k_c par l' ET_0 pour la période en cours afin de connaître la demande en eau de la culture pour la période totale étudiée. Le calcul de l' ET_0 pour le bassin Castor est détaillé au prochain paragraphe.

Tableau 9: Valeurs de K_c proposées par l'ASCE (Jensen & Allen, 2016)

Culture	$K_{C\ ini}$	$K_{C\ mi-saison}$	$K_{C\ tardif}$
Soya	0,4	1,15	0,5
Maïs-Grain	0,3	1,20	0,35

Tableau 10: Durées des stades de culture (en jours) proposées par l'ASCE (Jensen & Allen, 2016)

Culture	Période initiale	Période de développement	Période de mi-saison	Période tardive	Total
Soya	20	35	60	25	140
Maïs-Grain	30	40	50	50	170

Calcul de l' ET_0

L' ET_0 correspond à l'évapotranspiration potentielle d'une surface couverte d'une culture de référence, souvent de l'herbe, qui ne manque jamais d'eau. Deux méthodes de calculs pour l' ET_0 sont considérées pour le projet :

1. Les valeurs obtenues du logiciel *ET₀-Calculator* (Raes & Munoz, 2012) à partir des données de températures de la station d'ECCC Frelighsburg
2. Les valeurs fournies par le logiciel de planification de l'irrigation CROPWAT (Clarke *et al.*, 2001) à partir des données climatiques issues du logiciel *New_LocClim* (Grieser *et al.*, 2006).

Ces deux méthodes impliquent des logiciels produits par la FAO. Toutes deux utilisent l'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965) pour l'estimation de l'évapotranspiration.

Pour la première méthode, les données de températures minimale et maximale sur le bassin versant issues de la station météorologique de Frelighsburg et récupérées depuis l'interface d'HYDROTEL ont été fournies au logiciel *ET₀-Calculator*. Les données de vent et d'humidité relative ont été estimées par le logiciel à partir du climat aux coordonnées du bassin Castor. Cette méthodologie a été utilisée dans le sud de l'Ontario et a montré de bonnes estimations de l' ET_0 même avec seulement les données de température comme données observées (Sentelhas *et al.*, 2010).

Pour la seconde méthode, les données climatiques ont été récupérées et interpolées à l'aide du logiciel *New_LocClim*. Les stations météorologiques utilisées sont situées dans un rayon de 30 à 75 km du bassin. Afin de limiter tout biais lié à l'altitude des stations, celles qui étaient situées à une élévation supérieure à 200 m au-dessus de l'élévation du bassin Castor ont été retirées du jeu de données. À l'aide de ces données triées, les valeurs mensuelles d' ET_0 ont été déterminées avec le logiciel de planification d'irrigation CROPWAT.

Les valeurs d' ET_o issues de ces deux méthodes sont présentées au Tableau 11. Les valeurs issues d' ET_o -Calculator sont supérieures à celles calculées par CROPWAT pour tous les mois de l'année sauf pour le mois de novembre. En moyenne, annuellement, l' ET_o calculée par CROPWAT est inférieure de 133,1 mm comparativement à celle calculée par ET_o -Calculator. Étant donné la faible qualité des données d'entrée, le niveau de cohérence entre ces deux méthodes est assez bon avec des valeurs mensuelles et annuelles assez proches.

Tableau 11: ET_o mensuelle calculée avec ET_o -Calculator et CROPWAT

Mois	ET_o-Calculator	CROPWAT
	mm	mm
Janvier	15,0	7,4
Février	19,8	9,5
Mars	39,6	26,0
Avril	69,6	54,0
Mai	103,2	90,2
Juin	118,9	103,2
Juillet	126,4	119,7
Août	108,2	88,7
Septembre	78,2	57,0
Octobre	42,9	32,6
Novembre	24,0	31,5
Décembre	14,7	7,75
Total	760,6	627,6

Maintenant que les valeurs d' ET_o sont connues pour tous les mois de l'année, il ne reste seulement qu'à calculer le besoin en eau potentielle des cultures. Ce calcul est détaillé au paragraphe suivant.

Calcul de l' ET_c

Pour obtenir l' ET_c , il suffit d'appliquer l'Équation 17 avec les valeurs de K_c et d' ET_o correspondant au stade de croissance et à la période de l'année respectivement. On suppose que la saison de croissance commence le 1^{er} mai. Selon la durée des stades de croissance présentée au Tableau 10, la récolte peut s'effectuer à partir du 18 septembre et du 18 octobre pour le soya et le maïs respectivement. Le Tableau 12 présente les valeurs d' ET_c mensuelles moyennes du soya et du maïs selon que l' ET_o est calculée avec ET_o -Calculator ou CROPWAT. L' ET_c calculée avec les valeurs d' ET_o -Calculator est plus élevée qu'avec CROPWAT. L' ET_c du maïs est plus élevée que celle du soya en juillet, août et septembre, alors que la situation

inverse se produit en mai et en juin. Pour les deux cultures et les deux méthodes, le mois de juillet est le mois où le besoin potentiel en eau est le plus grand.

Tableau 12: ET_C du soya et du maïs selon le mode de calcul de l' ET_0 . La date de semis est fixée au 1^{er} mai.

Mois	Soya (<i>ET₀-Calculator</i>)	Soya (CROPWAT)	Maïs (<i>ET₀-Calculator</i>)	Maïs (CROPWAT)
	mm	mm	mm	mm
Mai	45	39	30	26
Juin	112	96	78	67
Juillet	146	138	147	139
Août	121	100	128	106
Septembre	36	24	70	51
Octobre	-	-	14	9
Total	459	396	468	399

Dimensionnement des retenues collinaires

Afin de faire un dimensionnement conservateur, la culture et le mois pour lesquels la demande en eau potentielle est la plus forte sont sélectionnés, soit le maïs pour le mois de juillet. La moyenne des deux méthodes (*ET₀-Calculator* et CROPWAT) est prise, pour un besoin en eau potentiel de 143 mm. Afin d'obtenir le besoin net en irrigation, il faut soustraire à cette valeur l'apport en eau par les précipitations. Le besoin net en irrigation s'exprime ainsi :

Équation 18: Besoin en irrigation

$$BI = ET_C - P$$

Où

BI : le besoin en irrigation (mm) et

P : la précipitation (mm).

Puisque l'agriculture pluviale est présentement pratiquée, il serait inutile de faire le dimensionnement selon la précipitation mensuelle moyenne. Il semble plus judicieux de se baser sur une fréquence de précipitation inférieure qui reflète mieux les conditions de sécheresse. Le choix d'une fréquence de précipitation fait intervenir une notion de compromis entre le risque de manquer d'eau pendant un été donné et les surcoûts associés à un surdimensionnement de la retenue collinaire. Une analyse économique permettrait d'évaluer le dimensionnement qui permet d'optimiser le coût de construction avec les coûts d'opportunités reliés à la baisse de productivité des cultures par manque d'eau. Une telle analyse sort toutefois

de la portée de ce mémoire. Pour les fins de démonstration de la méthode, une hauteur de précipitation correspondant au quartile inférieur des précipitations pour le mois de juillet est sélectionnée. Les données météorologiques pour cette analyse proviennent de la station d'ECCC de Philipsburg (1950-2015), qui est plus près du bassin et dont la série temporelle est plus longue que la station Frelighsburg utilisée pour la modélisation (mais dont le pas de temps est journalier, voir annexe 10.4 pour les détails). Les données journalières sont agrégées pour les mois où au moins 90% des données sont disponibles (autrement dit, un maximum de trois jours sans donnée par mois est toléré). Les mois de juillet pour 64 années sont ainsi conservés, pour un premier quartile de précipitation mensuelle égal à 67 mm. Autrement dit, les précipitations seront inférieures à 67 mm en juillet lors d'une année sur quatre. La Figure 31 traduit graphiquement le besoin en eau devant être comblé par l'irrigation selon une précipitation mensuelle correspondant au premier quartile. On peut remarquer que même avec des précipitations moyennes, le besoin en eau du maïs tel que calculé n'est pas atteint. Cela peut indiquer que le plein potentiel de croissance n'est pas atteint en moyenne ou que le besoin en eau du maïs tel que calculé est surestimé.

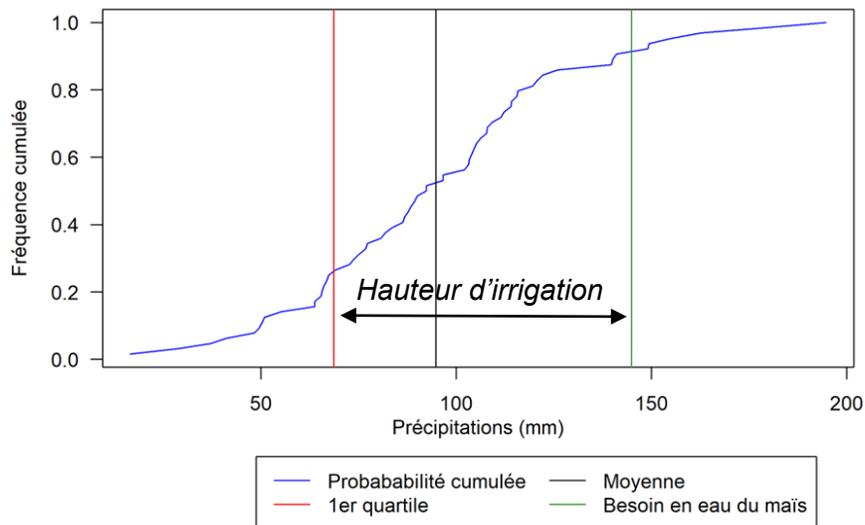


Figure 31: Fréquence cumulée des précipitations totales pour le mois de juillet, hauteur de précipitation correspondant au premier quartile, moyenne et besoin en eau du maïs tel que calculé

En appliquant l'Équation 18 avec les valeurs d' ET_C et de précipitations précédemment déterminées, on obtient un besoin en irrigation de ~ 75 mm. Cette hauteur d'irrigation est celle qui est utilisée pour faire le dimensionnement des retenues collinaires.

Afin de prendre en compte les pertes en eau lors de l'irrigation dues par exemple à l'évaporation et au ruissellement, une efficacité d'irrigation est appliquée à la hauteur d'irrigation requise par les cultures. Pour de l'irrigation par aspersion, la FAO propose une valeur d'efficacité de 75% (Brouwer *et al.*, 1989). La hauteur d'irrigation requise par les plantes doit donc être divisée par cette efficacité pour obtenir la hauteur d'irrigation totale qui doit être appliquée.

Le volume d'eau correspondant à la hauteur d'irrigation est obtenu en multipliant cette dernière par la surface irriguée (Équation 19). La surface irriguée correspond à l'aire des parcelles identifiées à la Figure 29 dont l'empreinte de la retenue collinaire correspondante a été soustraite.

Équation 19: Calcul du volume d'irrigation

$$V_{irrig} = \frac{h_{irrig}}{EI} (AP_{irrig} - S_{Collinaire})$$

Où

V_{irrig} : le volume d'irrigation (m³),

h_{irrig} : la hauteur d'irrigation (m),

EI : l'efficacité d'irrigation (0-1)

AP_{irrig} : l'aire des parcelles irriguées (m²) et

$S_{Collinaire}$: la surface de la retenue collinaire (m²).

La surface de la retenue collinaire est obtenue en divisant le volume d'irrigation par la profondeur de la retenue collinaire. Selon le ministère de l'Agriculture des États-Unis, les retenues agricoles situées dans le Nord-est américain (région limitrophe à celle du bassin Castor) devraient avoir une profondeur minimale de 1,8 à 2,1 m afin de limiter les pertes par évaporation (USDA, 1997). Afin d'étudier l'impact de la profondeur sur l'évolution du niveau d'eau dans les retenues collinaires, deux profondeurs sont testées, soit 2 et 3 m.

Puisque la surface irriguée dépend de l'empreinte de la retenue collinaire sur celle-ci et que l'empreinte de la retenue collinaire dépend de la surface irriguée, il n'est pas possible de trouver de solution analytiquement. Le Solver d'Excel est donc utilisé pour faire varier l'aire de la retenue collinaire jusqu'à ce que la hauteur d'irrigation visée soit atteinte.

Le volume et la surface des retenues collinaires correspondant aux surfaces irriguées pour des profondeurs de 2 et 3 m sont présentés aux Tableaux 13 et 14 respectivement. La surface occupée par les retenues collinaires représente 4,8% des parcelles irriguées lorsque la profondeur est de 2 m, alors qu'elle représente en 3,3% lorsque la profondeur est de 3 m. Le volume des retenues collinaires est compris entre 6 981 et 39 495 m³ pour une profondeur de 2 m et entre 7 094 et 40 132 m³ pour une profondeur de 3 m. Pour une même parcelle irriguée, les retenues collinaires dont la profondeur est de 3 m ont des volumes d'irrigation plus grands que ceux dont la profondeur est de 2 m. Cela s'explique par le fait que plus la retenue collinaire est profonde, plus sa surface est petite. Comme on retire la surface de la retenue collinaire de la parcelle irriguée, plus la surface de la retenue collinaire est petite et plus la surface à irriguer est grande, d'où un volume d'irrigation plus grand.

Tableau 13: Volumes d'irrigation et surfaces de retenue collinaire correspondant aux surfaces irriguées pour des retenues collinaires de 2 m de profondeur.

# retenue collinaire	Profondeur	h_{irrig}	EI	$h_{irrig\ tot}$	AP_{irrig}	$S_{collinaire}$	$(AP_{irrig} - S_{collinaire})$	V_{irrig}
	m	mm	%	mm	ha	ha	ha	m ³
1	2	75	75	100	41,5	2,0	39,5	39495
2	2	75	75	100	31,7	1,5	30,2	30200
3	2	75	75	100	16,1	0,8	15,4	15362
4	2	75	75	100	19,4	0,9	18,4	18429
5	2	75	75	100	14,3	0,7	13,6	13590
6	2	75	75	100	25,3	1,2	24,1	24105
7	2	75	75	100	14,5	0,7	13,8	13829
8	2	75	75	100	28,3	1,3	26,9	26933
9	2	75	75	100	23,2	1,1	22,1	22095
10	2	75	75	100	10,9	0,5	10,4	10381
11	2	75	75	100	16,4	0,8	15,6	15610
12	2	75	75	100	11,8	0,6	11,3	11257
13	2	75	75	100	9,5	0,5	9,1	9076
14	2	75	75	100	7,3	0,3	7,0	6981

Tableau 14: Volumes d'irrigation et surfaces de retenue collinaire correspondant aux surfaces irriguées pour des retenues collinaires de 3m de profondeur.

# retenue collinaire	Profondeur	h_{irrig}	EI	$h_{irrig\ tot}$	AP_{irrig}	$S_{collinaire}$	$(AP_{irrig} - S_{collinaire})$	V_{irrig}
	m	mm	%	mm	ha	ha	ha	m ³
1	3	75	75	100	41,5	1,3	40,2	40132
2	3	75	75	100	31,7	1,0	30,7	30687
3	3	75	75	100	16,1	0,5	15,6	15610
4	3	75	75	100	19,4	0,6	18,8	18726
5	3	75	75	100	14,3	0,5	13,8	13810
6	3	75	75	100	25,3	0,8	24,5	24494
7	3	75	75	100	14,5	0,5	14,0	14052
8	3	75	75	100	28,3	0,9	27,4	27368
9	3	75	75	100	23,2	0,7	22,5	22452
10	3	75	75	100	10,9	0,4	10,5	10548
11	3	75	75	100	16,4	0,5	15,9	15861
12	3	75	75	100	11,8	0,4	11,4	11439
13	3	75	75	100	9,5	0,3	9,2	9223
14	3	75	75	100	7,3	0,2	7,1	7094

Les retenues collinaires des Tableaux 13 et 14 sont représentées sur le bassin versant aux Figures 32 et 33. La longueur des retenues collinaires est équivalente à la longueur des fossés sur lesquels ils sont placés. La largeur quant à elle dépend de la surface de la retenue collinaire. La surface des retenues collinaires de 2 m de profondeur est plus grande que celle des retenues collinaires de 3 m de profondeur, bien que la différence soit difficilement visible à cette échelle. En termes d'aire drainée, les retenues collinaires de 2 m de profondeur permettent la captation des eaux pour une portion de territoire de 147 ha, alors que pour les retenues collinaires de 3 m cette superficie est de 146 ha. Les UHRH tributaires aux retenues

collinaires sont représentées à la Figure 34. Comme elles étaient très similaires pour les deux profondeurs, seule la carte des retenues collinaires de 2 m est présentée.

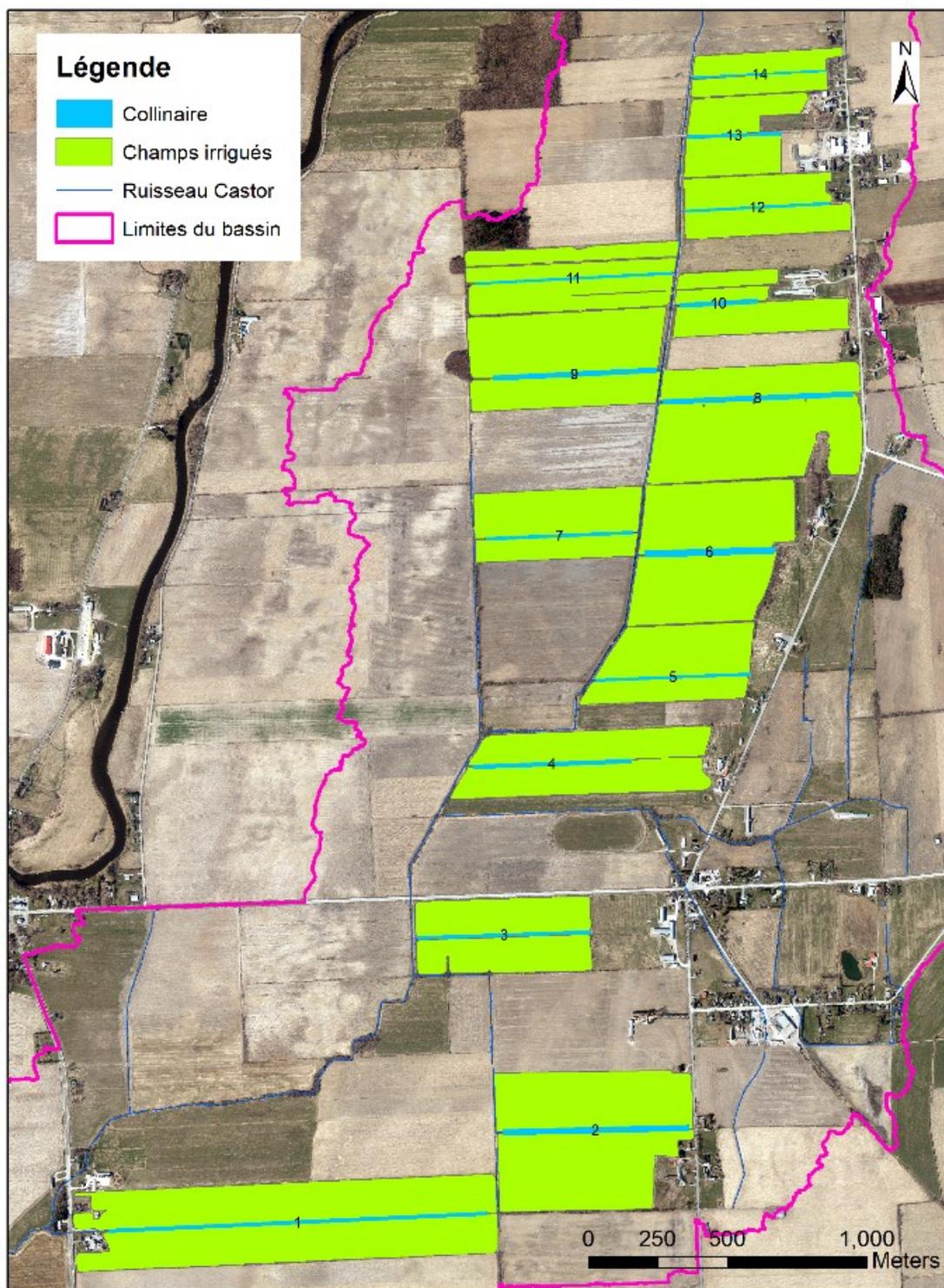


Figure 32: Représentation sur le bassin versant des retenues collinaires de 2 m de profondeur

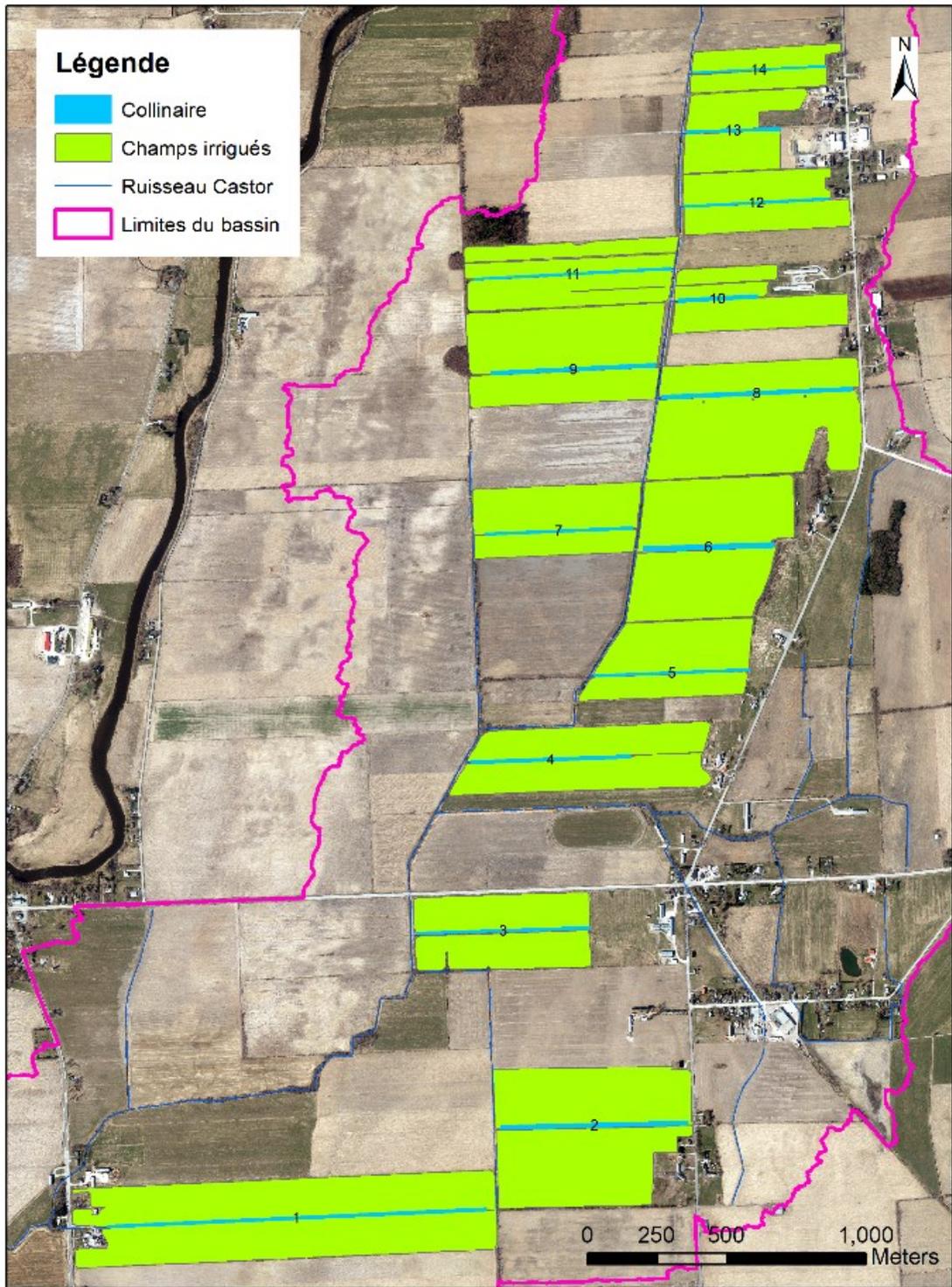


Figure 33: Représentation sur le bassin versant des retenues collinaires de 3 m de profondeur

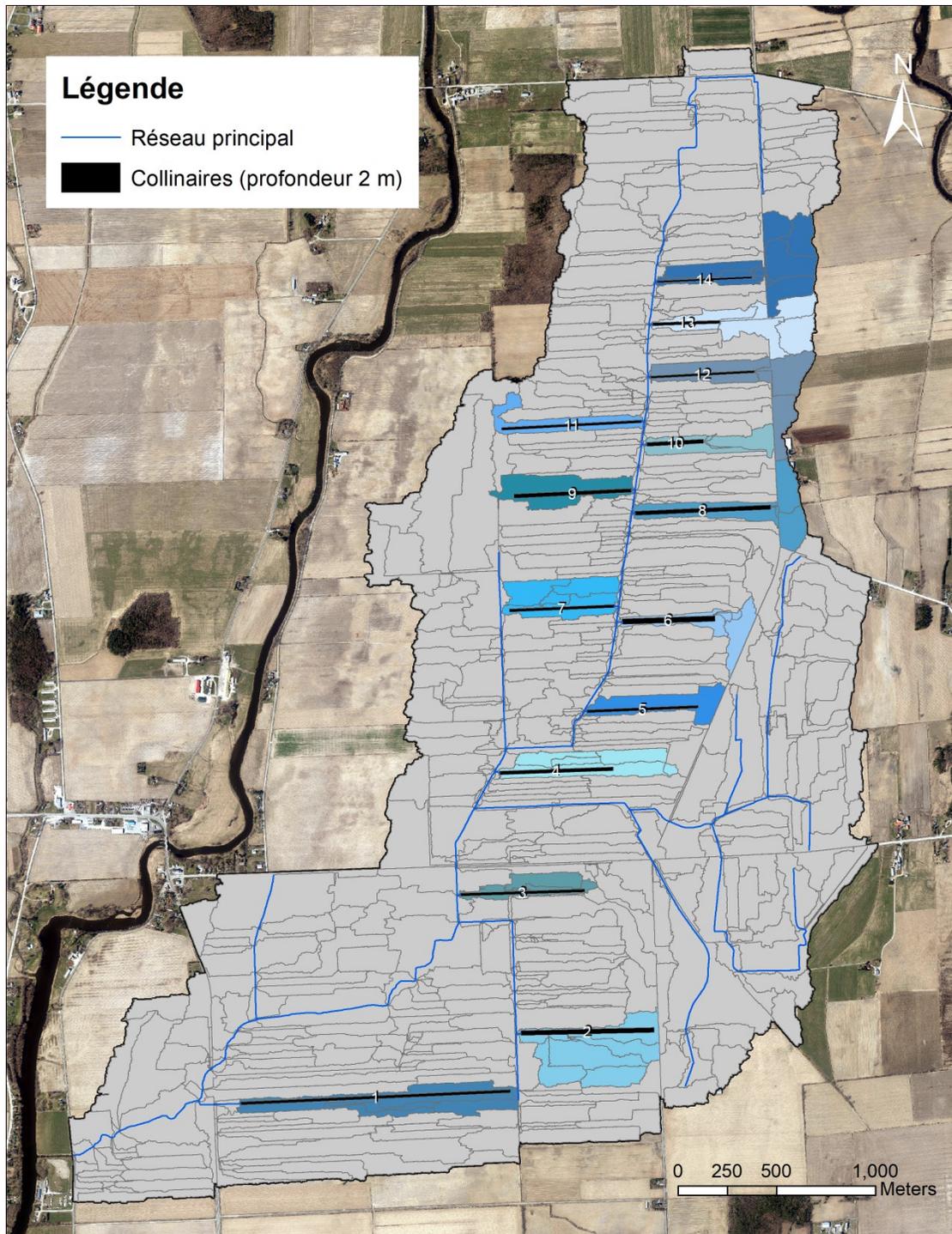


Figure 34: UHRH tributaires des retenues collinaires.

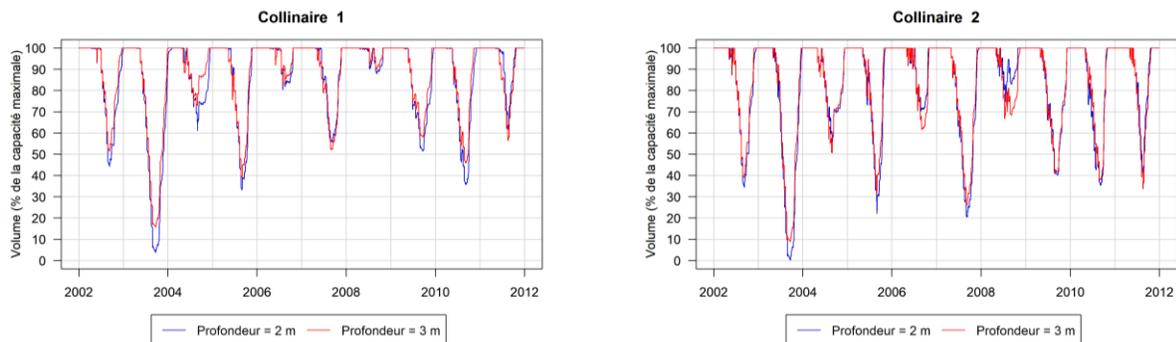
Les différentes teintes de bleu permettent de différencier les aires tributaires les unes des autres

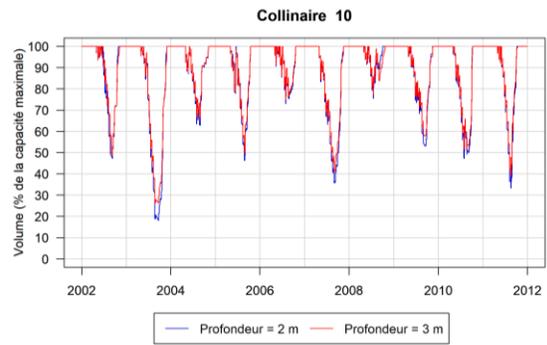
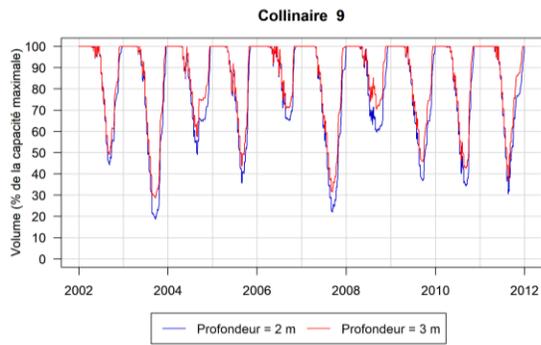
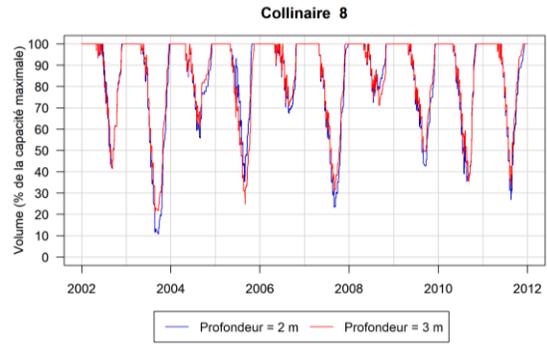
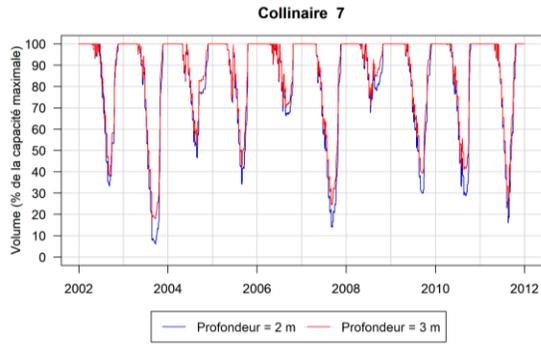
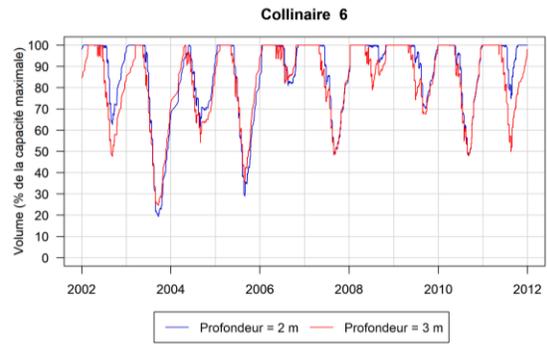
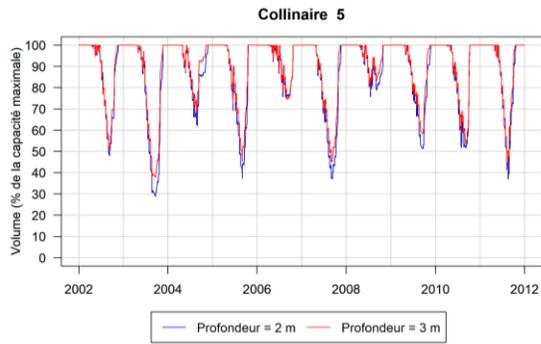
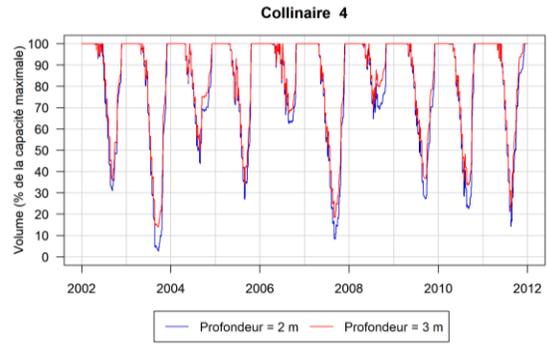
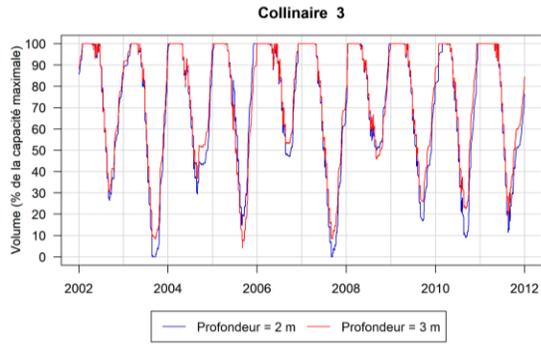
5.5.4 Simulation hydrologique du bassin versant avec les retenues collinaires

La simulation hydrologique du bassin versant avec les retenues collinaires est effectuée avec HYDROTEL et le nouveau module de retenue collinaire précédemment intégré. Afin d'éviter de débiter la simulation avec des retenues collinaires vides, la première année de simulation est répétée deux fois. Cela permet d'obtenir des conditions initiales réalistes. Dans un premier temps, la dynamique de remplissage et de vidange des retenues collinaires est évaluée. Dans un second temps, l'impact des retenues collinaires sur l'hydrogramme du ruisseau est analysé.

Évolution de la quantité d'eau dans les retenues collinaires

L'évolution du volume d'eau dans les retenues collinaires relativement à leur capacité maximale est présentée à la Figure 35. Il est tout d'abord possible d'y observer que les creux sont presque toujours de plus faible amplitude dans le cas des retenues collinaires plus profondes. Cela est dû à leur plus petite surface qui permet de limiter les pertes par évaporation. Il est également possible d'observer que l'amplitude des variations du volume emmagasiné diffère grandement d'une retenue collinaire à l'autre. Certaines retenues collinaires se vident presque entièrement lors de certaines années. C'est le cas par exemple des retenues collinaires 1, 2, 3, 4, 7 et 8. D'autres retenues collinaires sont presque toujours à capacité maximale. C'est le cas des retenues 12, 13 et 14. Cela veut dire que ces dernières reçoivent assez d'eau des UHRH et des tronçons en amont pour être rechargés entre deux prélèvements pour l'irrigation.





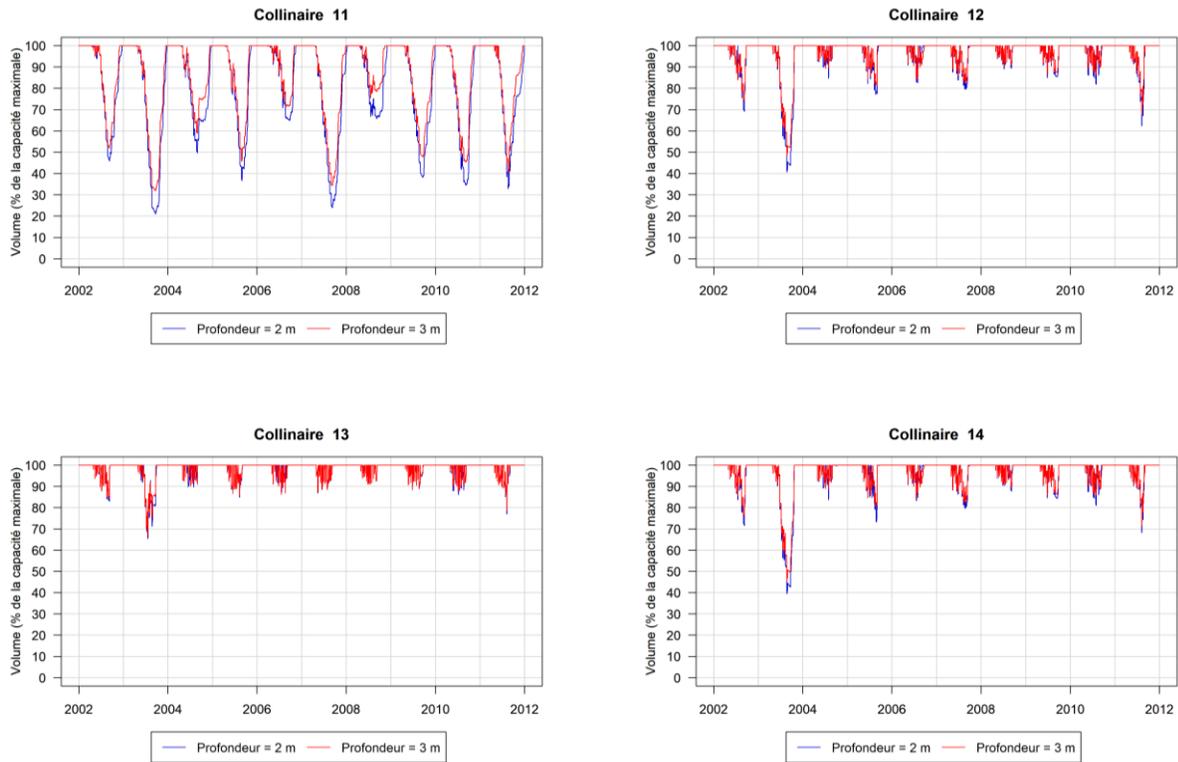


Figure 35: Évolution du volume d'eau dans les retenues collinaires

Ce qui détermine principalement la capacité de recharge d'une retenue collinaire est la superficie drainée. Ce fait est observable à la Figure 36 qui présente la relation entre la quantité d'eau moyenne dans la retenue collinaire et le rapport entre la surface de la retenue collinaire et son aire tributaire. Les retenues collinaires 12, 13 et 14, dont le volume est près de la capacité maximale la majorité du temps, forment un groupe distinct avec une aire tributaire proportionnellement plus grande que pour les autres retenues collinaires.

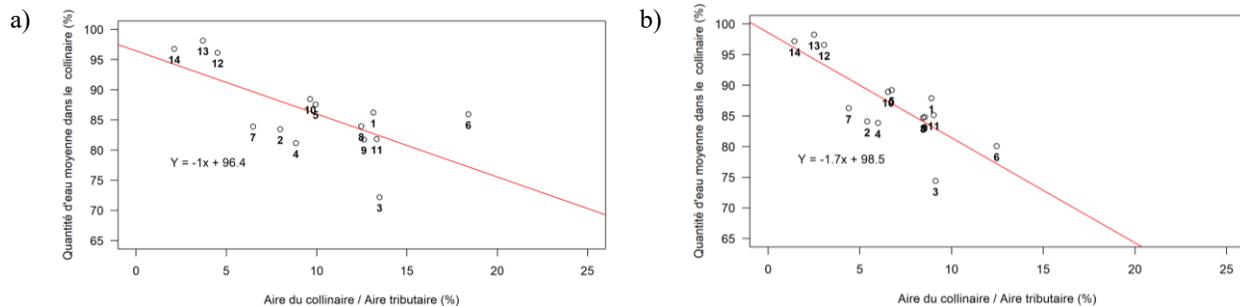


Figure 36: Quantité moyenne d'eau dans les retenues collinaires (exprimée en pourcentage de la capacité maximale) selon le rapport entre la superficie du retenue collinaire et l'aire tributaire. La figure (a) est pour les retenues collinaires d'une profondeur de 2 m et la figure (b) pour une profondeur de 3 m. Les chiffres permettent de relier les points au numéro de la retenue collinaire.

À la lumière des résultats des figures 35 et 36, deux constats peuvent être émis.

Le premier est que les retenues collinaires dans l'ensemble semblent être légèrement surdimensionnées. Elles ont été dimensionnées dans l'optique de pouvoir subvenir à 100% de la demande en eau lors de trois étés sur quatre. Sur les 10 ans de simulations, on devrait donc s'attendre à voir les retenues collinaires se vider lors de deux à trois étés. Les retenues collinaires 3, 4 et 7 se rapprochent de cette statistique, avec des volumes d'eau inférieurs à 20% de la capacité maximale qui surviennent lors de 2 ou 3 années selon les cas. Pour les autres retenues collinaires cependant, le niveau descend sous la barre des 20 % lors d'un été ou moins. Les retenues collinaires 12, 13 et 14 représentent des cas extrêmes pour lesquels le niveau d'eau ne descend jamais sous la barre des 40%. Ce constat offre des perspectives d'amélioration du dimensionnement des retenues collinaires par la prise en compte de l'aire tributaire sur le rechargement de celles-ci. Il faut toutefois faire attention au fait que dans l'état actuel du modèle, les retenues collinaires sont rechargées par la nappe. Dans la réalité, le rechargement des retenues collinaires par la nappe devrait être minime puisque ces dernières devraient être étanches. De plus, la majeure partie des parcelles du bassin sont dotées de système de drainage souterrain. Tel que mentionné plus haut, l'exception à cette règle serait la présence de drains souterrains qui se déverseraient dans la retenue collinaire. De plus, 10 années de simulations représentent un échantillon assez faible pour se prononcer de manière définitive sur la période de retour de la vidange complète des retenues collinaires.

Le second constat est que la profondeur de la retenue collinaire a un impact non négligeable sur l'évolution du volume d'eau retenu. En effet, lors des creux les plus prononcés, le volume d'eau emmagasiné dans les retenues collinaires de 3 m de profondeur est d'environ 10% supérieur au volume d'eau retenu dans celles de 2 m de profondeur. Ce phénomène est moins marqué pour les retenues collinaires dont le volume varie peu, comme c'est le cas pour les retenues collinaires 12 à 14.

Impacts des retenues collinaires sur l'hydrogramme du ruisseau au Castor

La modélisation hydrologique permet d'anticiper l'impact des retenues collinaires sur les débits du ruisseau au Castor. La Figure 37 présente l'hydrogramme des débits simulés avec la modélisation sans retenue collinaire et avec des retenues collinaires d'une profondeur de 2 m. Le choix de présenter la simulation avec les retenues collinaires d'une profondeur de 2 m plutôt que 3 m est arbitraire puisque l'impact sur l'hydrogramme est identique. Afin de mesurer l'impact cumulé de toutes les retenues collinaires, le tronçon sélectionné correspond au tronçon du ruisseau au Castor situé directement en aval de la retenue collinaire 1, à 750 m de l'exutoire

du bassin. Il est possible d'observer que les débits moyens simulés avec la présence de retenues collinaires sont soit équivalents, soit légèrement inférieurs aux débits moyens simulés sans retenue collinaire. Une différence plus appréciable est toutefois présente pour les débits correspondant au 90^e percentile. Les pointes de débits sont en effet plus faibles dans le cas des débits simulés avec la présence de retenues collinaires. Cela s'explique par le fait que les retenues collinaires agissent comme un tampon qui permet d'absorber une partie des crues avant de se remplir complètement et d'évacuer l'excédent vers le milieu récepteur. La différence entre les deux simulations, autant pour les débits moyens que pour les débits correspondant au 90^e percentile, est presque nulle lors de la fonte, soit du début du mois de mars à fin du mois d'avril. La raison est que les retenues collinaires se remplissent à l'automne alors que l'irrigation est à l'arrêt. Ainsi, lors de la fonte, les retenues collinaires sont déjà pleines et leur comportement est alors similaire du point de vue de la modélisation à un tronçon normal de cours d'eau. Finalement, le 10^e percentile est équivalent dans les deux simulations. Cela laisse présager que la présence de retenue collinaire aurait un impact réduit sur la sévérité des débits d'étiage.

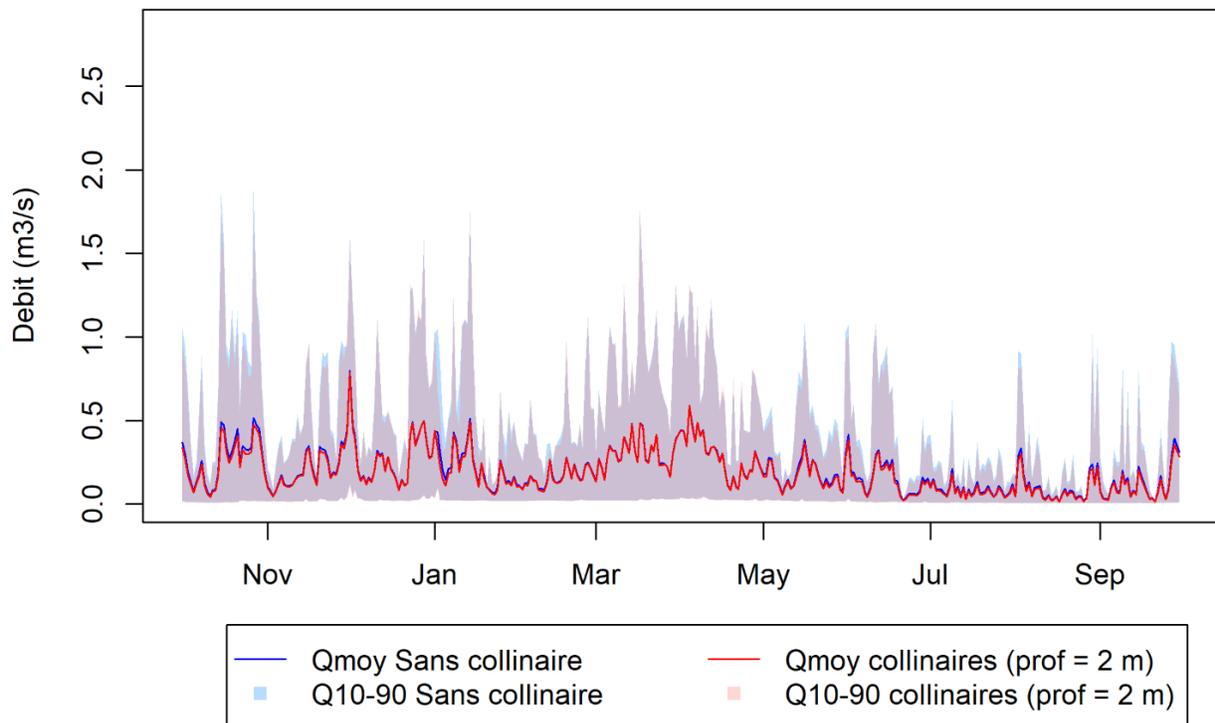


Figure 37: Hydrogramme annuel des débits moyens et des débits correspondant aux 10^e et 90^e percentiles pour les simulations sans retenues collinaires et avec des retenues collinaires d'une profondeur de 2 m. La période considérée s'étend du 1er octobre 2002 au 30 septembre 2011.

Le fait que la capacité de tamponner les crues des retenues collinaires soit limitée au printemps offre la perspective d'une gestion améliorée des retenues collinaires. Ces dernières pourraient être vidangées à l'automne, juste avant d'être gelées, afin de faire de la place pour retenir une partie des eaux de fonte. Afin de mieux représenter la diminution relative du débit provoquée par les retenues collinaires, le ratio entre les débits à l'exutoire avec les retenues collinaires (2 m de profondeur) et sans retenue collinaire a été représenté à la Figure 38. Une moyenne mobile sur 7 jours a été appliquée afin de lisser la courbe et l'année 2002 a été retirée afin d'observer le modèle à l'équilibre. Le 1^{er} mai de chaque année est identifié, date à laquelle les prélèvements en eau pour l'irrigation peuvent avoir lieu (et ce jusqu'au 31 août) selon le déficit hydrique des plantes. La majeure partie du temps, les débits dans la simulation avec retenues collinaires sont plus faibles que dans la simulation sans retenue collinaire. À chaque année, un creux peut être observé durant les mois de mai à octobre environ. Durant ces creux, le débit à l'exutoire dans la simulation avec les retenues collinaires représente entre environ 85 et 90% du débit sans retenue collinaire.

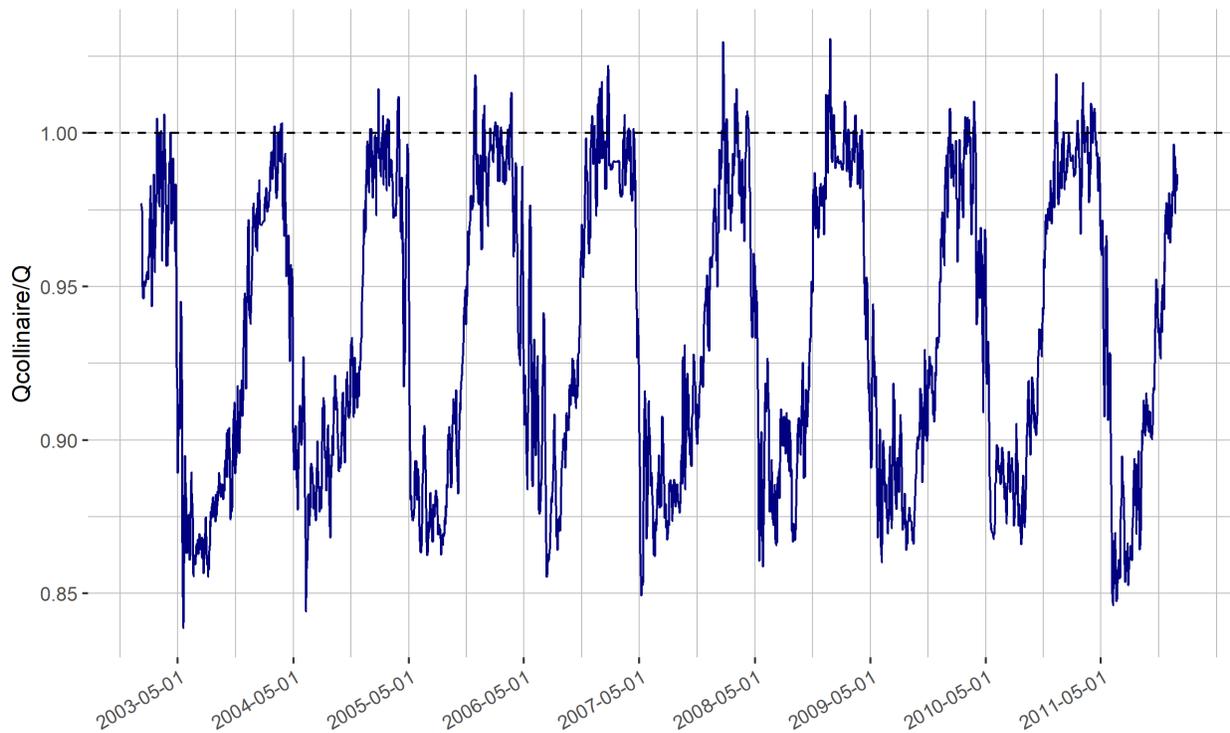


Figure 38: Rapport du débit à l'exutoire avec les retenues collinaires de 2 m de profondeur sur le débit à l'exutoire sans retenue collinaire pour la période 2003-2011.

La ligne pointillée indique un rapport de 1 (le débit simulé avec les retenues collinaires est identique à celui sans retenue collinaire). Une moyenne mobile sur 7 jours a été appliquée aux débits.

5.6 Modélisation de l'érosion avec GerosM

Tel que décrit à la section 3.4, GerosM est basé en grande partie sur l'équation universelle de pertes de sols révisée (RUSLE). La production de sédiments est ensuite acheminée au cours d'eau avec l'équation modifiée de Yalin. Les sous-sections suivantes présentent les équations et les paramètres utilisés pour chacun des processus pris en compte.

5.6.1 Facteur R (pluviosité et ruissellement)

Le facteur d'érosivité des précipitations (R) est le principal facteur de ce modèle. GerosM distingue deux processus pour ce facteur : l'érosion causée par l'énergie cinétique des précipitations (premier terme de l'équation) et l'érosion causée par le ruissellement (second terme de l'équation) :

Équation 20: Équation du facteur d'érosivité des précipitations et du ruissellement

$$R_{tj} = 0.5 R_{pj} + 0.5 c Q_j q_{pj}^{0.333}$$

Où

R_{tj} : l'érosivité totale journalière sur l'UHRH (MJ mm/ ha hr),

R_{pj} : l'érosivité journalière des précipitations sur l'UHRH (MJ mm/ ha hr),

c : le coefficient d'ajustement (MJ mm/ ha hr),

Q_j : la hauteur de la lame d'eau journalière sur l'UHRH (mm) et

q_{pj} : le débit de pointe journalier sur l'UHRH (mm/hr).

On obtient R_{pj} avec la relation

$$R_{pj} = a P_j^b$$

Où

P_j : les précipitations journalières sur l'UHRH (mm)

a : un coefficient d'ajustement (MJ / ha hr)

b : un coefficient d'ajustement (-).

Le coefficient *b* peut prendre une valeur moyenne de 1,81. Le coefficient *a* varie spatialement et temporellement de façon importante. Il est possible de déterminer numériquement la valeur du coefficient *a* à partir de la méthodologie proposée par Selker et Haith (1990). Villeneuve et al. (1998) ont calculé cette valeur en hiver (*af*) et en période non hivernale (*ac*) pour quelques endroits du Québec. Elles sont indiquées au Tableau 15. Les valeurs hivernales sont plus faibles pour prendre en compte la diminution de l'érodibilité d'un sol gelé.

Tableau 15: Valeurs du coefficient *a* en période hivernale (*af*) et non hivernale (*ac*)

	<i>af</i>	<i>ac</i>
Montréal	0,099	0,191
Trois-Rivières	0,063	0,124
Québec	0,074	0,137
Sherbrooke	0,107	0,184

Le calcul du coefficient *a* est complexe et nécessite une longue série de données météorologiques. Par souci de simplicité, les coefficients *a* correspondants à la ville de Sherbrooke, indiqués au Tableau 15, sont utilisés pour le bassin Castor en raison de la similitude du climat entre les deux endroits.

5.6.2 Facteur d'érodabilité *K*

La relation utilisée dans GIBSI pour le calcul du facteur *K* est présentée à l'Équation 21 (Villeneuve *et al.*, 1998). Cette équation est adaptée des travaux de Wischmeier et Smith (1978) et de Foster *et al.* (1981).

Équation 21: Érodabilité annuelle moyenne du sol

$$k_a = \frac{((2.1(SL(100 - AR))^{1.14} \cdot 10^{-4} \cdot (12 - MO) + 3.25(cs - 2) + 2.5(cp - 3)))}{100} \cdot 0.1317$$

Où

k_a : l'érodabilité annuelle moyenne du sol (t hr / MJ mm),

SL: le % de sable très fin et de limon du sol (*SF+IL*),

SF : le % de sable très fin $((\%SA)^{0.576} \cdot (\%AR)^{0.06})$,

IL : le % de limon du sol,

SA : le % de sable du sol,

AR : le % d'argile du sol,

MO : le % de matière organique du sol ($\%CO \cdot 1.72$, max 4% et où CO = le % de carbone organique du sol),

cs : le code de structure du sol et

cp : le code de perméabilité du sol.

Les données sur la composition du sol proviennent du Service d'information sur les sols du Canada (SISCan). Les codes de structure et de perméabilité du sol pour les principales classes texturales sont issus du guide d'adaptation de l'équation de RUSLE pour le Canada (Wall *et al.*, 2002). Les figures de référence permettant de les obtenir sont présentées aux Figures 60 et 61 de l'annexe 10.8. Selon la composition du sol, le facteur *K* doit être ajusté à l'aide de relations empiriques. Le lecteur est invité à se référer au rapport de Villeneuve *et al.* (1998) pour les détails de ces ajustements.

Les facteurs *K* obtenus en appliquant l'Équation 21 pour les trois types de sol du bassin versant sont présentés au Tableau 16. Ces facteurs ont été corrigés selon les ajustements présentés dans Villeneuve *et al.* (1998). Les noms des sols permettent de relier le type de sol à son emplacement géographique et ainsi d'obtenir sa composition texturale à partir de bases de données comme celle offerte par SISCan.

Tableau 16: Valeurs du facteur *K* pour les types de sols du bassin versant

Type de Sol	Nom du sol	Valeur du facteur <i>K</i> t hr / MJ mm
Loam argileux	Sainte-Rosalie	0,024
Loam sablo-argileux	Bedford	0,031
Loam sableux	Saint-Sébastien	0,012

5.6.3 Facteur d'inclinaison (LS)

Le facteur d'inclinaison prend tout simplement en compte la pente moyenne de l'UHRH et la longueur de la pente. À défaut de pouvoir déterminer une longueur de pente propre à chaque UHRH, une valeur fixe de 100 m est utilisée. Cette valeur est celle utilisée dans de précédents projets avec GIBSI (ex. Rousseau *et al.* (2016)). L'impossibilité de pouvoir déterminer une longueur de pente propre à chaque UHRH avec PHYSITEL constitue une limite de la modélisation.

La valeur du facteur LS est obtenue par la relation exprimée à l'Équation 22 (Villeneuve *et al.*, 1998). Ces relations sont adaptées de McCool *et al.* (1987) et McCool *et al.* (1989).

Équation 22: Calcul du facteur LS

$$LS = \begin{cases} \left(\frac{l}{22.13}\right)^m (10.8 \sin \theta + 0.03), & \theta < 5.1428^\circ \\ \left(\frac{l}{22.13}\right)^m (16.8 \sin \theta - 0.5), & \theta \geq 5.1428^\circ \end{cases}$$

Où

LS : le facteur d'inclinaison du UHRH

l : la longueur de la pente du UHRH (m)

θ : la pente moyenne de l'UHRH (°)

Pour des sols cultivés (comme c'est le cas pour le bassin Castor), le coefficient m s'exprime par la relation suivante :

$$m = \frac{2\beta}{1 + 2\beta}$$

avec

$$\beta = \frac{\sin \theta}{0.0896(3\sin^{0.8}\theta + 0.56)}$$

5.6.4 Facteur de végétation (C)

Le facteur de végétation est propre à chaque culture et varie selon le stade de croissance des plantes. Le facteur C est pondéré selon la surface occupée par la culture sur l'UHRH. Cinq périodes de culture sont définies dans GerosM : le labour, le semis, l'établissement, la croissance et maturité et la récolte. Les facteurs C utilisés pour le bassin Castor sont adaptés

des valeurs de référence que l'on peut retrouver dans Duchemin *et al.* (2001). Ils sont présentés au Tableau 17. Le foin et les friches sont les cultures qui possèdent les facteurs C les plus faibles, ce qui correspond à une plus grande protection contre l'érosion. Le soya et le maïs sont les cultures avec les facteurs C les plus élevés, ce qui indique au contraire une faible capacité à prévenir l'érosion.

Tableau 17: Facteurs C utilisés pour les cultures du bassin Castor

Culture	Facteur C x 100 pour le stade de culture				
	Labour	Semis	Établissement	Croissance	Récolte
Foin, Friches	35	19	6	3	17
Blé, orge, cultures mixtes	70	45	7	4	55
Maïs-grain, Maïs pour ensilage	73	54	29	40	52
Soya	73	58	30	42	54

5.6.5 Transport des sédiments vers le cours d'eau avec l'équation de Yalin

La capacité de transport de l'écoulement sur l'UHRH est calculée dans GIBSI à partir d'une simplification de l'équation de transport de Yalin (Yalin, 1963). La relation utilisée permet de relier la force de cisaillement de l'écoulement à sa capacité de transport par un coefficient de calage (Équation 23).

Équation 23: Capacité de transport des sédiments

$$T = K_t \tau_s^{1.5}$$

Où

T : la capacité de transport des sédiments (kg / m s)

K_t : le coefficient de transport (coefficient de calage)

τ_s : la force de cisaillement (N/m²).

Dans le cas du bassin Castor, le coefficient de transport n'est pas calé et prend plutôt la valeur de 0,5, qui correspond à la valeur utilisée dans de précédents projets. Une analyse de

sensibilité préliminaire sur ce paramètre a permis de déterminer qu'il n'était pas sensible dans le cas du Castor.

La force de cisaillement est fonction de la pente et de la hauteur d'eau sur l'UHRH :

Équation 24: Force de cisaillement

$$\tau_s = \gamma HS$$

Où

γ : le poids spécifique de l'eau (N/m³),

H : la hauteur du ruissellement (m) et

S : la pente de l'UHRH (m/m)

Pour obtenir la masse potentielle de sédiments pouvant être entraînée par le ruissellement, il faut multiplier la capacité de transport par la largeur de l'écoulement sur l'UHRH :

Équation 25: Capacité de transport journalière sur l'UHRH

$$CTS = TW \frac{86400 \text{ s/j}}{1000 \text{ kg/t}}$$

Où

CTS : la capacité de transport journalière sur l'UHRH (t/jour),

T : la capacité de transport des sédiments (kg / m s) et

W : la largeur de la rivière fictive (m).

La largeur de la rivière fictive est un concept qui permet d'associer une largeur équivalente à un écoulement diffus. La relation utilisée dans GerosM provient de Ferguson (1986) et s'exprime par la relation :

Équation 26: Largeur de la rivière fictive

$$W = nQ^o$$

Où

Q : le débit journalier moyen (m³/s) et

n, o : des coefficients d'ajustement.

Villeneuve *et al.* (1998) suggère des valeurs de 15,42 et 0,51 pour les coefficients n et o respectivement pour des bassins versants dans le sud du Québec.

Pour déterminer la quantité de sédiments érodés qui se retrouveront dans le milieu récepteur en aval, il suffit de comparer la masse journalière érodée avec la capacité de transport du ruissellement. Si la masse de sédiments érodés est plus faible que la capacité de transport, alors l'entièreté des sédiments érodés se retrouvera dans le milieu récepteur. Si la masse de sédiments érodés est plus grande que la capacité de transport, alors la masse de sédiments se retrouvant à l'aval correspond à la capacité de transport, le reste des sédiments demeurant sur l'UHRH par déposition.

5.6.6 Résultats de la modélisation de l'érosion sur le bassin versant

L'une des principales limites de la modélisation de l'érosion sur le bassin concerne la rotation des cultures. L'historique des cultures sur le bassin versant n'est en effet pas connu. L'hypothèse qui est faite pour pallier cette limitation est que, en moyenne, il y a la même proportion de types de cultures chaque année sur le bassin versant. Ainsi, les cultures de l'année 2021, qui sont connues, serviront de scénario de référence pour toutes les années de simulation. Cette hypothèse ne permet pas de faire de diagnostic à l'échelle de la parcelle, mais devrait donner une bonne idée la concentration moyenne en MES à l'exutoire du bassin.

La Figure 39 présente le taux d'érosion annuel moyen sur le bassin versant pour la période 2002 à 2011, soit les années complètes pour lesquelles la simulation hydrologique a été faite et pour lesquelles des données de MES sont disponibles. Il est possible d'observer que la moitié est du bassin semble plus sujette à l'érosion que la moitié ouest, ce qui correspond à un dénivelé plus important à l'est du ruisseau. Cette carte permet d'avoir un portrait global du bassin, mais les taux affichés par UHRH sont à prendre avec un grain de sel en raison de l'incertitude sur l'historique de la rotation des cultures.

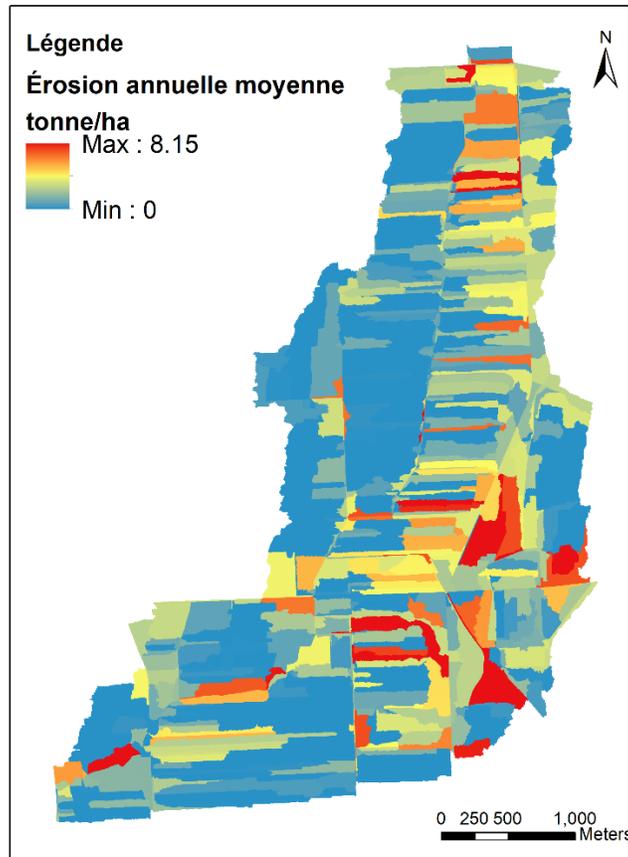


Figure 39: Taux d'érosion annuel moyen sur le bassin versant pour la période 2002-2011

Le taux moyen d'érosion pour toutes les UHRH et pour la période 2002-2011 est de 1,3 t/ha·an. Ce résultat est tout à fait cohérent avec la moyenne de 1,2 t/ha·an obtenue lors d'une modélisation de l'érosion du bassin versant réalisée par l'IRDA en 2021 (Michaud *et al.*, 2021). Selon les lignes directrices proposées par Agriculture et Agroalimentaire Canada, ce taux correspond à une classe d'érosion très faible (soit < 6 t/ha·an) (Wall *et al.*, 2002).

5.7 Modélisation de l'acheminement des sédiments avec ROTO et de la sédimentation dans les retenues collinaires

La modélisation de l'érosion avec GerosM a permis d'obtenir la quantité de sédiments exportés vers le milieu récepteur pour tous les UHRH. Ces sédiments doivent maintenant être acheminés par le réseau hydrographique jusqu'à l'exutoire. C'est ce qui est fait avec le modèle ROTO (Arnold *et al.*, 1995).

ROTO était initialement incorporé dans le modèle QUAL2E de GIBSI. Son utilisation de façon indépendante du modèle QUAL2E n'était pas possible. Il a donc été retranscrit en R pour une

utilisation plus simple. À l'intérieur de GIBSI, seule la partie de l'acheminement des sédiments en rivière de ROTO était présente. L'option de simuler la décantation dans les réservoirs et les étangs n'était donc pas disponible. L'algorithme utilisé dans SWAT et présenté dans Jalowska et Yuan (2019) a été ajouté au script R afin de simuler la sédimentation dans la retenue collinaire. La section 5.7.1 présente le calage de ROTO pour l'acheminement des sédiments en rivière et la section 5.7.2 présente l'incorporation de l'algorithme de réservoir de SWAT et le choix des paramètres.

5.7.1 Calage de ROTO pour l'acheminement des sédiments en rivière

Les données de charges en MES à la station hydrométrique pour la période allant du 1^{er} janvier 2002 au 30 juin 2011 sont utilisées pour le calage du modèle. Pour les années complètes (2002-2010), la charge annuelle moyenne observée est de $1,06 \text{ t h}^{-1} \text{ an}^{-1}$. En divisant la charge journalière par le volume d'eau écoulé en une journée (c'est-à-dire le débit multiplié par le temps), il est possible d'obtenir une concentration. Avec les données de débit observé et pour les mois de mai à octobre, la concentration journalière moyenne serait de 86 mg/L. Or, pour les mois de mai à octobre, le MELCC a plutôt trouvé une concentration moyenne de 14,3 mg/l selon 21 échantillons collectés durant les années 2019-2021 (MELCCFP, 2022). Bien que la taille de l'échantillon soit différente entre les deux méthodes, cette grande différence entre ces deux moyennes ajoute une certaine incertitude quant à la représentativité des données observées. La façon dont les données ont été collectées, autant pour celles de la station hydrométrique que pour celles du MELCC, n'est pas connue.

Le seul paramètre qui est calé pour l'acheminement en rivière est la taille des sédiments. Cette dernière exerce une grande influence sur la déposition et le réentrainement des particules. Une taille de sédiments fine génère une quantité élevée de MES à l'exutoire, et vice versa pour des sédiments plus grossiers.

Le calage est fait sur la charge mensuelle en MES. Les indicateurs de performance qui sont analysés pour évaluer la performance du modèle sont les mêmes que pour le calage d'HYDROTEL, soit les coefficients de Nash-Sutcliffe (NSE) et de Kling-Gupta (KGE) (voir section 5.3.2 pour une description de ces indicateurs de performance). L'approche classique serait, pour chaque UHRH et chaque pas de temps, de prendre la quantité de sédiments calculée par GerosM, puis de calculer la quantité à la sortie de la bande riveraine selon l'efficacité de sédimentation calculée par VFDM. Cette approche a été suivie dans un premier temps en considérant l'efficacité de bandes riveraines dont la largeur est de 2 m. Toutefois, cela

faisait en sorte que la quantité de sédiments qui atteignait le milieu récepteur n'était que de $0,41 \text{ t h}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Une production aussi faible par rapport à la charge mesurée à l'exutoire ne permettait pas de caler le modèle. Les causes potentielles de cette inadéquation sont multiples : l'estimation de la quantité de sédiments érodés sur les parcelles est trop faible, l'efficacité des bandes riveraines calculée par VFDM est trop élevée, la charge mesurée à la station est surévaluée, ou un mélange des trois. Pour contourner ce problème, l'hypothèse qui est faite est que la charge en sédiments calculée par GerosM inclut implicitement la bande riveraine réglementaire de 2 m. Autrement dit, les résultats de GerosM sont donnés à ROTO sans leur appliquer de pourcentage d'abattement par les bandes riveraines. Lorsque les scénarios de bandes riveraines élargies seront considérés, l'efficacité additionnelle sera calculée comme l'efficacité reliée à la largeur de la bande riveraine élargie moins l'efficacité reliée à une bande riveraine de 2 m (voir section 6.1 pour les détails).

Avec l'hypothèse que les bandes riveraines de largeur réglementaire sont considérées implicitement dans les résultats de GerosM, un calage manuel de la taille des sédiments a permis d'obtenir un NSE de 0,46 et un KGE de 0,54 pour une taille de sédiment de $9 \mu\text{m}$. Cette taille de sédiments est réaliste compte tenu de la nature argileuse des sols du bassin.

Du point de vue du NSE, la simulation des charges en sédiments est à peine satisfaisante. Cette mauvaise performance s'explique entre autres par la mauvaise représentation des charges lors de la crue printanière (mars et avril). C'est ce que l'on peut observer au sédimentogramme annuel moyen des charges mensuelles en MES présenté à la Figure 40. Cette mauvaise simulation des charges au printemps n'est pas tellement surprenante compte tenu du fait que la fonte représente également le point faible de la modélisation hydrologique. Puisque le transport sédimentaire dépend en grande partie du débit, il est normal qu'une mauvaise représentation des débits se solde en une mauvaise représentation des charges sédimentaires. Si on retire les mois de mars et d'avril du jeu de données, on obtient un NSE et un KGE de 0,59 et 0,66 respectivement, soit une nette amélioration de la performance.

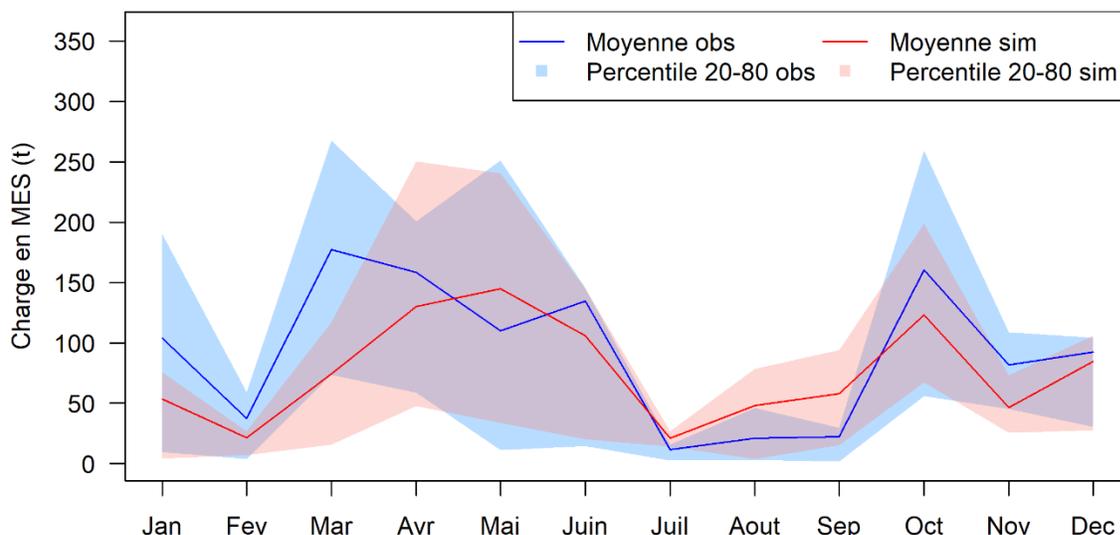


Figure 40: Sédimentogramme annuel moyen pour les charges mensuelles en MES au niveau de la station hydrométrique et pour la période décembre 2002 - juin 2011.

La charge cumulée de MES à l'exutoire permet d'identifier un certain biais systématique vers une sous-évaluation par rapport aux données observées (Figure 41). Pour corriger ce biais, un « mappage empirique des quantiles » (*Empirical Quantile Mapping* en anglais) peut être appliqué. Cette technique consiste à ajouter à tous les résultats à l'intérieur d'un intervalle de percentiles une quantité correspondant à la différence entre la moyenne des données simulées et la moyenne des données observées à l'intérieur de cet intervalle (Équation 27). Cette méthode est surtout utilisée dans le cadre des simulations climatiques et hydrologiques pour corriger des biais systématiques (ex. Li *et al.* (2010), Lehner *et al.* (2021)).

Équation 27: Débiaisage des données simulées

$$\vec{x}_{DB}[P_1, P_2] = \vec{x}[P_1, P_2] - (\bar{x}[P_1, P_2] - \bar{y}[P_1, P_2])$$

Où

\vec{x}_{DB} : le vecteur des données simulées et débiaisées,

P_1, P_2 : les percentiles bornant l'intervalle,

\vec{x} : le vecteur des données simulées (sans débiaisage),

\bar{x} : la moyenne des données simulées (sans débiaisage) et

\bar{y} : la moyenne des données observées.

Un débiaisage effectué par tranches de 10 percentiles permet d'obtenir un bon résultat. Il est effectivement possible de constater à la Figure 41 que la courbe des MES simulées et cumulées (en orange) est majorée de façon à mieux coller à la courbe observée (en bleu). Les sauts et replats dans les courbes cumulées sont attribuables aux crues et aux étiages respectivement. En effet, lors des crues (au printemps et dans une moindre mesure à l'automne), l'écoulement a assez de puissance pour éroder le lit ou remettre en suspension les dépôts meubles et transporter les sédiments vers l'aval. Lors des étiages, les débits sont presque nuls et les sédiments sont donc majoritairement déposés, avant d'être réentraînés lors de la prochaine crue. Il est possible d'observer un écart plus prononcé entre les courbes observées et simulées pour les années 2002 à 2005. Il semble donc qu'il y ait un phénomène qui n'est pas reproduit dans la modélisation. Il est possible que cela soit dû par exemple à une opération de recreusage du cours d'eau qui a modifié la dynamique de ce dernier ou encore à des travaux de nivellement des sols agricoles qui accentuent la mobilité des sédiments. Toutefois, les dates de recreusage et de nivellement ne sont pas disponibles, ce qui ne permet pas de confirmer ou infirmer cette hypothèse. Le retrait de ces années résulte en un NSE de 0,36, soit inférieur au NSE de 0,46 obtenu pour la période complète. Puisque le retrait de ces années a un impact négatif sur la performance globale du modèle, l'entièreté de la série est conservée.

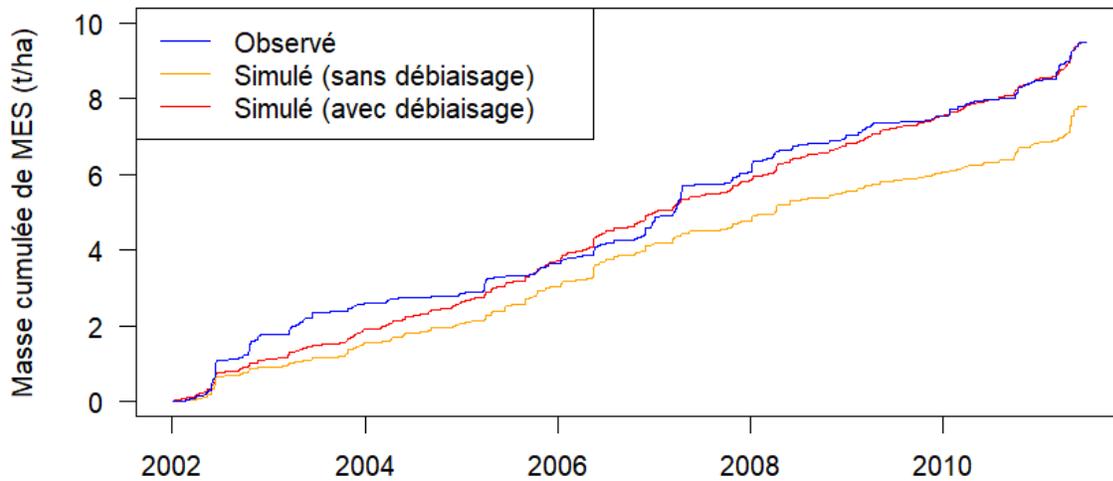


Figure 41: Cumul des masses (charges) de MES à un pas de temps journalier et à l'endroit de la station hydrométrique. Une superficie cultivée de 1120 ha est considérée.

Si le débiaisage appliqué aux MES pour le scénario de référence donne de bons résultats, il ne sera toutefois pas appliqué lors de la comparaison des scénarios de PGB. En effet, le débiaisage obtenu est valide uniquement pour le tronçon où ont été récoltées les données observées, ce qui limite l'analyse. De plus, le biais effectué sur les scénarios de PGB n'est pas nécessairement le même que pour celui du scénario de référence, ce qui rendrait hasardeux d'appliquer le même débiaisage à tous les scénarios.

En terminant, ROTO permet de partitionner les sédiments selon qu'ils proviennent des parcelles agricoles ou du cours d'eau lui-même par érosion du lit. La Figure 42 montre cette proportion calculée à l'échelle du bassin versant. Une majorité des sédiments provient des terres cultivées (92%), et une faible proportion (8%) provient de l'érosion du lit des tronçons. Cela n'est pas tellement surprenant compte tenu du fait que le bassin versant est très plat ce qui réduit le pouvoir érosif de l'écoulement dans les tronçons.

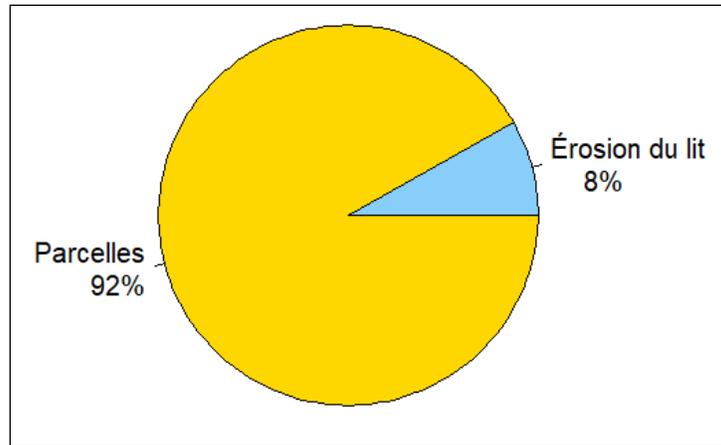


Figure 42: Diagramme circulaire présentant la répartition des sources de MES dans les tronçons

5.7.2 Incorporation et choix des paramètres du module de réservoir de SWAT

Les équations utilisées dans SWAT pour la représentation de la dynamique des sédiments à l'intérieur d'une retenue d'eau sont présentées à l'annexe 10.9. En résumé, elles font intervenir un bilan de masse et une relation liant la vitesse de sédimentation à la concentration en sédiments et la taille médiane des particules. Un paramètre important gouvernant la sédimentation est la concentration en sédiments à l'équilibre. Cette concentration représente le seuil à partir duquel la sédimentation a lieu. Elle peut être vue comme la concentration « irréductible », soit la concentration minimale qu'un plan d'eau donné pourra atteindre. Si la concentration à l'équilibre établie dans le modèle est trop faible, la retenue d'eau ne relarguera pas suffisamment de sédiments ; si elle est trop élevée, la retenue deviendra une source de sédiments (Jalowska & Yuan, 2019). Selon Schueler et Holland (2000), la concentration irréductible pour des bassins de rétention pluviaux se situe entre 20 et 40 mg/L. Larm et Wahlsten (2019) indiquent une plage typique de concentrations irréductibles du même ordre de grandeur, avec des valeurs qui varient entre environ 10 et 20 mg/L. Une étude sur un bassin de sédimentation en milieu agricole du Centre-du-Québec a permis de trouver une concentration irréductible de 30 mg/L. Le calage d'un modèle SWAT sur un petit bassin versant agricole (41 ha) du Wisconsin a permis d'obtenir une concentration à l'équilibre de 15 mg/L dans les plans d'eau (Jalowska & Yuan, 2019). Puisque les retenues collinaires n'existent pas à l'heure actuelle sur le bassin versant du ruisseau au Castor, le choix de ce paramètre est délicat. L'approche retenue est de faire varier ce paramètre dans une plage de valeurs vraisemblables (10-40 mg/L) de manière à obtenir une efficacité de captation des sédiments réaliste.

Verstraeten et Poesen (2000) ont rapporté une équation empirique permettant d'estimer l'efficacité de captation de petits bassins de sédimentation en milieu agricole (Équation 28).

Équation 28: Efficacité de captation pour des petites retenues agricoles

$$EC = -22 + \frac{119.6 \frac{C}{I}}{0.012 + 1.02 \frac{C}{I}}$$

Où

EC : l'efficacité de captation des sédiments (entrant/sortant, [0-1]) et

C/I : le rapport entre la capacité maximale de la retenue et l'apport annuel total en eau (m³/m³).

Pour les retenues collinaires dimensionnées à la section 5.5.3, l'efficacité annuelle moyenne calculée avec l'Équation 28 est de 92% (voir annexe 10.9 pour les efficacités individuelles de chacune des retenues collinaires). Cette efficacité est la même pour les deux profondeurs considérées (2 et 3 m) puisque les capacités sont les mêmes. Une efficacité de 92% correspond à des ouvrages de haute performance selon les lignes directrices données par Rivard (2011) (c'est-à-dire une efficacité annuelle supérieure à 90%). Pour obtenir cette efficacité avec l'algorithme de SWAT et une taille de sédiment de 9 µm, une valeur de concentration à l'équilibre de 15 mg/L doit être fixée pour les retenues collinaires de 2 m de profondeur. Cette concentration correspond également à la valeur obtenue par Jalowska et Yuan (2019) à l'issue d'un calage du modèle SWAT. Pour les retenues collinaires de 3 m de profondeur, la concentration à l'équilibre doit être doublée (30 mg/L), ce qui correspond cette fois à la concentration irréductible trouvée par Chrétien *et al.* (2016). L'efficacité des retenues collinaires obtenue avec l'algorithme de SWAT pour différentes valeurs de concentration à l'équilibre est présentée à l'annexe 10.9. L'incertitude liée à ce paramètre et le fait qu'il faut le modifier selon la profondeur de la retenue collinaire représentent une limitation de la modélisation. Idéalement, il faudrait avoir des mesures de concentrations de retenues collinaires de dimensions similaires et dans un bassin versant dont les caractéristiques sont semblables, ce qui n'est malheureusement pas disponible pour le ruisseau au Castor.

6 RÉSULTATS ET DISCUSSION

6.1 Scénarios testés

Le scénario de référence correspond au bassin versant avec des largeurs réglementaires de bandes riveraines (2 m sur le talus) pour tous les tronçons, ce qui correspond à peu près à l'état actuel du bassin. C'est également le scénario sur lequel le calage de la taille des sédiments a été fait (voir section 5.7). Les cultures présentes sont celles de l'été 2021. Pour chaque scénario, on utilise les conditions météorologiques des 10 années complètes ayant servi au calage d'HYDROTEL (2002-2011). Cinq scénarios alternatifs de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sont testés :

- 1. Bandes riveraines élargies selon l'efficacité visée :** Tel que détaillé à la section 5.4.1, trois scénarios correspondant à trois efficacités visées sont retenus, soit au moins 65, 80 et 90% d'efficacité lors de 95% des événements de ruissellement dans la période 15 avril – 15 décembre. On considère qu'il existe déjà des bandes riveraines de 2 m sur l'ensemble du réseau hydrographique, ce qui correspond à la largeur réglementaire sur le talus dans la région du bassin Castor. Cela veut dire que l'efficacité des bandes riveraines élargies correspond à l'efficacité reliée à la largeur de la bande riveraine élargie moins l'efficacité reliée à une bande riveraine de 2 m (calculée avec VFDM). Par exemple, si pour un pas de temps donné une bande riveraine élargie de 3 m a une efficacité de 90 % et qu'une bande riveraine de 2 m au même endroit a une efficacité de 80%, alors le bénéfice de la bande riveraine élargie par rapport au scénario de référence est de 10%.
- 2. Retrait des bandes riveraines existantes :** Afin de mesurer l'impact bénéfique des bandes riveraines existantes, un scénario où l'on retire leur efficacité est testé. Pour ce faire, la quantité de sédiments exportés vers le cours d'eau est divisée par (1 - efficacité de la bande riveraine de 2 m). Cela permet de retrouver la quantité de sédiments qui aurait été acheminée vers le cours d'eau en l'absence de bandes riveraines.
- 3. Ajout de retenues collinaires :** Les 14 retenues collinaires dimensionnées à la section 5.5.3 sont ajoutées à la simulation. La captation des sédiments par leur effet de bassin de décantation et leur effet sur l'érosion des tronçons peuvent ainsi être analysés.
- 4. Conversion de toutes les cultures en foin ou en soya :** Le foin est la culture qui a la plus grande capacité de réduction de l'érosion, alors qu'au contraire le soya est celle qui offre la protection la plus faible. Afin d'observer la sensibilité de la modélisation par

rapport au type de culture et de circonscrire la plage de taux d'érosion possible sur le bassin, toutes les cultures sont transformées en foin et en soya dans deux scénarios distincts.

5. **PGB combinées** : Ce scénario combine les autres scénarios afin d'évaluer l'impact maximal que pourraient avoir les PGB considérés sur la réduction de la charge sédimentaire du bassin versant. Dans ce scénario, toutes les cultures sont converties en foin, des bandes riveraines élargies selon une efficacité visée de 90% sont implantées sur tous les tronçons et les 14 retenues collinaires de 3 m de profondeur sont installées à leur emplacement respectif.

6.2 Méthodes d'évaluation des scénarios

Rousseau *et al.* (2013), dans leur article qui porte sur la modélisation des impacts des PGB sur la qualité des eaux de surface du bassin versant de la rivière Beaurivage, ont proposé deux méthodes d'évaluation de la performance des PGB.

1. La première méthode consiste à évaluer la réduction (ou l'augmentation) de la charge en MES du ruissellement de surface sur les UHRH. Cela permet d'avoir une idée de l'impact des PGB sur la source terrestre des sédiments.
2. La seconde méthode consiste à analyser l'occurrence du dépassement de la concentration maximale selon le critère de la protection de la vie aquatique tel qu'énoncé par le MELCC (MDDEP, 2012). Selon ce critère, deux classes d'eau de surface sont définies : les eaux limpides (< 25 mg/L de MES) et les eaux turbides (> 25 mg/L de MES). Selon les données de charges en MES collectées à la station hydrométrique de 2002 à 2011, la concentration moyenne dans le ruisseau Castor est de 87 mg/L, ce qui le classe dans la catégorie des eaux turbides. Le critère de qualité de l'eau pour les eaux turbides est de 25 mg/L supérieurs à la concentration ambiante. Le seuil établi pour le ruisseau castor est donc de $87+25 = 112$ mg/L.

Nous ajoutons à ces deux précédentes méthodes quatre autres critères d'évaluation.

3. L'effet des PGB sur la charge en MES à l'exutoire. Cela permet d'évaluer la réduction ou l'augmentation de la masse de sédiments exportés vers l'exutoire du bassin et ultimement dans la rivière aux Brochets.
4. L'effet des PGB sur la quantité de sédiments érodés depuis le lit même de la rivière, ce qui exclut les sédiments préalablement déposés puis réentraînés. Cela permet

d'identifier les PGB ayant le plus grand effet sur la réduction de l'érosion du lit du cours d'eau.

5. La quantité de sédiments captés par les retenues collinaires. Cette méthode d'évaluation s'applique évidemment uniquement aux scénarios incluant la présence de retenues collinaires. Elle permet de comparer la performance de captation entre les différents emplacements des retenues collinaires et entre les deux profondeurs (2 m et 3 m). La quantité de sédiments au fond des retenues collinaires est également comparée aux fossés de ferme correspondants dans le scénario de référence.
6. L'effet distribué des bandes riveraines élargies sur l'accumulation de sédiments dans les tronçons et sur l'érosion du lit. Cela permet d'analyser l'effet que pourraient avoir les bandes élargies sur la diminution du besoin de recreusage récurrent des tronçons. Le recreusage a pour but d'enlever les sédiments qui se sont accumulés au fil du temps afin d'améliorer la capacité hydraulique des cours d'eau et ainsi prévenir les inondations et favoriser le drainage des terres agricoles.

Pour toutes les méthodes d'évaluation, lorsqu'un pourcentage de réduction ou d'augmentation est calculé, la formule utilisée est celle de l'Équation 29. Lorsque des tonnes par hectare sont présentées, la superficie cultivée du bassin versant est considérée (1120 ha).

Équation 29: Formule pour le calcul des pourcentages de variation par rapport au scénario de référence

$$\left(\frac{\text{Scénario alternatif}}{\text{Scénario de référence}} - 1 \right) \times 100$$

6.3 Effet des PGB sur la réduction de la charge en MES du ruissellement de surface

Le Tableau 18 présente l'augmentation ou la réduction (valeurs négatives) de la quantité de MES présente dans le ruissellement selon le scénario de PGB. Le scénario sans bande riveraine présente la plus grande différence par rapport au scénario de référence, avec une augmentation de la quantité de sédiments dans le ruissellement de 746,2 %. Toutefois, les scénarios avec des bandes riveraines élargies présentent une faible amélioration de la captation des sédiments, avec des pourcentages qui varient entre -1,5 et -4,2%. Cela s'explique par le fait que les bandes riveraines sont surtout efficaces dans les premiers mètres, et que leur efficacité diminue ensuite rapidement. Gharabaghi *et al.* (2006) et Deletic et Fletcher (2006) rapportent par exemple des efficacités qui plafonnent avant 5 mètres. Les retenues collinaires n'offrent également pas une grande amélioration de la diminution des MES dans le ruissellement de surface. Ce résultat est attendu puisque les retenues collinaires ont surtout un

pouvoir d'action sur les sédiments dans le cours d'eau. La réduction des MES dans le ruissellement de surface peut être expliquée par une réduction à la source du potentiel d'érosion par la superficie agricole qui est perdue au profit des retenues collinaires. La conversion des cultures en foin ou en soya provoque une variation du même ordre de grandeur, mais l'un est le négatif de l'autre. La diminution des MES dans les eaux de ruissellement par la conversion en foin de toutes les cultures est largement supérieure à celle attribuable aux bandes riveraines élargies et aux retenues collinaires. Finalement, le scénario de PGB combinées offre un gain marginal par rapport au scénario de conversion des cultures en foin. Cela est un résultat logique puisque le scénario de performance maximale inclut une conversion des cultures en foin et les bandes riveraines élargies et les retenues collinaires n'offrent pas de réductions substantielles des charges en MES transportées dans le ruissellement de surface.

Tableau 18: Effets des PGB sur la quantité de MES présente dans le ruissellement de surface pour la période 2002-2011.

Scénario	Variation annuelle moyenne de la charge en MES du ruissellement de surface par rapport au scénario de référence		
	t	t/ha	%
Référence	-		-
Aucune bande riveraine	10 928	9,76	746,2
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	-22	-0,02	-1,5
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	-46	-0,04	-3,1
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	-62	-0,06	-4,2
Retenues collinaires (profondeur 2 m)	-74	-0,07	-4,9
Retenues collinaires (profondeur 3 m)	-21	-0,02	-1,3
Conversion en foin	-721	-0,64	-48,2
Conversion en soya	867	0,77	57,9
PGB combinées	-740	-0,66	-49,4

6.4 Effet des PGB sur l'occurrence du dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique

Le Tableau 19 présente la fréquence de dépassement du critère sur les MES pour la protection de la vie aquatique, établi à 112 mg/L à la section 6.2. Dans le scénario de référence, le critère est dépassé lors de 8,7% des journées. L'ajout de bandes riveraines élargies permet de faire un gain minime par rapport au scénario de référence. Toutefois, le retrait des bandes riveraines existantes fait grandement augmenter l'occurrence du dépassement du seuil (27,1% des journées). L'ajout de retenues collinaires et la conversion de toutes les cultures en soya font grimper la fréquence de dépassement dans une moindre mesure (\approx 14,5 et 11,7% respectivement). Le foin, au contraire, fait légèrement diminuer la fréquence de dépassement. Le scénario de PGB combinées offre un léger gain par rapport au scénario de référence. Dans

l'ensemble, les scénarios de PGB ont assez peu d'influence sur la fréquence de dépassement du seuil à l'exception du retrait des bandes riveraines qui fait bondir le taux de dépassement.

Tableau 19: Effet des PGB sur la probabilité de dépasser le critère de MES pour la protection de la vie aquatique. Les concentrations sont calculées pour les années 2002-2011.

Scénario	Probabilité d'excéder le seuil maximal de concentration en MES
	%
Référence	8,7
Aucune bande riveraine	27,1
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	8,7
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	8,5
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	8,5
Retenues collinaires (profondeur 2 m)	14,4
Retenues collinaires (profondeur 3 m)	14,6
Conversion en foin	5,7
Conversion en soya	11,7
PGB combinées	9,7

6.5 Effet des PGB sur la quantité de MES à l'exutoire

La Figure 43 présente la masse cumulée de MES à l'exutoire pour les différents scénarios testés. Le scénario sans bandes riveraines n'a pas été inclus dans la figure, car sa charge cumulative est beaucoup plus élevée (73 t/ha à la fin de la période simulée), ce qui empêchait de bien distinguer les différences entre les autres scénarios. De plus, les scénarios de bandes riveraines élargies avec efficacité de 65% et 80% ont volontairement été omis de la figure puisque leur courbe superposait celle du scénario de référence et des bandes riveraines élargies avec efficacité de 90%, ce qui réduisait la lisibilité. De façon générale, les scénarios de bandes riveraines élargies et avec l'ajout de retenues collinaires produisent sensiblement la même quantité de MES à l'exutoire que le scénario de référence ($0,87 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$). La conversion de toutes les cultures en foin et le scénario de PGB combinées offrent les meilleurs gains, avec 2,9 et 2,5 t/ha respectivement en moins par rapport au scénario de référence sur 10 ans. La

conversion de toutes les cultures en soya, au contraire, provoque une augmentation de 3,0 t/ha sur 10 ans. Le Tableau 20 indique la différence annuelle des charges en MES à l'exutoire des scénarios de PGB par rapport au scénario de référence. Le fait d'enlever les bandes riveraines fait augmenter de 716,2% la quantité de MES à l'exutoire. Toutefois, l'ajout de bandes riveraines élargies diminue à peine la masse de MES à l'exutoire par rapport au scénario de référence. Les retenues collinaires de 2 et 3 m de profondeur provoquent une légère augmentation des charges de 2,1 et 2,9% respectivement. La conversion en foin des cultures permet de réduire du tiers la charge à l'exutoire. La conversion en soya, au contraire, la fait augmenter de 34,4%. Le scénario de PGB combinées offre un gain légèrement inférieur à celui de la conversion en foin, avec une réduction de 27,1% des charges en MES à l'exutoire.

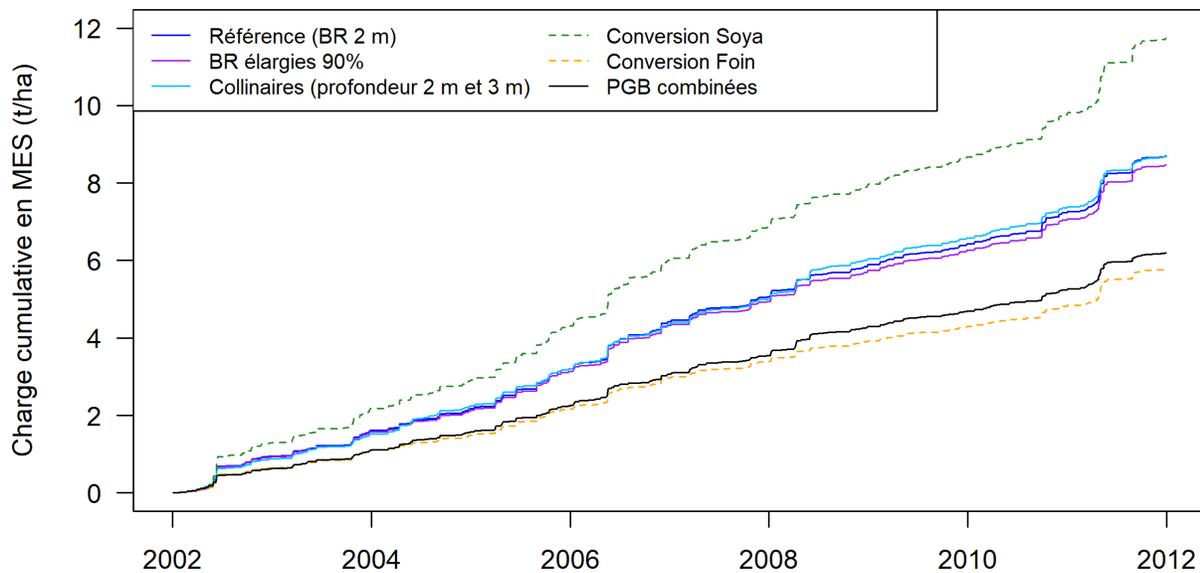


Figure 43: Cumul de la masse de MES à l'exutoire pour tous les scénarios, pour la période allant du 1er janvier 2002 au 30 juin 2011

Tableau 20: Variation annuelle moyenne des charges de MES à l'exutoire par rapport au scénario de référence pour les années 2002 à 2011

Scénario	Variation annuelle moyenne par rapport au scénario de référence
	%
Référence	-
Aucune bande riveraine	716,2
Bandes riveraines élargies (efficacité 65%)	-0,8
Bandes riveraines élargies (efficacité 80%)	-0,8
Bandes riveraines élargies (efficacité 90%)	-0,8
Retenues collinaires (profondeur 2 m)	2,1
Retenues collinaires (profondeur 3 m)	2,9
Conversion en soya	34,4
Conversion en foin	-33,3
PGB combinées	-27,1

6.6 Effet des PGB sur l'érosion des tronçons

ROTO fonctionne selon le principe que si la force du courant est suffisante, les dépôts de sédiments seront réentraînés en premier. Si toutefois il ne reste plus de dépôts meubles, le courant va éroder le lit du cours d'eau. La Figure 44 présente le cumul de l'érosion du lit pour tous les tronçons du bassin versant et les scénarios de PGB. Il est possible de voir que les bandes riveraines élargies efficaces à 90% ne permettent pas de réduire l'érosion (leur courbe superpose celle du scénario de référence). Les scénarios de bandes riveraines élargies 65% et 80% ont par ailleurs été volontairement omis du graphique, car leur courbe superposait celles du scénario de référence et des bandes riveraines élargies 90%, ce qui réduisait la lisibilité. Le retrait des bandes riveraines provoque une nette diminution de l'érosion en raison du surplus de dépôts meubles que cela occasionne. Le même phénomène se produit, mais dans une moindre mesure dans le cas de la transformation des cultures en soya. À l'inverse, la conversion des

cultures en foin réduit la quantité de dépôts meubles, ce qui favorise l'érosion du lit des cours d'eau. Les scénarios qui impliquent l'ajout de retenues collinaires affichent tous une érosion plus grande du lit des tronçons.

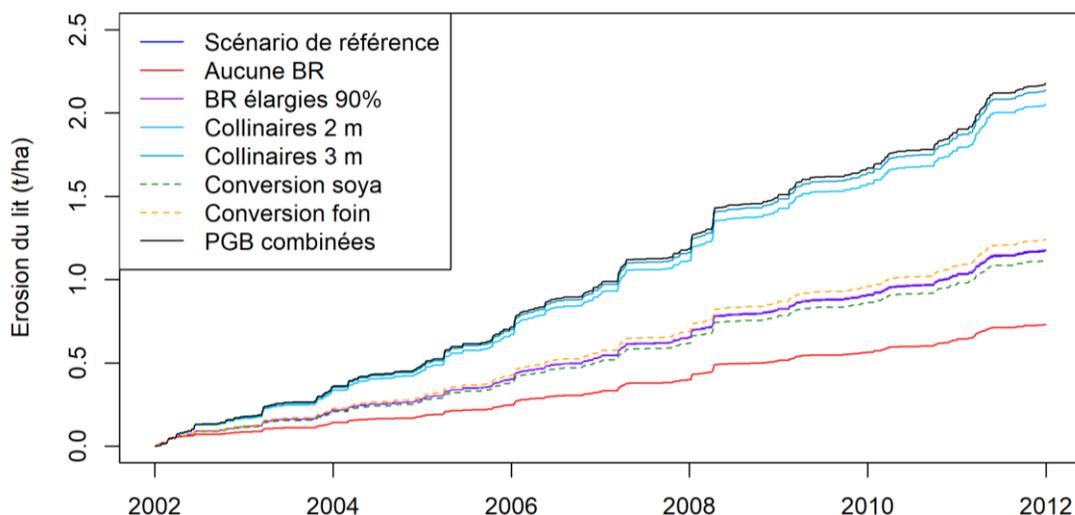
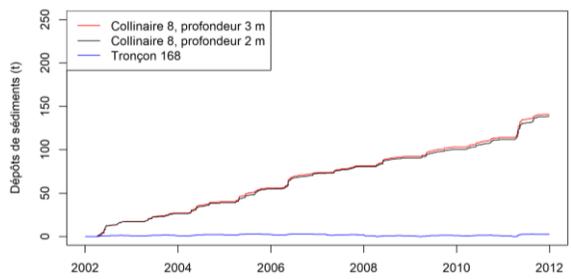
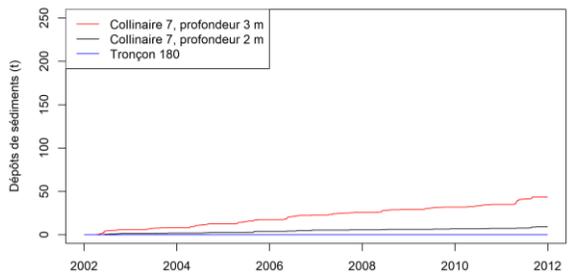
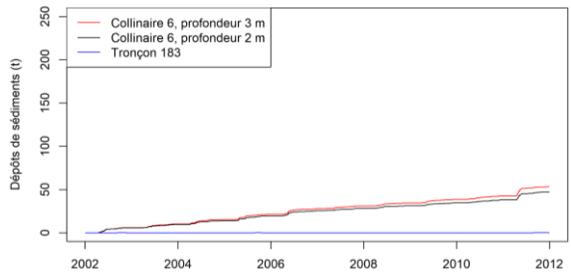
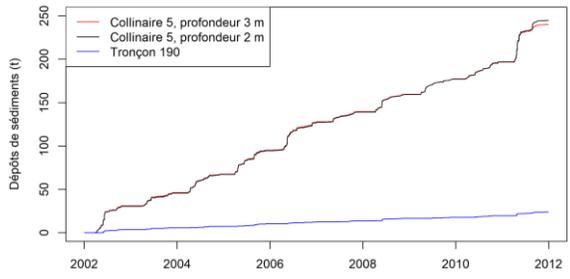
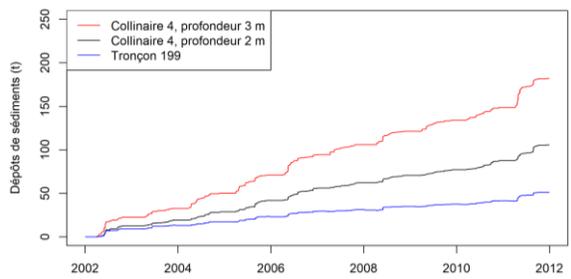
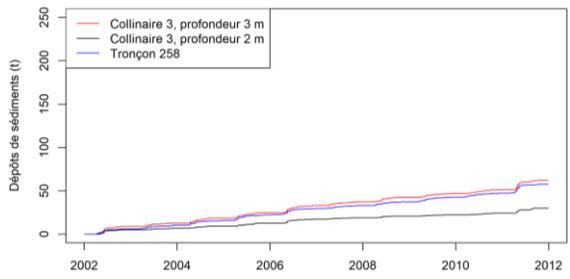
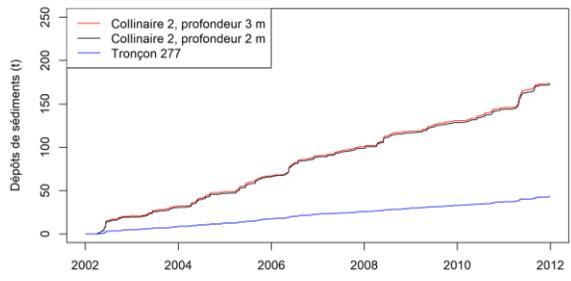
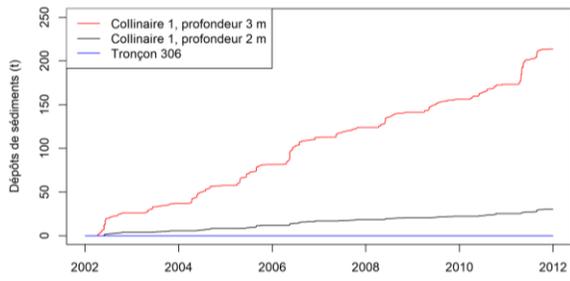


Figure 44: Cumul de l'érosion du lit de tous les tronçons

6.7 Effet des retenues collinaires sur la captation des sédiments

Le principal mécanisme d'abattement des charges en MES par les retenues collinaires est la sédimentation. La Figure 45 présente l'accumulation de sédiments dans les retenues collinaires et dans le tronçon correspondant du scénario de référence. Il est possible d'y voir que les retenues collinaires ont un effet non négligeable sur la rétention et l'accumulation des sédiments par déposition par rapport aux tronçons correspondants du scénario de référence. De manière générale, les retenues collinaires d'une profondeur de 3 m retiennent plus de sédiments que les retenues collinaires de 2 m. La performance des retenues collinaires est différente d'un emplacement à l'autre. Les retenues collinaires 3, 6, 7, 9, 10 et 14 accumulent moins de 100 tonnes sur les 10 ans de simulations, alors que les retenues collinaires 1 (3 m de profondeur) et 5 accumulent plus de 200 tonnes sur la même période. Cette différence est directement attribuable à la quantité de sédiments reçus, puisque toutes les retenues collinaires ont une efficacité de sédimentation qui avoisine les 92% (voir à l'annexe 10.9 la Figure 63 pour le ratio entre l'apport de sédiment et la surface de la retenue collinaire et la Figure 62 pour l'efficacité des retenues collinaires). Au total, les retenues collinaires de 2 et 3 m de profondeur accumulent respectivement 0,11 et 0,16 t ha⁻¹ an⁻¹, ce qui représente 7 et 11% des sédiments produit par les superficies agricoles.



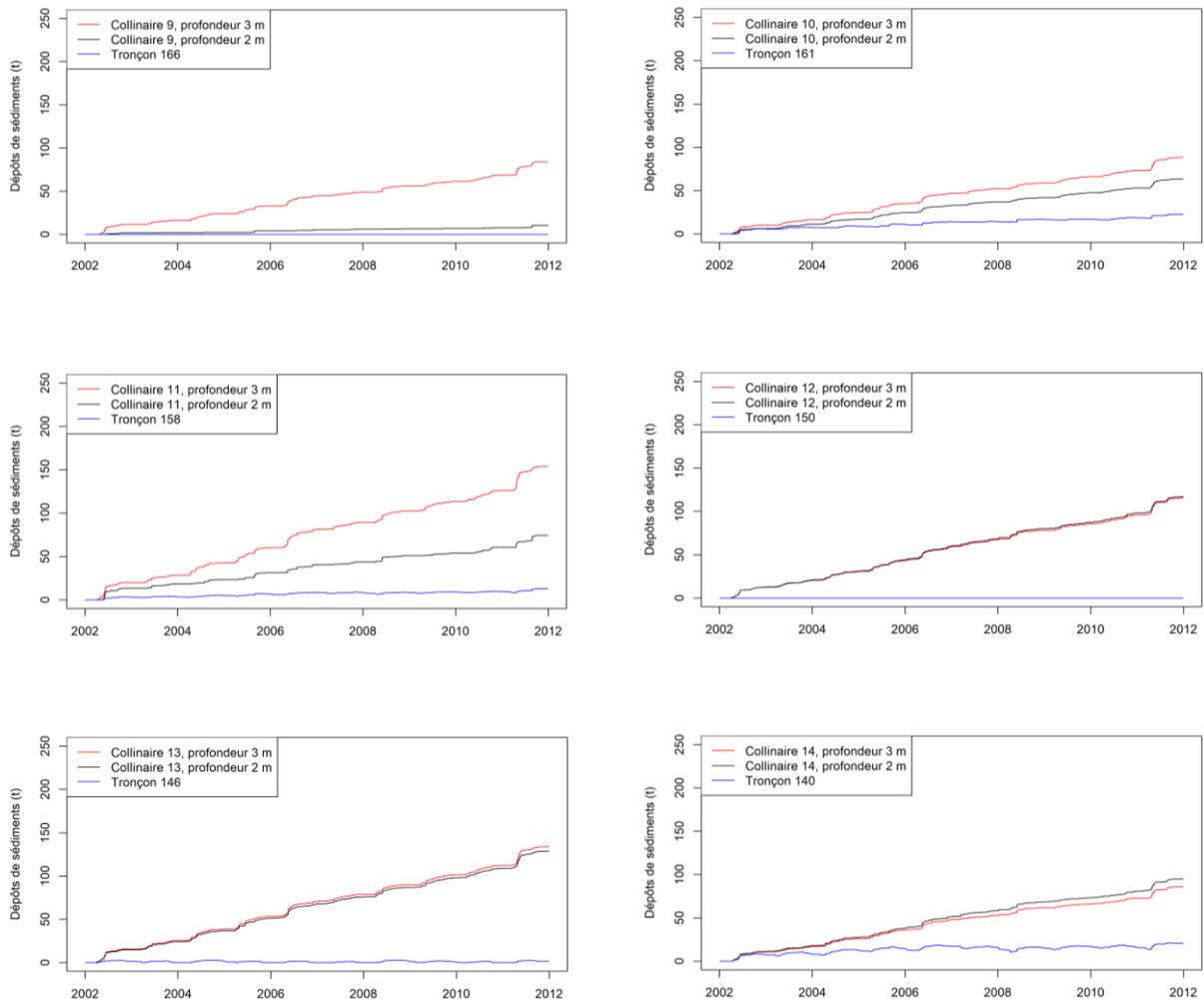


Figure 45: Évolution de l'accumulation des sédiments au fond des retenues collinaires (courbes rouge et noir) et dans les tronçons correspondants du scénario de référence (courbes bleues)

Il est possible de transformer la masse de sédiments en hauteur d'accumulation dans la retenue collinaire à l'aide de la masse volumique des dépôts et de la surface des retenues collinaires. Cette masse volumique dépend entre autres de la composition des sédiments et de leur condition de submersion (c'est-à-dire toujours submergé ou submergé de façon intermittente). L'Équation 30, proposée par Lara et Pemberton (1963) et rapportée par Asthana et Khare (2022) permet d'estimer la masse volumique des sédiments.

Équation 30: Calcul de la densité des sédiments déposés

$$W = W_c P_c + W_m P_m + W_s P_s$$

Où

W_c, W_m, W_s : les coefficients de l'argile, du silt et du sable respectivement et dont la valeur peut être obtenue à partir du Tableau 30 de l'annexe 10.9, et

P_c, P_m, P_s : les pourcentages d'argile, de silt et sable respectivement.

Pour le sol Sainte-Rosalie (loam argileux), qui est le sol dominant sur le bassin versant, une densité de 743 kg/m³ peut être trouvée à partir de l'Équation 30 pour des sédiments toujours ou presque toujours submergés. L'effet du temps sur la densité des sédiments est négligé.

Le Tableau 21 présente la hauteur de sédiments dans les retenues collinaires à la fin de la période simulée, soit du 1^{er} janvier 2002 au 31 décembre 2011. Sur les 10 années simulées, la hauteur maximale atteinte par les dépôts est de 7,0 cm. Cela démontre que l'envasement des retenues collinaires ne devrait pas être un problème pour la durée de vie des ouvrages. Le scénario de PGB combinées n'est pas représenté dans ce tableau, car la quantité de sédiments accumulés est négligeable.

Tableau 21: Hauteur d'accumulation des dépôts sédimentaires au fond des retenues collinaires à la fin de la période simulée (2002-2011)

Retenue collinaire	Profondeur 2 m	Profondeur 3 m
	cm	cm
1	0,2	2,2
2	1,5	2,3
3	0,5	1,6
4	1,5	3,9
5	4,9	7,0
6	0,5	0,9
7	0,2	1,3
8	1,4	2,1
9	0,1	1,5
10	1,7	3,4
11	1,3	3,9
12	2,8	4,1
13	3,8	5,9
14	3,7	4,9

6.8 Effet distribué des bandes riveraines élargies sur l'accumulation de sédiments et sur l'érosion du lit des cours d'eau

La réduction de l'accumulation annuelle de sédiments au fond des tronçons par rapport au scénario de référence (voir annexe 10.11 pour les valeurs d'accumulation du scénario de référence) pour les bandes riveraines efficaces à 65, 80 et 90% est présentée aux Figures 46, 47 et 48. Le réseau verbalisé est surligné en blanc. On peut observer tout d'abord que plus l'efficacité visée par les bandes riveraines est élevée, plus le nombre de tronçons où il y a une diminution de plus de 5% est important. Cette diminution est également de plus en plus marquée, ce qu'on peut voir par le nombre de tronçons qui passe de l'orange (5 à 15% de réduction) au rouge (15 à 25% de réduction) et même au rose et au bleu (25 à 100% de réduction). Ce phénomène est d'autant plus marqué sur les tronçons du réseau principal (c'est-à-dire le réseau verbalisé, surligné en blanc). Une diminution de la quantité de dépôt meuble pourrait se traduire par une augmentation de l'érosion du lit (voir le cas de la transformation des cultures en foin ou en soya à la Figure 44). Toutefois, ce phénomène semble être marginal dans le cas des bandes riveraines élargies, comme on peut le voir aux Figures 49, 50 et 51, où seuls quelques tronçons du réseau principal affichent une augmentation de l'érosion. Le cumul annuel moyen de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario de référence est présenté à l'annexe 10.11.

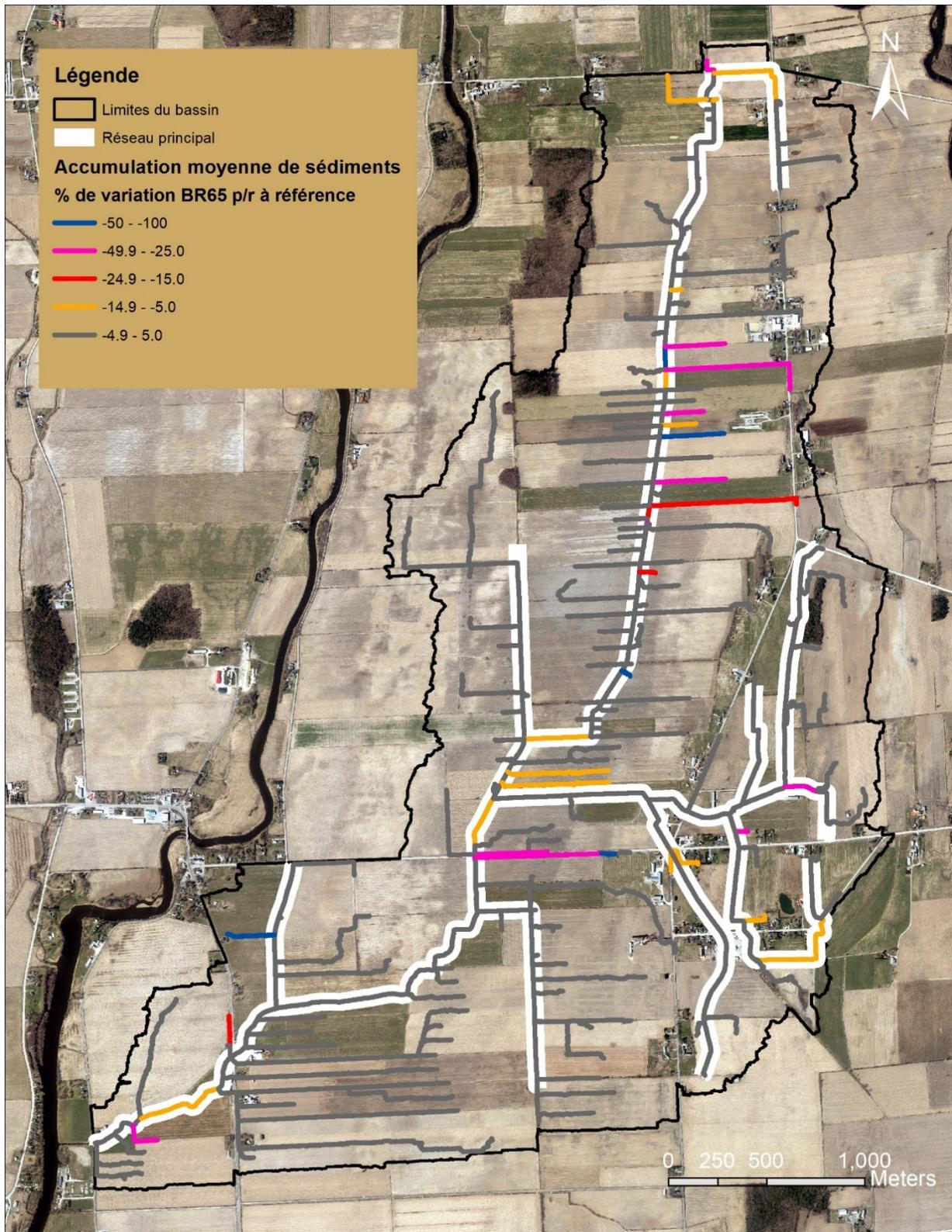


Figure 46: Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

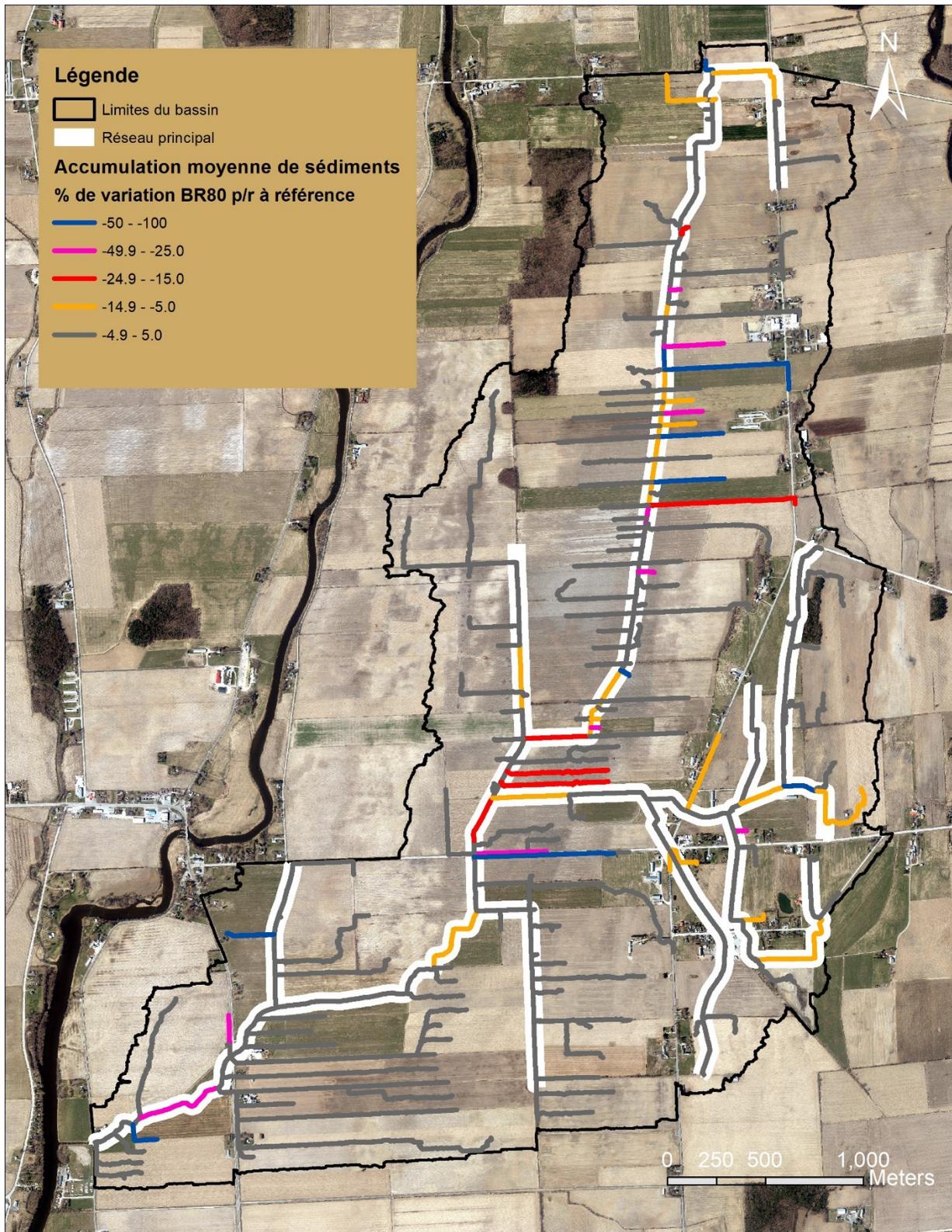


Figure 47: Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

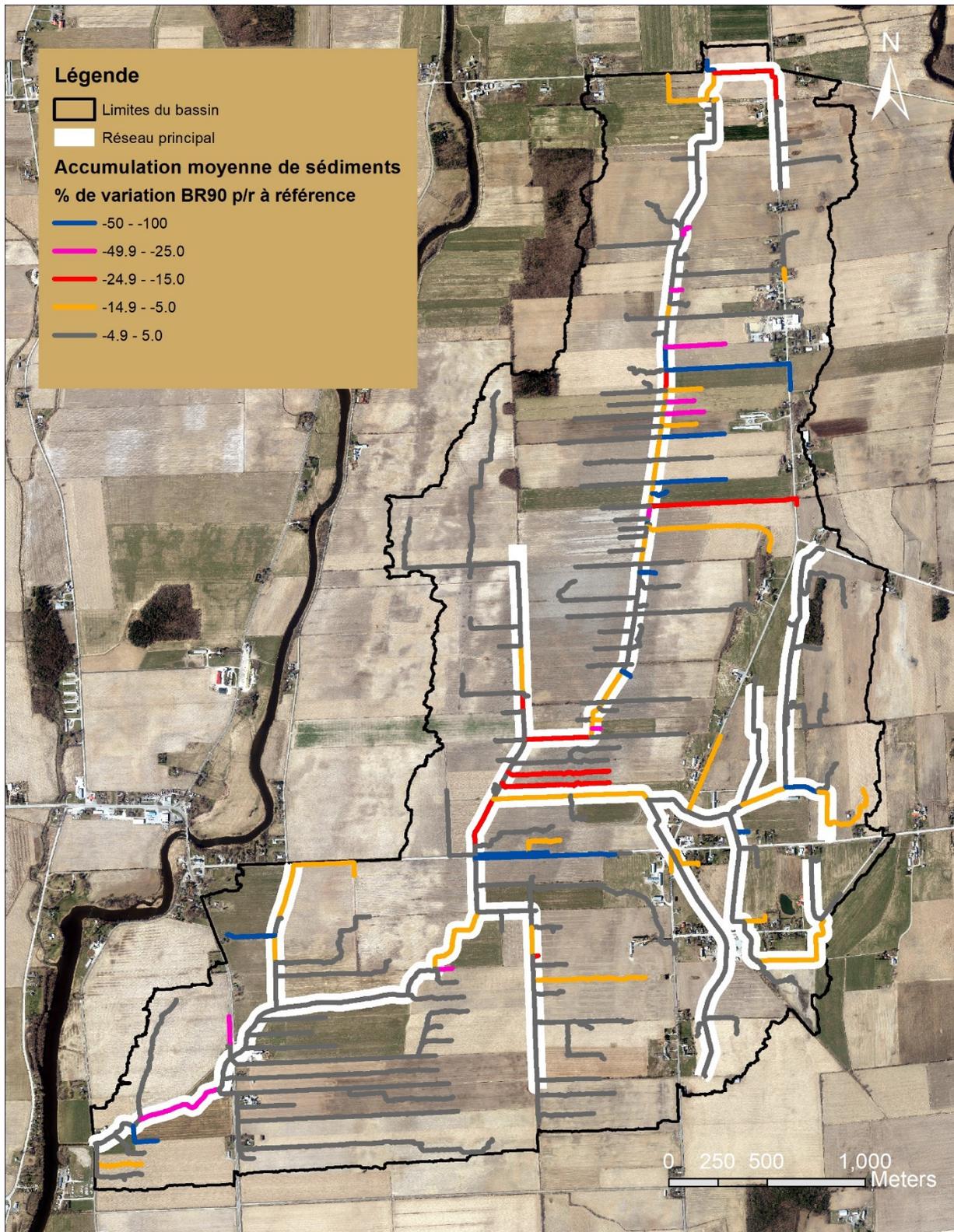


Figure 48 : Réduction annuelle de l'accumulation des sédiments au fond des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

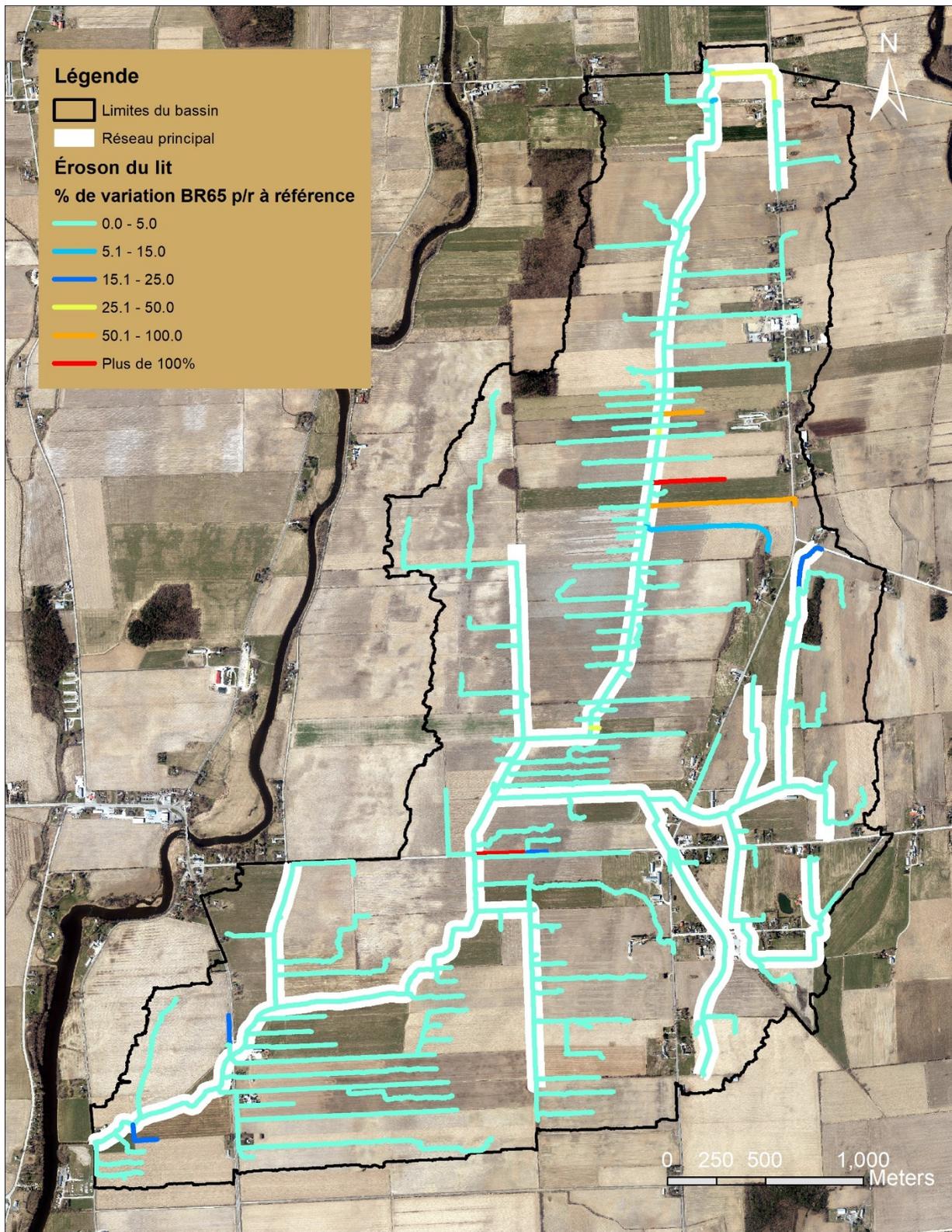


Figure 49: Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 65%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

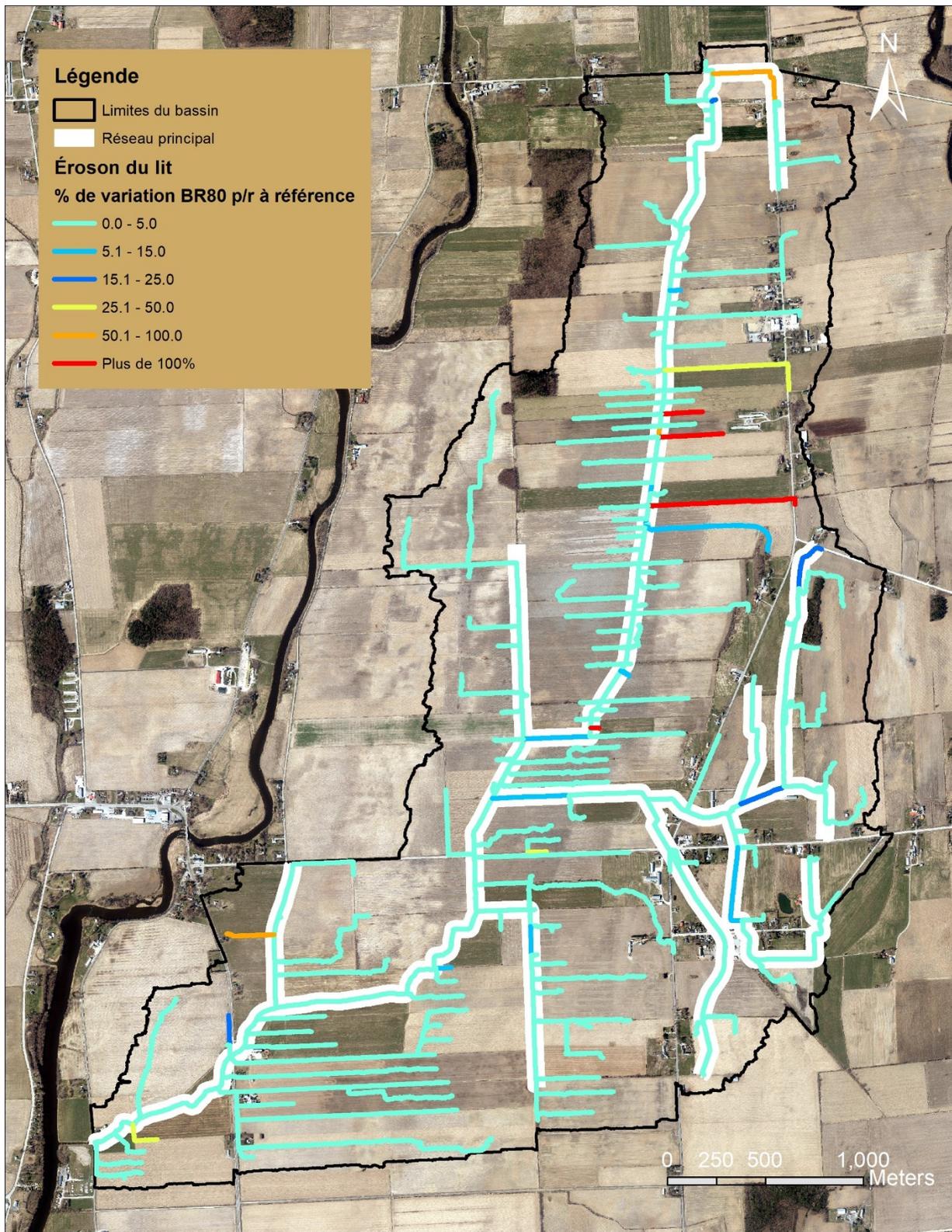


Figure 50: Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 80%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

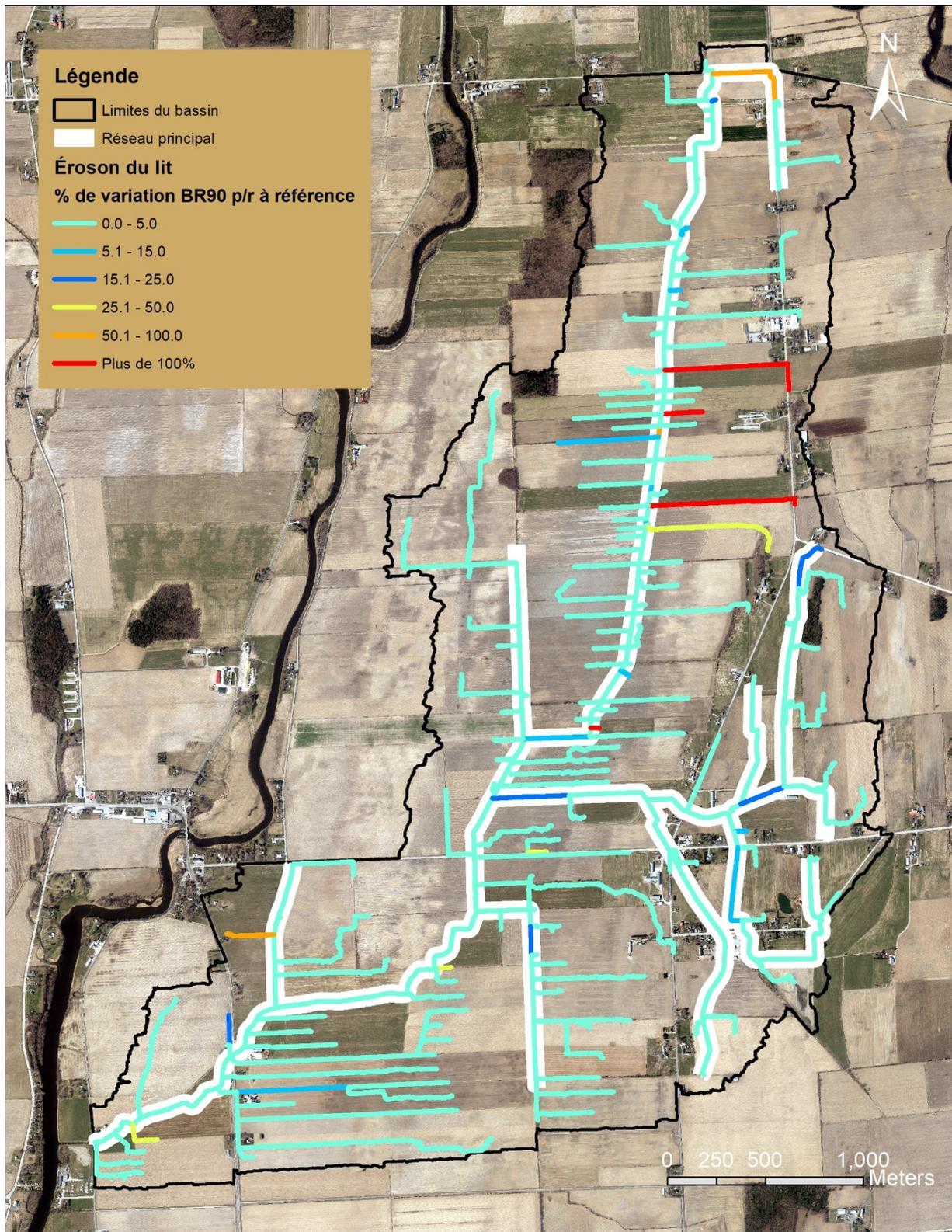


Figure 51 : Réduction annuelle de l'érosion du lit des tronçons pour le scénario avec bandes riveraines élargies (efficacité 90%) par rapport au scénario de référence. Le réseau tel que relevé sur le terrain est surligné en blanc.

6.9 Discussion

L'ajout du module de drainage à HYDROTEL a permis d'obtenir un calage satisfaisant des débits en cours d'eau. L'amélioration est surtout visible pour la période en dehors de la fonte, la représentation de ce phénomène n'étant pas affectée par le module de drainage. L'amélioration globale des performances d'HYDROTEL a permis d'utiliser les résultats de la simulation hydrologique, notamment le débit dans les tronçons et le ruissellement sur les UHRH, afin de les fournir en intrants aux modèles VFDM, GerosM et ROTO. L'absence de données sur la performance des bandes riveraines sur le bassin versant n'a pas permis de caler le modèle VFDM. De façon plus générale, ce modèle n'a jamais été testé sur le terrain, ce qui veut dire que sa fiabilité reste à démontrer. En appliquant l'efficacité de sédimentation calculée par VFDM pour des bandes riveraines de 2 m (ce qui correspond au scénario de référence) aux résultats de GerosM, la quantité de sédiments atteignant le milieu récepteur est trop faible pour pouvoir caler ROTO sur les données de MES à la station hydrométrique. En considérant que la concentration moyenne mesurée à l'exutoire du bassin par le MELCC entre mai et octobre est six fois plus faible que celle obtenue à partir des données de la station hydrométrique pour les mêmes mois, il semble probable que ces dernières soient surévaluées. Toutefois, comme il n'est pas évident de corriger ces données, elles ont été conservées comme telles. Afin de pouvoir caler ROTO, les bandes riveraines de 2 m ont donc été considérées implicitement. Bien que les modélisations soient imparfaites, elles permettent tout de même d'explorer l'impact relatif des PGB sur le bassin versant. Il faut également garder en tête que les cultures présentes lors de l'année 2021 ont été utilisées pour de la modélisation, ce qui ne limite pas l'analyse des scénarios de PGB relativement au scénario de référence, mais cela doit toutefois être pris en compte lorsque les taux d'érosion à l'échelle de la parcelle sont analysés.

Selon la modélisation effectuée et par rapport à l'absence totale de bandes riveraines, les bandes réglementaires de 2 m sont la PGB la plus performante. Leur retrait signifierait une hausse de 746,2% et 716,2% de la charge en MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire du bassin respectivement. Autrement dit, la présence de bandes riveraines de 2 m sur tout le bassin permet des réductions de 87,5% et de 88,1% respectivement de la charge en MES dans le ruissellement de surface et à l'exutoire par rapport au scénario sans bandes riveraines. Toutefois, la mise en place de bandes riveraines élargies (c'est-à-dire plus large que le 2 m réglementaire) ne permet d'obtenir qu'un gain marginal sur la réduction des charges en MES par rapport au scénario de référence. Ce gain est d'autant plus faible si on le compare aux superficies occupées par les bandes riveraines : 28,6 ha pour les bandes riveraines de 2 m et

89,6 ha dans le cas du scénario ambitieux (soit 90% d'efficacité lors de 95% des événements de ruissellement du 15 avril au 15 décembre). Les bandes riveraines de 2 m sont par ailleurs la seule PGB à avoir eu un impact bénéfique significatif sur la fréquence de dépassement du critère sur la concentration en MES pour la protection de la vie aquatique. Bien que la réduction à l'exutoire des MES provoquée par les bandes riveraines élargies soit faible, l'analyse de l'accumulation des sédiments dans les tronçons offre une perspective différente. En effet, il est clairement possible de voir une augmentation du nombre de tronçons affichant une diminution des dépôts de sédiments lorsque l'efficacité visée des bandes riveraines augmente. Avec une efficacité visée de 90%, la majorité des tronçons des branches principales du ruisseau affiche une réduction de la quantité de sédiments accumulés, avec des pourcentages variant majoritairement entre 5 et 50%. Ce constat permet d'entrevoir un effet bénéfique sur la diminution du besoin de recreusage des cours d'eau, qui a lieu périodiquement afin de réduire l'envasement des tronçons. Une réduction des besoins de recreusage serait aussi bénéfique d'un point de vue économique qu'environnemental. Cela réduirait également la problématique de l'ensevelissement des sorties de drain qui limite le drainage efficace des parcelles agricoles.

Dans l'ensemble, des bandes riveraines bien entretenues de 2 m de largeur sur le talus offrent dans la plupart des cas des efficacités de captation satisfaisantes du point de vue d'une efficacité visée de 80% lors de 95% des événements de ruissellement dans la période sans neige. Les cartes d'aménagements de bandes riveraines (Figures 22, 23, et 24) montrent que les superficies de bandes élargies sont surtout concentrées dans la partie est, qui correspond également à la région la plus pentue du bassin versant. Ces superficies augmentent exponentiellement avec le pourcentage d'efficacité visé. En plus des bandes riveraines linéaires qui suivent les littoraux, la modélisation laisse apparaître des milieux filtrants qui sont davantage circulaires à l'amont de certains tronçons. Cela indique des endroits sur le bassin où le ruissellement est concentré avant d'atteindre le fossé ou le cours d'eau. Il pourrait donc être intéressant d'explorer la mise en place d'aménagements de filtration à ces endroits (par exemple un marais filtrant) afin de purifier les eaux de ruissellement avant qu'elles n'entrent dans le réseau hydrographique. Ces aménagements pourraient représenter une solution complémentaire peu gourmande en superficie, puisque l'empreinte au sol d'un aménagement ponctuel de quelques dizaines de mètres de diamètre est comparativement moins grande que par exemple une bande riveraine de 10 m de largeur le long d'un tronçon de plusieurs centaines de mètres.

Les retenues collinaires permettent de capter une fraction appréciable des sédiments érodés sur les parcelles agricoles (7 et 11% pour les retenues collinaires de 2 et 3 m de profondeur respectivement). Toutefois, cette captation est limitée par l'aire drainée relativement faible des retenues collinaires. Ces derniers ne permettent en effet de drainer qu'environ 13% de la superficie cultivée. L'effet de la sédimentation dans les retenues collinaires n'apparaît pas sur les MES à l'exutoire. La raison est que le déficit en dépôts meubles que provoquent les retenues collinaires est compensé par l'érosion du lit des tronçons. Effectivement, l'augmentation de l'érosion que provoquent les retenues collinaires est de 0,09 et 0,10 t ha⁻¹ an⁻¹, ce qui correspond au même ordre de grandeur que les sédiments captés par ces dernières (0,11 et 0,16 t ha⁻¹ an⁻¹). Dans le cas du bassin versant du ruisseau au Castor, ce résultat peut tout de même être considéré comme positif, puisque deux des problématiques principales sont le surplus en nutriments dans les eaux de surface et l'envasement des tronçons. Cela veut dire que les retenues collinaires permettent de capter les sédiments en provenance des champs qui sont potentiellement chargés en nutriments et en pesticides tout en réduisant l'envasement des cours d'eau. Le phénomène d'érosion étant faible sur le bassin versant, il est permis de penser que l'augmentation de l'érosion du lit que provoquent les retenues collinaires ne serait pas problématique. À la lumière de ces résultats, il semble que la réduction de l'érosion par le tamponnage des crues par les retenues collinaires n'est pas suffisante pour contrebalancer la perte de dépôts meubles. Une gestion optimisée des retenues collinaires pourrait permettre de les vider graduellement avant la crue printanière et ainsi maximiser leur pouvoir tampon. L'inquiétude de voir se remplir rapidement de sédiments les retenues collinaires ne semble pas être fondée dans le cas du bassin Castor, puisque la modélisation indique une accumulation maximale de 7,0 cm sur 10 ans. Il faut dire que l'érosion annuelle par hectare sur le bassin versant est faible, ce qui réduit le potentiel d'envasement des retenues collinaires. La problématique de la réduction des débits d'étiages par l'effet combiné des retenues collinaires semble être présente dans une moindre mesure sur le bassin Castor. Les débits simulés à l'exutoire avec la présence de retenues collinaires affichent en effet qu'une diminution d'environ 10 à 15% à l'exutoire pendant la période estivale (voir Figure 38). Un résultat surprenant de la modélisation avec les retenues collinaires est l'augmentation de la fréquence du dépassement du seuil de concentration en sédiments à l'exutoire. Puisque la charge en sédiments à l'exutoire est environ la même, la raison pour cette augmentation de la fréquence de dépassement est attribuable à la réduction des débits d'étiage qui réduit le volume de dilution.

Après les bandes riveraines de 2 m, la PGB la plus efficace pour la réduction des MES est la conversion en foin de toutes les cultures. Ce scénario est toutefois peu réaliste en raison de la

valeur économique plus faible du foin, mais il permet de mettre l'accent sur l'impact du type de culture sur la qualité de l'environnement. Des objectifs plus modérés de conversion de parcelles de soya ou de maïs en foin, par exemple, pourraient être développés pour aider à améliorer la qualité des eaux de surface. Également, l'impact des cultures de couverture et des résidus de culture au sol n'a pas été évalué, mais il est attendu que ces PGB pourraient avoir un effet important sur la réduction de l'érosion des parcelles (MAAARO, 2022).

Finalement, la combinaison de la conversion en foin des cultures, de l'ajout de retenues collinaires de 3 m de profondeur et de bandes riveraines élargies efficaces à 90% ne permet pas d'aller chercher un gain supérieur par rapport à la seule conversion des cultures en foin. Cela illustre bien que la solution la plus efficace est de réduire à la source lorsque cela est possible.

7 CONCLUSION

La modélisation de l'impact des bandes riveraines à largeur réglementaire et élargies, des retenues collinaires et de la conversion des cultures en foin ou en soya a été réalisée. La modélisation a permis d'évaluer le gain sur la réduction des MES dans le ruisseau au Castor offert par chaque scénario et de comparer ces derniers entre eux. À la lumière des résultats de la modélisation, il apparaît que les bandes riveraines d'une largeur fixe de 2 m sur l'ensemble des tronçons du bassin sont très efficaces pour réduire l'apport en sédiments dans le réseau hydrographique. Par rapport à des bandes riveraines de 2 m, les bandes riveraines élargies ont offert une amélioration somme toute minimale à l'exutoire, surtout lorsque l'on prend en compte la surface requise pour les installer. Toutefois, elles ont permis de réduire l'accumulation de sédiments sur la plupart des tronçons principaux du ruisseau dans un ordre de grandeur variant entre 5 et 50% par rapport au scénario de référence, ce qui laisse entrevoir un gain intéressant sur la réduction de la problématique de l'envasement des sorties de drain et du recreusage des tronçons. Il faut aussi se rappeler que seul l'impact sur les sédiments a été évalué, mais les bandes élargies peuvent également avoir des effets bénéfiques sur la captation des nutriments et sur l'amélioration de la biodiversité. Les retenues collinaires sont une option intéressante puisqu'ils permettent d'intercepter une partie des sédiments d'origine terrestre potentiellement chargés en nutriments. De plus, ils peuvent avoir la double fonction de servir de source d'eau d'appoint pour l'irrigation afin d'améliorer la résilience face aux changements climatiques. Une attention particulière devrait toutefois être portée sur la qualité des eaux collectées, qui

pourraient contenir des concentrations élevées en contaminants (pesticides, nutriments, etc). Le tamponnage des crues est limité par le fait que les retenues collinaires sont souvent près de leur capacité maximale lors de la crue printanière, mais une gestion optimisée de leur niveau d'eau pourrait permettre d'améliorer cette situation. Finalement, le type de culture a un grand effet sur l'érosion des parcelles agricoles, ce qui offre la perspective de convertir certaines cultures à haut potentiel d'érosion (ex. soya, maïs) en culture à faible potentiel d'érosion (ex. foin) afin d'aider à améliorer la qualité des eaux de surfaces sur le bassin versant. Cela montre également les bienfaits que pourraient avoir d'autres PGB qui n'ont pas été analysées dans ce mémoire, comme les cultures de couverture.

8 PERSPECTIVES

Ces travaux de maîtrise ne font qu'égratigner la surface de ce qui peut être fait d'un point de la modélisation des PGB sur le bassin versant du ruisseau au Castor.

Une première amélioration qui pourrait être faite est l'incorporation d'une caractérisation des bandes riveraines sur le terrain afin que le scénario de référence présente des bandes dont la largeur varie spatialement, plutôt que d'utiliser une largeur unique de 2 m. Cette caractérisation pourrait également permettre de valider si les chemins d'écoulement préférentiel identifiés sur le MNT sont effectivement identifiables sur le terrain.

Le modèle VFDM n'ayant jamais été validé avec des données *in situ*, le suivi de bandes riveraines expérimentales serait d'un grand intérêt. Cela permettrait non seulement de bonifier la littérature sur VFDM, mais aussi d'augmenter la confiance envers les résultats de la modélisation pour le bassin Castor. C'est dans ce contexte que des bandes riveraines expérimentales ont été implantées en 2022 sur le bassin versant, ce qui offre une opportunité de tester le modèle dans un avenir rapproché (Guedessou *et al.*, 2022; Morin *et al.*, 2023)

Bien que l'ajout du modèle de drainage ait amélioré sensiblement la performance d'HYDROTEL à simuler les débits, il n'en demeure pas moins que la période de fonte reste globalement mal représentée. Il semble donc que les processus d'accumulation et de fonte de neige simulés dans HYDROTEL ne permettent pas de bien représenter la réalité du milieu agricole. On peut penser notamment aux vents qui balayent les parcelles dénudées et qui limitent l'accumulation de neige sur celles-ci. La neige s'accumule plutôt dans les dépressions, comme les fossés et les littoraux. C'est ce que révèlent des photos de drone du bassin versant prises au moment de

la fonte (voir annexe 10.13). La validation des débits de drainage simulés n'a également pas pu être faite, faute de données observées. Il serait toutefois intéressant d'effectuer cette validation, afin de vérifier que les processus du drainage sont bien reproduits.

La structure de retenue collinaire qui a été ajoutée à HYDROTEL pourrait également bénéficier de certaines améliorations. Notamment, la gestion de l'infiltration et de l'exfiltration pourrait être améliorée. Dans le cas où l'on considère des retenues collinaires imperméables, il faudrait trouver un moyen pour que l'eau contenue dans le sol des UHRH versants puisse être réacheminée, par exemple vers des UHRH adjacents qui ne se déversent pas directement dans la retenue collinaire. Il pourrait être intéressant également d'appliquer les prélèvements en eau pour l'irrigation sur les UHRH irriguées, plutôt que simplement les faire disparaître du bilan de masse. Cela ajouterait une couche supplémentaire de détail aux processus simulés.

En ce qui a trait à la simulation des sédiments, une incertitude majeure concerne d'une part la taille médiane réelle des particules en suspension dans le ruissellement et dans les cours d'eau et d'autre part la concentration en sédiments à l'équilibre dans les retenues collinaires. Pour le moment, ces paramètres ont été « calés » de manière à reproduire le sédimentogramme à la station hydrométrique dans le cas de la taille des particules et de manière à reproduire une efficacité de sédimentation théorique dans le cas de la concentration à l'équilibre dans les retenues collinaires. Obtenir des mesures sur le terrain permettrait de fixer ces paramètres et ainsi d'améliorer la robustesse de la modélisation. Une autre limite concernant la modélisation des sédiments est la longueur de la pente des UHRH, qui est fixée à 100 m. Ce paramètre est utilisé dans GerosM pour l'acheminement des sédiments érodé vers le milieu récepteur. Une façon de déterminer la longueur de la pente devrait être implantée en se basant sur la forme de l'UHRH et la direction de l'écoulement à sa surface. Ce problème est toutefois plus complexe qu'il peut en avoir l'air, car les UHRH ont des formes non régulières et il existe une multitude de chemins d'écoulement à leur surface, ce qui rend complexe la tâche de déterminer une longueur de pente représentative.

Les résultats présentés dans ce mémoire sont bien sûr couverts d'incertitude, en raison par exemple de la qualité des données d'entrée et des simplifications inhérentes aux modèles. Ces incertitudes sont toutefois difficiles à évaluer. Dans le cas de la simulation hydrologique avec HYDROTEL, les résultats obtenus avec les jeux de paramètres issus de différents essais du calage automatique pourraient permettre d'obtenir un intervalle de valeurs possibles. Cette méthode découle du principe d'équifinalité, ce qui veut dire que différentes combinaisons de paramètres peuvent permettre d'atteindre le même optimum.

En raison du contexte du projet de recherche, la modélisation a été faite sur le bassin versant du ruisseau au Castor, qui est essentiellement plat et dont le taux d'érosion est faible. De ce fait, le gain qui peut être fait par rapport aux bandes riveraines existantes est réduit par rapport à la diminution de la charge en sédiments du ruisseau. La modélisation pourrait être refaite pour un bassin versant où la problématique d'érosion agricole est plus importante afin d'observer si l'effet des PGB serait alors davantage prononcé.

9 CONTRIBUTION AU PROJET CASTOR

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans le cadre du projet Castor, un important projet pilote de gestion intégrée de l'eau en milieu agricole (MELCC, 2021b). Cette initiative découle de la stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 et permet de combiner les forces du gouvernement, des producteurs locaux, des organismes de bassin versant, de la MRC de Brome-Missisquoi, des clubs-conseils en agroenvironnement et des chercheurs afin de développer et mettre en place des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement.

Les travaux de cette maîtrise ont permis d'explorer à l'aide la modélisation hydrologique distribuée l'impact sur les sédiments de trois types de PGB, soit les bandes riveraines, les retenues collinaires et le type de culture.

Tout d'abord, la modélisation a permis d'illustrer un phénomène bien connu, soit que la présence d'une bande riveraine est essentielle pour limiter la pollution diffuse et plus précisément, dans le cadre de ces travaux, l'apport en sédiments dans le système hydrographique.

Trois scénarios de bandes riveraines élargies ont été développés selon des objectifs de captation des sédiments, ce qui se traduit par des superficies de bandes riveraines qui augmentent exponentiellement avec l'efficacité visée. L'impact à l'exutoire des bandes riveraines élargies est faible, mais la modélisation montre que leur présence pourrait réduire les besoins de recreusement des branches principales du ruisseau et diminuer la problématique de l'envasement des sorties de drain. La carte d'aménagement des bandes riveraines que nous recommandons est celle du scénario modéré, soit une efficacité d'au moins 80% lors de 95% des épisodes de ruissellement du 15 avril au 15 décembre (voir Figure 23). Ce scénario représente un bon compromis entre la surface de bande riveraine requise et la diminution de l'accumulation de sédiments dans les tronçons. Bien sûr, il faut garder en tête que ces résultats

doivent avant tout guider les opérations sur le terrain, et que la validation *in situ* par des intervenants locaux qui ont une connaissance fine du territoire demeure primordiale. De façon générale, il semble que les efforts devraient se concentrer sur la partie est du bassin, où les pentes sont plus prononcées.

L'impact de la conversion de toutes les cultures en foin ou en soya a permis d'illustrer l'impact que peut avoir le type de couverture sur l'érosion des sols. S'il n'est pas réaliste de penser convertir l'entièreté du bassin versant en foin, cela permet tout de même de sensibiliser les acteurs locaux sur l'influence du choix des cultures sur le bilan environnemental. Cela ouvre également la porte à des PGB qui n'ont pas été couvertes dans ce mémoire comme les cultures de couverture et les résidus de culture laissés au champ qui permettent d'éviter que les sols restent à nu pendant une partie de l'année.

L'ajout de retenues collinaires à la modélisation avait pour but dans un premier temps de tester son adaptation à HYDROTEL et PHYSITEL et dans un deuxième temps d'avoir une première idée de leur impact sur l'hydrologie et la sédimentation et de vérifier leur capacité à servir de réservoir pour l'irrigation. Encore beaucoup de travail doit être fait afin de valider les hypothèses (par exemple l'évaporation, l'infiltration et l'exfiltration, les prélèvements en eau, etc.) et confirmer la performance du modèle à reproduire la dynamique de ces ouvrages. Les premiers résultats sont toutefois prometteurs, avec une bonne efficacité de captation des sédiments et un volume d'eau intéressant pendant la période sèche qui pourrait servir de source d'eau d'appoint. L'impact limité des retenues collinaires sur les débits d'étiage est également encourageant d'un point de vue environnemental. Un dimensionnement plus détaillé de ces ouvrages pourrait permettre de diminuer leur volume, en prenant en compte notamment l'aire tributaire qui permet leur recharge. Une attention particulière devrait également être portée à la qualité des eaux de ruissellement issues du territoire agricole, car elle pourrait contenir des concentrations élevées en contaminants comme les nutriments, les pesticides et les herbicides. Yazdi *et al.* (2021) mentionnent que davantage d'études sont nécessaires afin vérifier la capacité épuratoire des retenues collinaires dans l'optique de réutiliser l'eau comme source d'irrigation.

10 ANNEXES

10.1 Sécheresses sur le bassin versant du ruisseau au Castor de 2003 à 2022

Agriculture et Agroalimentaire Canada met à la disposition du public des cartes de sécheresse mensuelle sur les territoires agricoles du Canada. Ces cartes sont élaborées à partir « d'une vaste gamme de renseignements, comme l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN), les valeurs de débit d'eau, l'indice Palmer de gravité de la sécheresse et les indices de sécheresse utilisés par les secteurs de l'agriculture, des forêts et de la gestion de l'eau » (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2023). Les cartes présentent le Canada avec un code de couleur permettant d'identifier les zones ayant connu une sécheresse au cours du mois et la gravité de cette sécheresse. Les cinq niveaux de sécheresse utilisés sont définis au Tableau 22.

Tableau 22: Niveaux de sécheresse utilisés par Agriculture et Agroalimentaire Canada

Niveau de sécheresse	Période de retour
	années
D0 (temps anormalement sec)	3 à 5
D1 (sécheresse modérée)	5 à 10
D2 (sécheresse grave)	10 à 20
D3 (sécheresse extrême)	20 à 25
D4 (sécheresse exceptionnelle)	50

Ces cartes ont été téléchargées pour les mois de mai à août et pour toutes années disponibles, soit de 2003 à 2022. Ces cartes ont par la suite été analysées une à une afin de vérifier si une sécheresse avait lieu sur le bassin versant lors du mois analysé et la gravité de la sécheresse le cas échéant. Les résultats de cette analyse sont présentés à la Figure 52. Il est possible de voir que trois sécheresses ont eu lieu pendant la première décennie, alors que sept ont eu lieu dans la seconde décennie, pour un total de 10 sécheresses. Les sécheresses sont plus longues et plus sévères dans la seconde décennie (2013 à 2022).

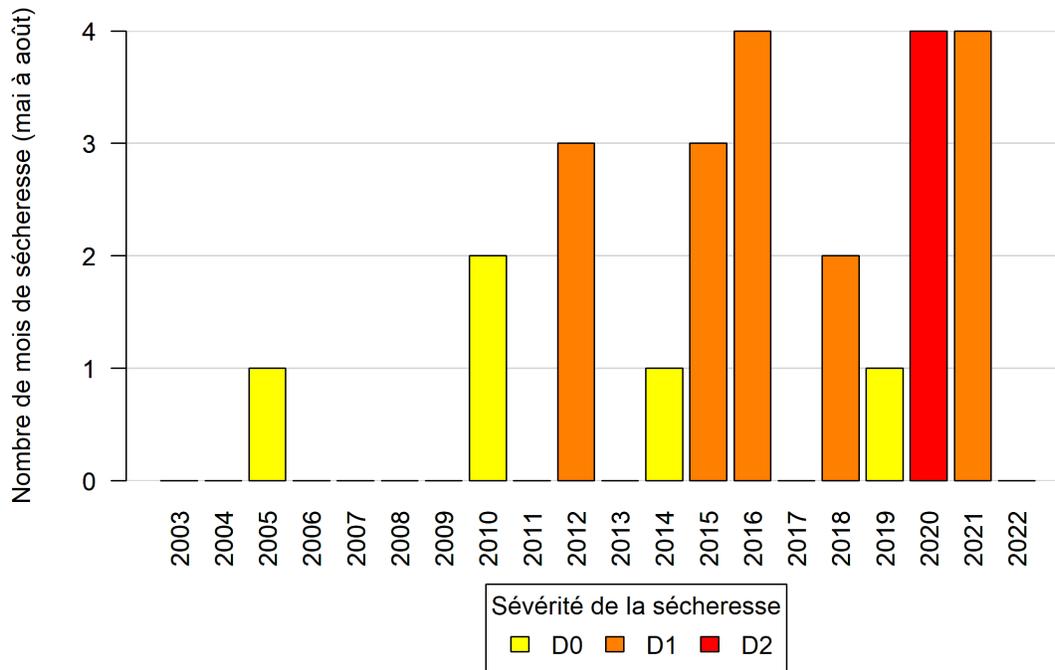


Figure 52: Nombre de mois de sécheresse (mai à août) et leur gravité entre 2003 et 2022 sur le bassin versant du ruisseau au Castor.

Source des données : Agriculture et Agroalimentaire Canada.

10.2 Problématique de la pente avec VFDM

Le seul paramètre sur lequel la pente exerce une influence dans VFDM est la hauteur de l'écoulement. Cette dernière est calculée à partir de l'équation de Manning qui est résolue itérativement à l'aide de la méthode de Newton-Raphson (Gumiere *et al.*, 2015). Pour un canal rectangulaire, cela se traduit par le système suivant :

Équation 31: détermination de la hauteur de l'écoulement par la formulation de Manning et la méthode de résolution itérative de Newton-Raphson

$$h^{i+1} = h^i - \left(\frac{1 - \frac{Q}{Q_i}}{\left(\frac{5L + 6h^i}{3h^i(L + 2h^i)} \right)} \right)$$

$$Q^i = \frac{Lh^i \left(\frac{Lh^i}{L + 2h^i} \right)^{2/3} \sqrt{S}}{n}$$

Où

h^i, h^{i+1} : respectivement la première approximation et l'approximation à l'itération suivante de la hauteur de l'écoulement,

Q_i : l'approximation du débit déterminée à partir de la hauteur de l'écoulement approximée à l'itération précédente,

L : la largeur du canal,

S : la pente et

n : le coefficient de rugosité de Manning.

Si l'on reprend la formulation du *Fall Number* de l'Équation 2 et qu'on y exprime de façon explicite la vitesse de l'écoulement tel que décrite à l'Équation 13, on obtient la formule suivante :

$$Nf = \frac{xV_s}{hV} = \frac{xV_s}{\cancel{\mu} \frac{q}{\cancel{\mu B_0}}} = \frac{xV_s B_0}{q}$$

On voit que la hauteur de l'écoulement (h) se simplifie, et donc que la pente n'a pas d'influence sur la valeur du *Fall Number*. Dans l'article de Deletic et Fletcher (2006), d'où est issue cette formulation, il semble qu'une différence soit faite entre la hauteur de l'écoulement et la hauteur de la particule, ce qui permettrait d'éviter cette impasse. Toutefois, en pratique, il n'est pas possible de faire la différence entre les deux dans la mesure où la hauteur des particules en un pas de temps donné n'est pas connue. Cela revient donc à dire que l'efficacité de la bande riveraine selon sa largeur ou, à l'inverse, sa largeur selon l'efficacité visée, ne dépendent pas explicitement de la pente dans la forme actuelle de VFDM. Dans son couplage avec HYDROTEL, cependant, l'effet de la pente de l'UHRH est pris en compte dans une certaine mesure puisqu'elle impacte l'acheminement du ruissellement de surface. Cela veut dire qu'une pente plus abrupte mènera en théorie à une pointe de débit plus importante. Encore faut-il que la résolution temporelle d'HYDROTEL soit assez fine pour reproduire ce phénomène.

10.3 Découpage des ponceaux et avaloirs sur le MNT

Les principaux ponceaux ont été découpés par l'entreprise ayant fourni le relevé LiDAR du bassin versant Castor effectué en décembre 2021. Toutefois, plus d'une centaine de ponceaux n'avaient pas été traités, de même que les avaloirs qui relient les fossés au cours d'eau. L'omission de ces ouvrages hydrauliques impacte la connectivité du réseau hydrographique, le réseau d'écoulement calculé par PHYSITEL et ultimement les limites du bassin versant. Cette section détaille la méthode utilisée pour l'identification et le découpage des ponceaux et des avaloirs sur le MNT. Au total, sur l'ensemble du MNT, ce qui inclut une zone tampon de 100 m

autour des limites du bassin, 197 ponceaux et 86 avaloirs ont été identifiés. De ces nombres, 16 ponceaux et 73 avaloirs ont été confirmés sur le terrain. Les autres ont été déduits à partir du MNT.

10.3.1 Identification des ponceaux et des avaloirs à partir du MNT

De façon générale, les ponceaux sont facilement identifiables sur le MNT. Ils apparaissent comme une rupture de quelques mètres dans les fossés et les cours d'eau (voir Figure 53). Afin d'augmenter le degré de certitude qu'il s'agit bien d'un ponceau, les pentes sont évaluées à l'amont et l'aval de l'obstacle afin de s'assurer que l'écoulement doit effectivement le traverser. Pour ce faire, il suffit d'interroger le MNT en différents points afin de connaître leur élévation et ainsi déduire le sens de la pente.

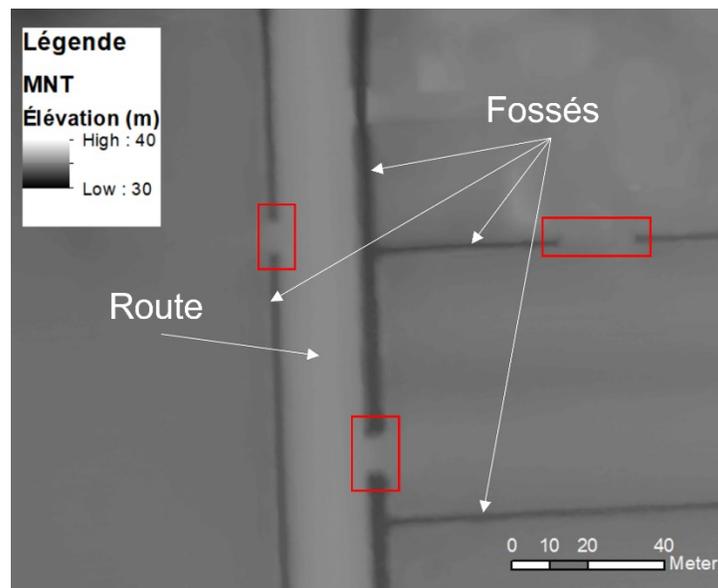


Figure 53: Ponceaux identifiés à partir du MNT

Les rectangles rouges identifient les discontinuités dans les fossés qui révèlent la présence de ponceaux.

10.3.2 Découpage des ponceaux dans le MNT

La première étape visant à « découper » les ponceaux, c'est-à-dire rétablir la connectivité hydraulique des cours d'eau dans le MNT, est de créer un polygone reliant ses deux extrémités. Il est important que le polygone couvre une partie du cours d'eau à l'aval et à l'amont du ponceau (voir Figure 54). Une fois cette étape complétée, il faut extraire la valeur minimum de ces polygones, puis les transformer en format raster. La fonction *Zonal Statistics* de ArcMap

permet cette opération (Figure 55). Il faut ensuite superposer le raster des ponceaux au MNT du bassin en utilisant la fonction *Mosaic to New Raster* de ArcMap (Figure 56). On se retrouve ainsi avec un MNT dont l'élévation des ponceaux a été abaissée à la valeur minimale des fossés qui les traversent (Figure 57). Finalement, la résolution étant trop fine pour PHYSITEL (0,25 m), le raster est agrégé à une résolution de 1 m en prenant la valeur moyenne des tuiles.

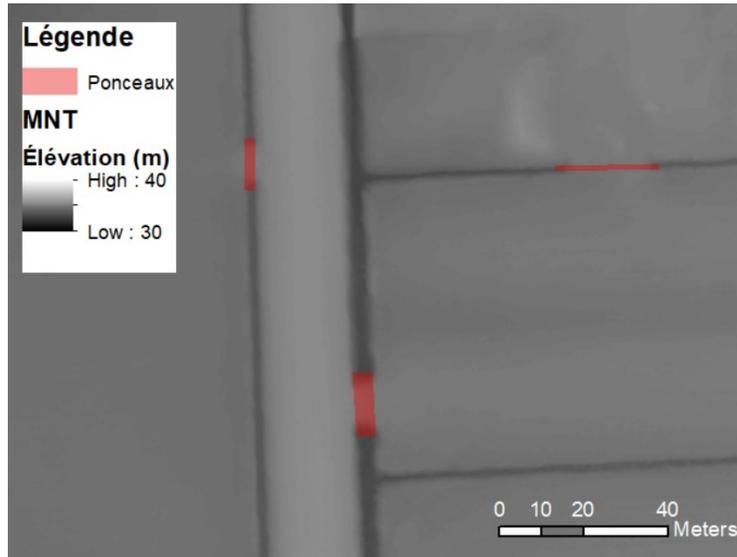


Figure 54: Polygones couvrant l'étendu du ponceau

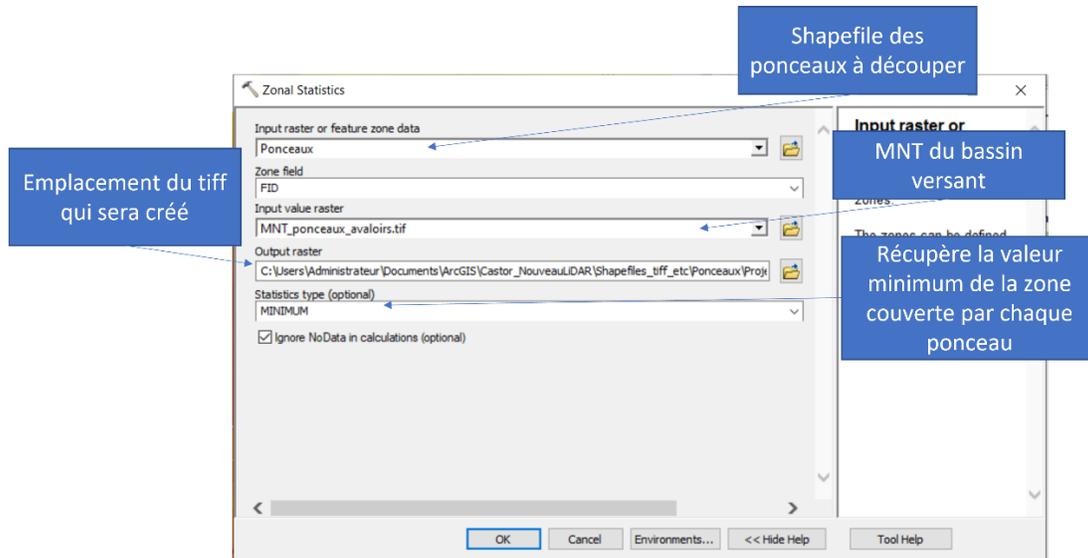


Figure 55 : Fonction Zonal Statistics de ArcMap

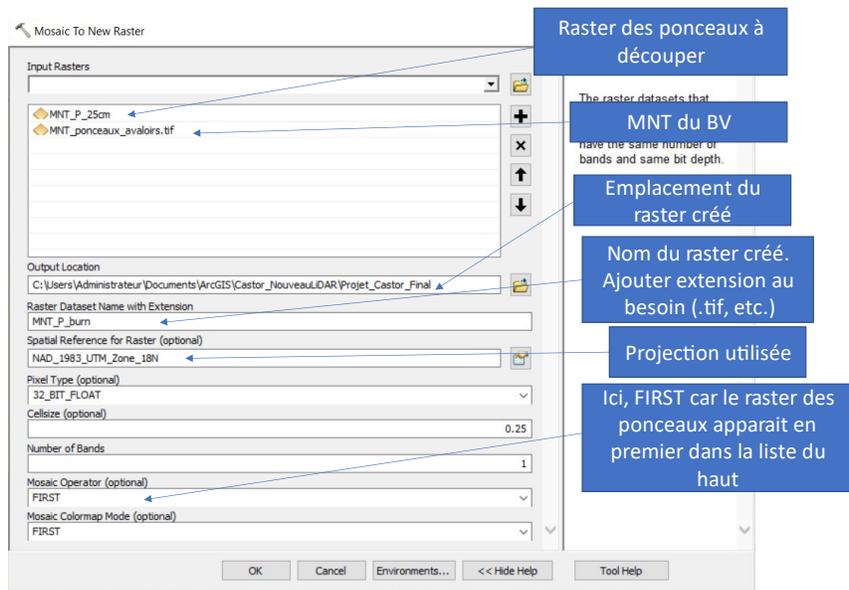


Figure 56: Fonction Mosaic to New Raster de ArcMap

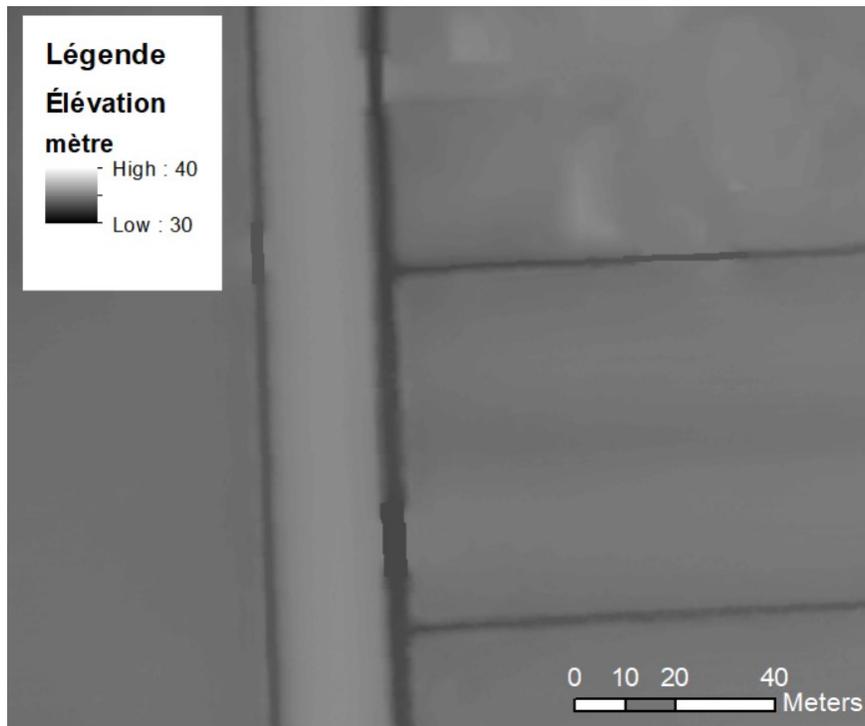


Figure 57: Ponceaux découpés sur le MNT

10.4 Caractéristiques des stations météorologiques et des produits de réanalyse sur grille

Tableau 23: Caractéristiques des stations météorologiques dans un rayon de 25 km autour du bassin versant ayant des données à l'intérieur de la période 2000-2022

Station	Exploitant	Distance du bassin versant km	Début des données	Fin des données	Pas de temps
Philipsburg	ECCC	11	1950	2015	Journalier
Sainte-Sabine	ECCC	11	2003	2006	Horaire
Sabrevois	ECCC	16	1975	2021	Journalier
Frelighsburg	ECCC	18	1994	2023	Journalier, Horaire
Farnham	ECCC	23	1917	2022	Journalier
Sabrevois	MELCC	20	2009	2020	Minute
Philipsburg	MELCC	18	2008	2014	Minute
Henryville	MELCC	10	2008	2014	Minute
Farnham	MELCC	24	2009	2021	Minute
Dunham2	MELCC	18	2008	2014	Minute

Tableau 24: Caractéristiques des produits CaPA considérés pour la modélisation hydrologique

Produit CaPA	Résolution spatiale	Résolution temporelle	Date de début	Date de fin
	km ²	h		
CaPA Coarse Experimental	10	6	1er janvier 2002	30 juin 2012
CaPA Coarse	10	6	17 septembre 2012	Une semaine avant la date courante
RDRS	10	1	1 janvier 1980	31 décembre 2018

10.5 Jeux de paramètres sélectionnés issus du calage automatique avec OSTRICH pour les simulations hydrologiques avec et sans drainage souterrain

Tableau 25: Plage de calage des paramètres d'HYDROTEL et valeur calée pour la simulation sans module de drainage souterrain

Paramètre	Abréviation	Unités	Borne inférieure	Borne supérieure	Valeur calée
Seuil de fonte 1	SFC	°C	-3,5	3,5	0,00
Taux de fonte 1	TFC		1	20	5,07
Gradient de température	GT	°C/m	-1,5	0	-0,91
Gradient de précipitations	GP	mm/m	0	1,5	1,21
Passage pluie-neige	PPN	°C	-3,5	3,5	0,00
Optimisation de l'ETP	METP	-	0,7	1,3	0,7
Couche de surface	Z1	m	0,025	0,6	0,12
Couche hypodermique	Z2	m	0,05	1,5	1,30
Couche de base	Z3	m	0,5	3	1,87
Coefficient d'extinction	CE	-	0,3	0,9	0,69
Coefficient de récession	CR	-	1×10^{-7}	1×10^{-5}	$1,70 \times 10^{-7}$
Coefficient d'assèchement	CA	-	0,5	1	0,61
Variabilité maximale de l'humidité relative	VarHR	-	0,2	0,4	0,31

Tableau 26: Plage de calage des paramètres d'HYDROTEL et du module de drainage et valeur calée (les paramètres soulignés sont ceux du module de drainage)

Paramètre	Abréviation	Unités	Borne inférieure	Borne supérieure	Valeur calée
Seuil de fonte 1	SFC	°C	-3,5	3,5	3,32
Taux de fonte 1	TFC		1	20	11,23
Gradient de température	GT	°C/m	-1,5	0	-1,26
Gradient de précipitations	GP	mm/m	0	1,5	0,6
Passage pluie-neige	PPN	°C	-3,5	3,5	1,32
Optimisation de l'ETP	METP	-	0,7	1,3	1,03
Couche de surface	Z1	m	0,025	0,6	0,36
Couche hypodermique	Z2	m	0,05	1,5	0,41
Couche de base	Z3	m	0,5	3	1,42
Coefficient d'extinction	CE	-	0,3	0,9	0,67
Coefficient de récession	CR	-	1×10^{-7}	1×10^{-5}	$7,58 \times 10^{-6}$
Coefficient d'assèchement	CA	-	0,5	1	0,95
Variabilité maximale de l'humidité relative	VarHR	-	0,2	0,4	0,20
<u>Écartement des drains</u>	ED	m	6	15	12,5
<u>Theta Seuil</u>	TS	-	0,6	1	0,935
<u>Coefficient de nappe</u>	CN	-	0,5	3,45	3,0
<u>Alpha</u>	ALPHA	-	0,25	2	1,0
<u>Beta</u>	BETA	-	1	1/CINF	3,33
<u>Célérité</u>	CEL	m/s	1×10^{-5}	0,5	0,0055
<u>Coefficient d'infiltration</u>	CINF	-	0	1	0,3

10.6 Métriques de performance additionnelles pour la simulation hydrologique avec HYDROTEL

Le Tableau 27 présente les métriques de performance de la simulation hydrologique avec HYDROTEL pour la période complète (janvier 2002 – juin 2012) avec et sans module de drainage. Les métriques de performance sont issues de la fonction *gof()* de la bibliothèque R *hydroGOF* (Zambrano-Bigiarini, 2020). La signification des termes de la colonne « Métrique de performance » et leur intervalle (lorsqu'applicable) sont présentés au Tableau 28. Le lecteur peut consulter la documentation d'*hydroGOF* (Zambrano-Bigiarini, 2022) pour plus de détails sur ces métriques et sur la façon dont elles sont calculées.

Tableau 27: Métriques de performance pour la simulation hydrologique avec et sans module de drainage pour la période janvier 2002 - juin 2012

Métrique de performance	Sans module de drainage	Avec module de drainage
ME	0,03	0
MAE	0,15	0,12
MSE	0,11	0,08
RMSE	0,33	0,28
NRMSE %	84,3	70,3
PBIAS %	19	1,3
RSR	0,84	0,7
rSD	0,93	0,84
NSE	0,29	0,51
mNSE	0,23	0,37
rNSE	-6,81	-5,59
d	0,77	0,83
md	0,54	0,69
rd	-1,53	-1,2
cp	-1,24	-0,56
r	0,62	0,72
R2	0,39	0,52
bR2	0,27	0,35
KGE	0,57	0,68
VE	0,17	0,32

Tableau 28: Signification des métriques de performance présentées au Tableau 27

Abréviation	Nom complet (<i>en anglais</i>)	Intervalle
ME	Erreur moyenne (<i>Mean Error</i>)	
MAE	Erreur moyenne absolue (<i>Mean Absolute Error</i>)	
MSE	Erreur quadratique moyenne (<i>Mean Squared Error</i>)	
RMSE	Racine carrée de l'erreur moyenne (<i>Root Mean Square Error</i>)	
NRMSE %	Racine carrée de l'erreur moyenne normalisée (<i>Normalized Root Mean Square Error</i>)	-100% <= NRMSE <= 100%
PBIAS %	Pourcentage de biais (<i>Percent bias</i>)	
RSR	Ratio du RMSE sur l'écart type des observations	0 <= RSR <= +Inf
rSD	Ration des écarts types (<i>Ratio of Standard Deviations</i>)	
NSE	Efficacité de Nash Sutcliffe (<i>Nash-Sutcliffe Efficiency</i>)	-Inf <= NSE <= 1
mNSE	NSE modifié (<i>Modified NSE</i>)	
rNSE	NSE relatif (<i>Relative NSE</i>)	
d	Index d'adéquation (<i>Index of Agreement</i>)	0 <= d <= 1
md	Index d'adéquation modifié (<i>Modified Index of Agreement</i>)	
rd	Index relatif d'adéquation (<i>Relative Index of Agreement</i>)	
cp	Indice de persistance (<i>Persistence Index</i>)	0 <= PI <= 1
r	Coefficient de corrélation de Pearson (<i>Pearson Correlation Coefficient</i>)	-1 <= r <= 1
R2	Coefficient de détermination (<i>Coefficient of Determination</i>)	0 <= R2 <= 1
bR2	R2 multiplié par le coefficient de régression entre simulé et observé	0 <= bR2 <= 1
KGE	Efficacité de Kling-Gupta (<i>Kling-Gupta Efficiency</i>)	0 <= KGE <= 1
VE	Efficacité volumétrique (<i>Volumetric Efficiency</i>)	-Inf <= VE <= 1

10.7 ETP mensuelle calculée par HYDROTEL et rapport de l'ETR sur l'ETP.

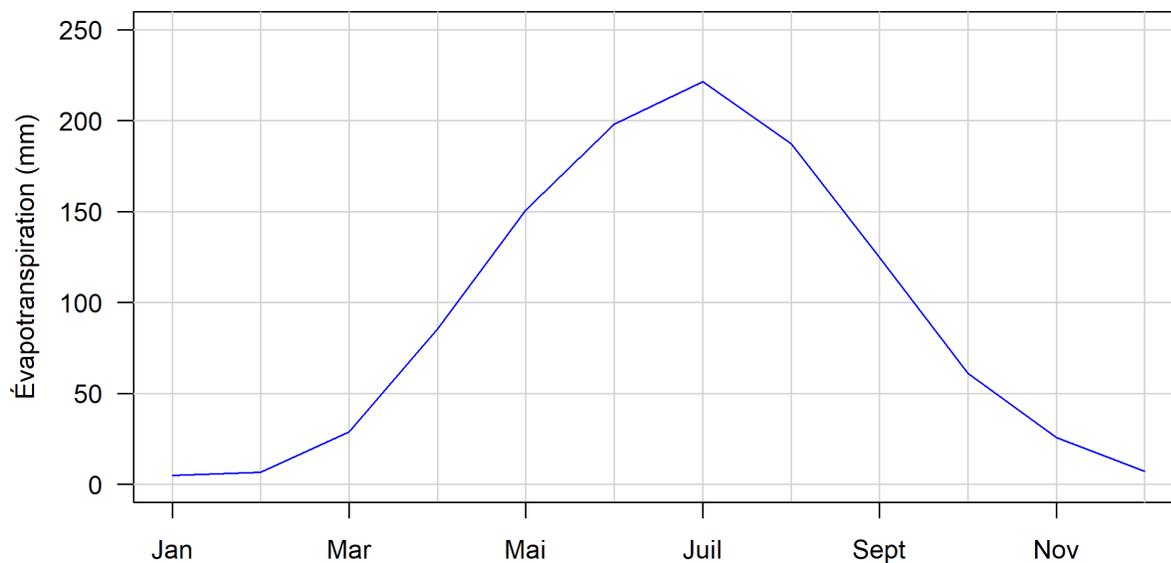


Figure 58: ETP mensuelle moyenne sur le bassin versant au Castor pour la période 2002-2011. L'ETP a été calculée en utilisant l'équation de McGuinness.

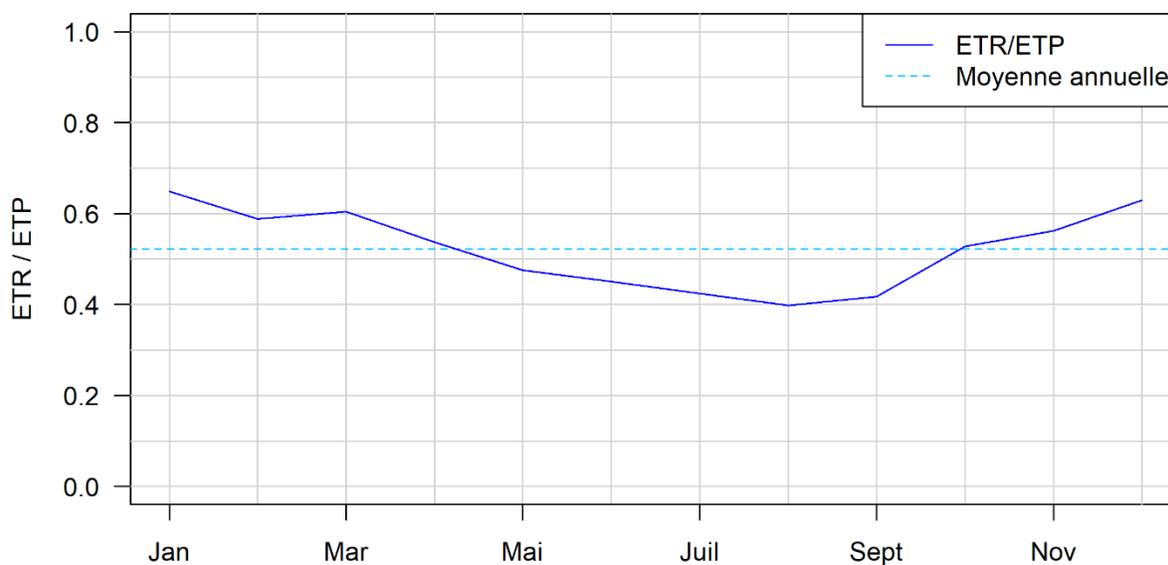


Figure 59: Moyenne mensuelle du rapport entre l'ETR et l'ETP et moyenne annuelle de ce rapport. Les résultats sont calculés pour la période 2002-2011.

10.8 Codes de structure et de perméabilité du sol pour la détermination du facteur d'érodabilité K

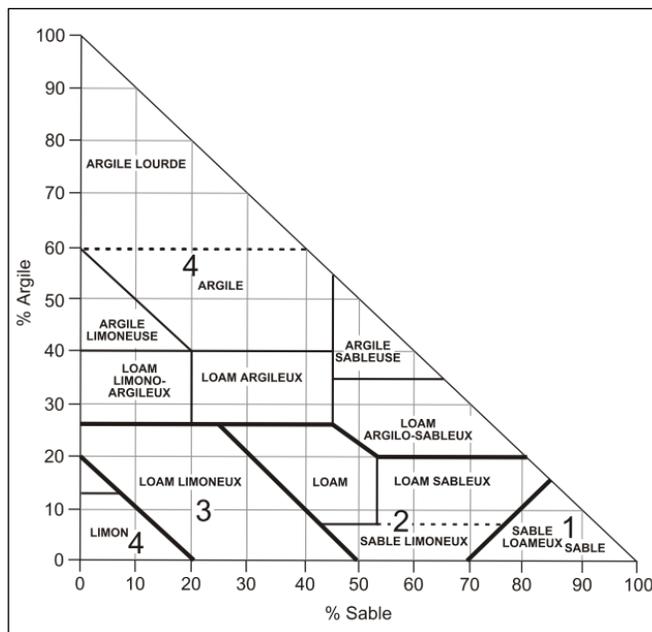


Figure 60: Code de structure basé sur la classification des textures (Ontario Centre for Soil Resource Evaluation, 1993). Tiré de Wall et al. (2002)

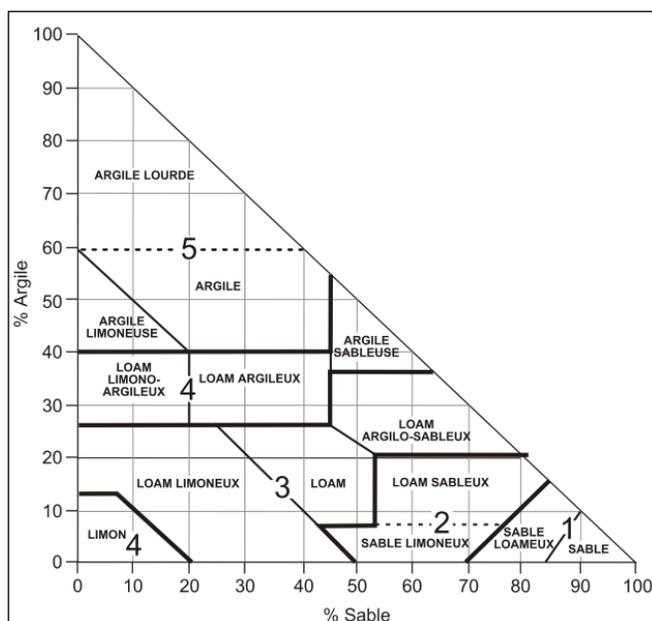


Figure 61: Code de perméabilité basé sur la classification des textures (Ontario Centre for Soil Resource Evaluation, 1993). Tiré de Wall et al. (2002)

10.9 Équations utilisées dans SWAT pour la simulation des sédiments dans les plans d'eau et efficacités calculées pour les retenues collinaires du bassin Castor

La nomenclature pour les équations utilisées dans cette section provient du matériel supplémentaire de l'article de Jalowska et Yuan (2019). Tout d'abord, le bilan de masse sur une retenue d'eau est donné par l'Équation 32.

Équation 32: Bilan de masse sur les sédiments d'une retenue d'eau

$$sed_{wb} = sed_{wb,i} + sed_{flowin} - sed_{stl} - sed_{flowout}$$

Où

sed_{wb} : la quantité de sédiments dans la retenue à la fin de la journée (tonnes),

$sed_{wb,i}$: la quantité de sédiments dans la retenue au début de la journée (tonnes),

sed_{flowin} : la quantité de sédiments ajoutée à la retenue avec l'apport en eau (tonnes),

sed_{stl} : la quantité de sédiments retirée de l'eau par sédimentation (tonnes) et

$sed_{flowout}$: la quantité de sédiments qui est transportée en dehors de la retenue avec le débit sortant (tonnes).

On trouve la concentration en sédiments dans la retenue au début de la journée avec l'Équation 33.

Équation 33: Concentration en sédiments au début de la journée

$$conc_{sed,i} = \frac{sed_{wb,i} + sed_{flowin}}{V_{stored} + V_{flowin}}$$

Où

$conc_{sed,i}$: la concentration en sédiments au début de la journée (tonnes/m³),

V_{stored} : le volume contenu dans la retenue au début de la journée (m³) et

V_{flowin} : le volume d'eau ajouté à la retenue durant la journée (m³).

Si la concentration en sédiments au début de la journée est supérieure à la concentration à l'équilibre, il y aura sédimentation selon l'Équation 34.

Équation 34: Concentration finale en sédiments dans la retenue

$$conc_{sed,f} = \begin{cases} (conc_{sed,i} - conc_{sed,eq}) * \exp[-k_s * t * d_{50}] + conc_{sed,eq}, & conc_{sed,i} > conc_{sed,eq} \\ conc_{sed,i}, & conc_{sed,i} \leq conc_{sed,eq} \end{cases}$$

Où

$conc_{sed,f}$: la concentration en sédiments à la fin de la journée (tonnes/m³),

$conc_{sed,eq}$: la concentration à l'équilibre en sédiments en suspension (tonnes/m³),

k_s : la constante de dégradation (jour⁻¹),

t : la durée du pas de temps (1 jour) et

d_{50} : le diamètre médian des particules (µm).

La quantité de sédiments qui a décanté est obtenue avec l'Équation 35.

Équation 35: Masse de sédiments décantée

$$sed_{stl} = (conc_{sed,i} - conc_{sed,f}) * V$$

Où

V : le volume d'eau dans la retenue à la fin de la journée (m³).

L'efficacité des 14 retenues collinaires selon la concentration à l'équilibre est présentée à la Figure 62. Plus la concentration à l'équilibre est élevée, plus les efficacités sont dispersées. L'efficacité diminue plus rapidement pour les retenues collinaires d'une profondeur de 2 m que pour les retenues collinaires d'une profondeur de 3 m.

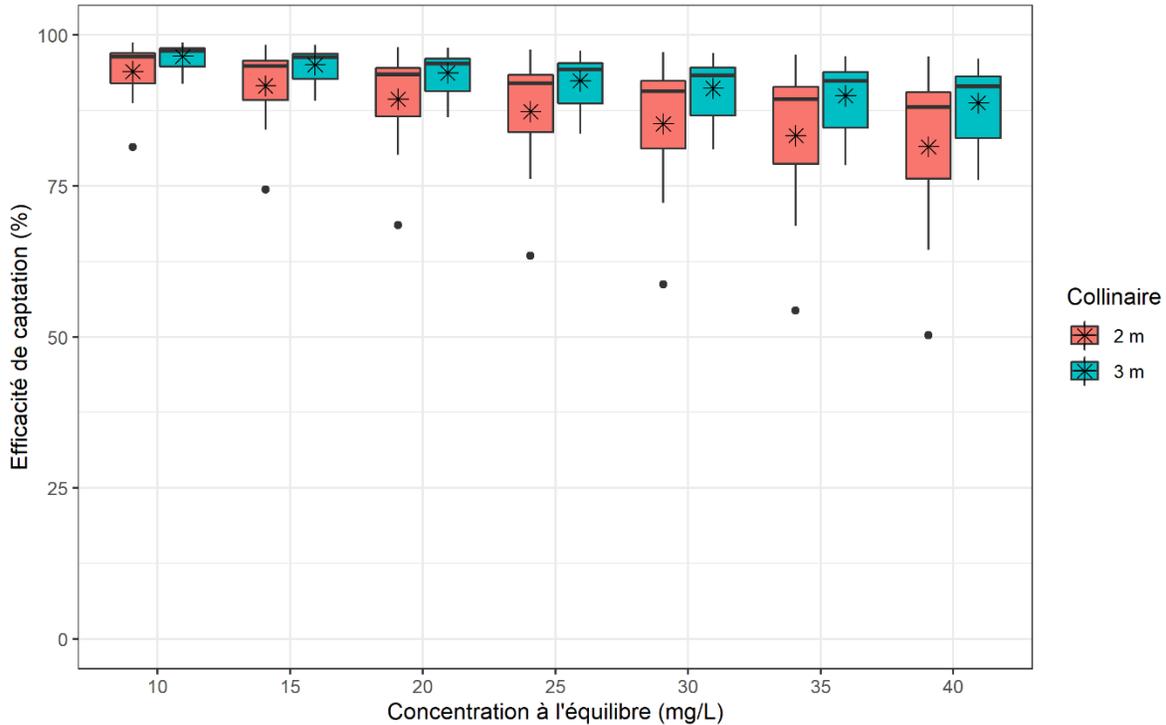


Figure 62: Diagramme à moustaches de l'efficacité annuelle de captation des sédiments des retenues collinaires selon la concentration en sédiments en suspension à l'équilibre.

Les astérisques indiquent les moyennes. Les valeurs ont été calculées pour la période 2002-2011.

Les valeurs extrêmes représentées par des points sur la Figure 62 correspondent à la retenue collinaire 7. Cela s'explique en partie par le fait que la retenue collinaire 7 reçoit peu de sédiments par rapport à sa surface (voir Figure 63), ce qui veut dire qu'il est plus difficile d'atteindre un pourcentage de captation élevé puisque les charges entrantes sont déjà faibles. De plus, la retenue collinaire 7 a un niveau d'eau qui est généralement plus faible que les retenues collinaires 1 et 9 (voir Figure 35 à la section 5.5.4), qui reçoivent également des quantités faibles de sédiments, mais qui offrent des taux de captation des sédiments supérieurs. La retenue collinaire 7 n'apparaît pas comme une valeur extrême lorsque sa profondeur est de 3 m, car son volume emmagasiné moyen est alors plus élevé (moins de pertes par évaporation) en plus de recevoir plus de sédiments. De façon générale, les retenues collinaires plus profondes reçoivent plus de sédiments par unité de surface, car d'une part leur empreinte au sol est moins grande donc ils empiètent moins sur le territoire qui est source de sédiments et d'autre part, leur superficie est moins grande, ce qui augmente le ratio

$$\frac{\text{sédiments reçus}}{\text{superficie du collinaire}}$$

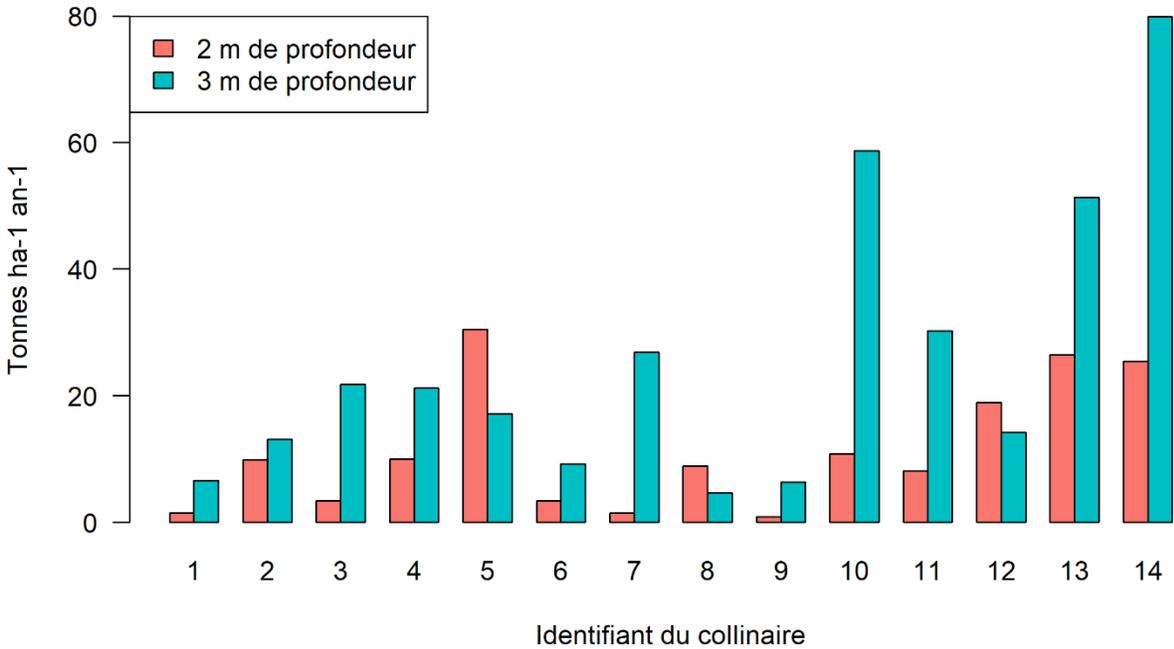


Figure 63: Sédiments reçus annuellement par les retenues en proportion de leur superficie

Le rapport de la capacité sur le volume annuel entrant (C/I) et l'efficacité de captation (EC) des retenues collinaires calculée selon l'Équation 28 de la section 5.7.2 sont présentés au Tableau 29. Plus la quantité d'eau reçue par le retenue collinaire est grande par rapport à sa capacité, plus son efficacité de sédimentation est faible. Le rapport C/I est le même pour les scénarios de retenues collinaires de 2 et 3 m de profondeur, car la capacité des retenues collinaires demeure la même entre les deux scénarios.

Tableau 29: Rapport de la capacité de la retenue collinaire sur le volume entrant annuel et efficacité de la retenue collinaire calculée selon la formule empirique présentée à l'Équation 28

Retenue collinaire	C/I	EC
1	0.9	93.8
2	0.6	93.1
3	1.4	94.3
4	0.6	92.8
5	0.6	92.8
6	1.8	94.5
7	0.4	91.6
8	0.8	93.6
9	0.9	93.8
10	0.5	92.4
11	1.0	93.9
12	0.2	88.5
13	0.1	84.5
14	0.1	84.8

10.10 Valeurs des coefficients de densité des sédiments

Tableau 30: Valeur des coefficients de densité des sédiments (adapté de Asthana et Khare (2022))

Condition des sédiments	Masse volumique initiale (kg/m ³)		
	W_c	W_m	W_s
Toujours ou presque toujours submergés	416	1120	1550
Diminution usuelle modérée à considérable du niveau du réservoir	561	1140	1550
Réservoir habituellement vide	641	1150	1550
Sédiments de lit de rivière	961	1170	1550

10.11 Accumulation de sédiments et érosion annuelles moyennes des tronçons dans le scénario de référence

La Figure 64 présente le cumul moyen de l'accumulation annuelle de sédiments pour tous les tronçons. Ces valeurs représentent la somme de la variation de sédiments déposés à chaque jour (calculé comme la différence entre l'accumulation de sédiment au jour i et au jour $i-1$). Les sédiments qui se sont déposés dans un tronçon peuvent être réentraînés et se redéposer dans un tronçon en aval. On peut observer que l'accumulation a surtout lieu dans quelques tronçons des branches principales du ruisseau. Ce phénomène s'explique par le fait que le ruisseau agit comme collecteur des sédiments issus des fossés en amont en plus des versants directement connectés à celui-ci, ce qui veut dire que la quantité de sédiments pouvant potentiellement être déposés est plus grande que pour les fossés. Les tronçons identifiés en rouge sont ceux qui sont théoriquement les plus susceptibles de s'envaser. Il serait intéressant de confirmer avec les intervenants locaux si ces sections du ruisseau représentent effectivement une problématique au niveau du besoin en recreusage ou de l'ensevelissement des sorties de drain.

La Figure 65 présente le cumul annuel moyen de l'érosion des tronçons. Comme pour l'accumulation des sédiments, ce sont surtout les branches principales du ruisseau qui sont affectées. Cela s'explique par la puissance de l'écoulement qui est plus forte dans le ruisseau principal que dans les fossés (voir annexe 10.12 pour la puissance fluviale spécifique du ruisseau au Castor). Les tronçons où le phénomène d'accumulation de sédiments est plus important ont en conséquence un taux d'érosion plus faible.

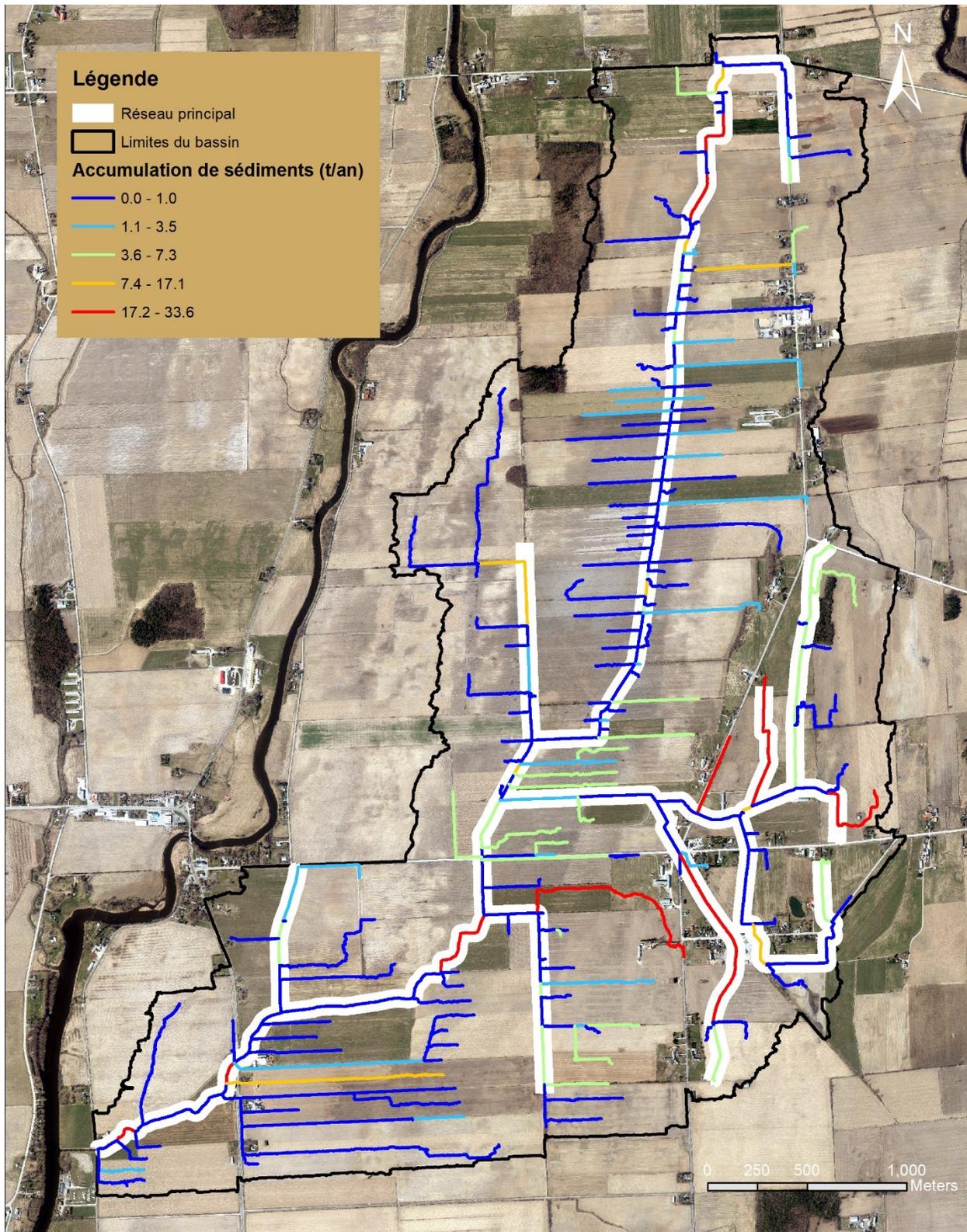


Figure 64: Accumulation annuelle moyenne de sédiments dans les tronçons pour la période 2002-2011. Les branches principales du réseau sont surlignées en blanc.

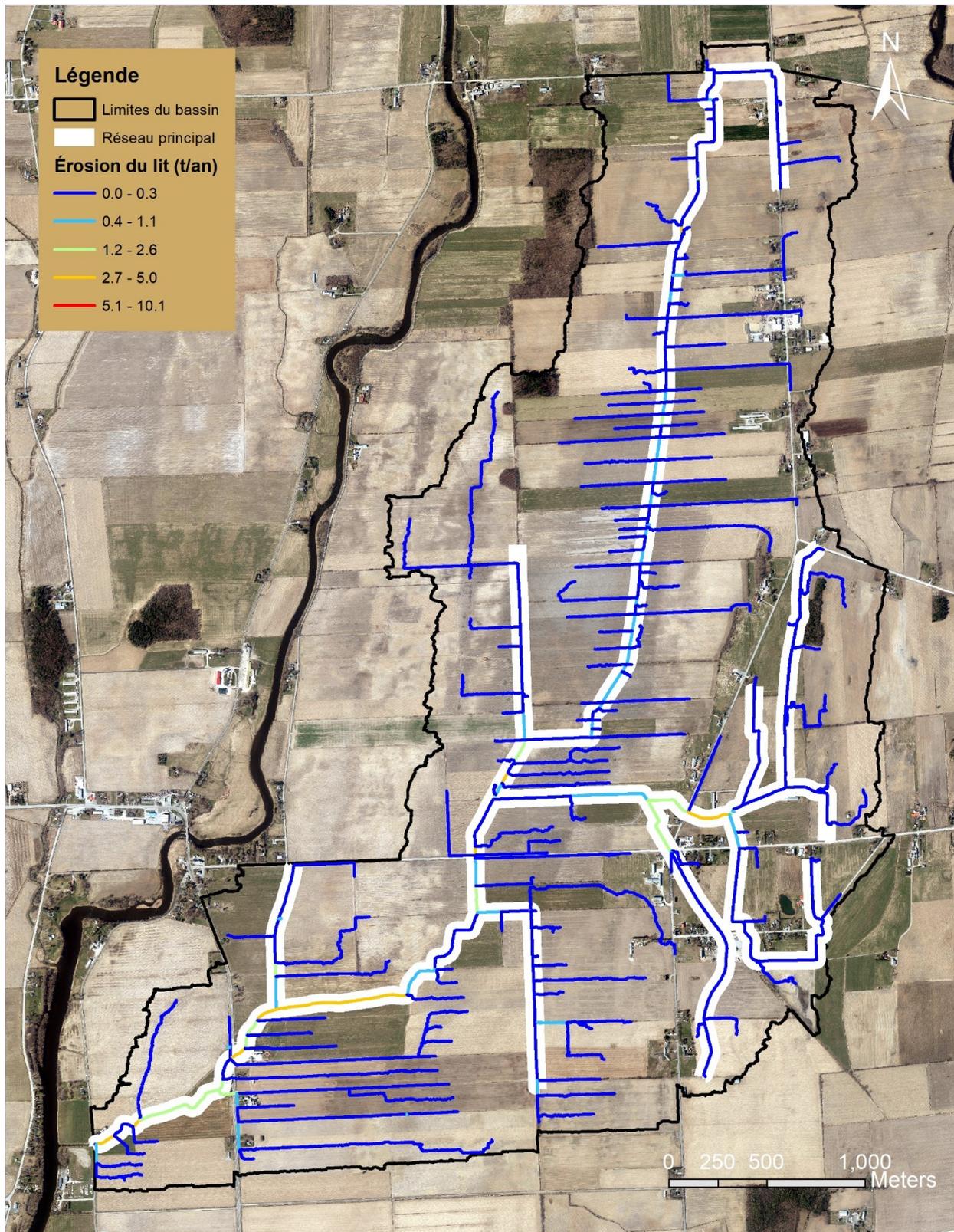


Figure 65: Cumul annuel moyen de l'érosion du lit des tronçons pour la période 2002-2011.
 Les branches principales du ruisseau sont surlignées en blanc.

10.12 Détermination de la largeur des tronçons du réseau hydrographique et de leur puissance fluviale spécifique

L'équation de Yalin (voir section 5.6.5) fait intervenir le concept de force de cisaillement de l'écoulement, dont est dérivée la capacité de transport de ce dernier. Un concept très près de la force de cisaillement est la puissance fluviale spécifique, qui inclut, en plus de la profondeur, la vitesse du courant (Nanson & Croke, 1992). Ce concept est utilisé dans le modèle ROTO (voir section 5.7) pour le calcul du réentraînement des particules et de l'érosion du lit des tronçons. La puissance spécifique permet également de classer les plaines inondables des cours d'eau. Le tableau 7 de Rousseau *et al.* (2022) et qui est adapté de Nanson et Croke (1992) et Besnard (2016) est reproduit au Tableau 31. Les plaines sont catégorisées en trois classes selon le niveau de cohésion des sols et l'énergie de l'écoulement. Dans le cas du ruisseau au Castor, on devrait surtout s'attendre à voir des tronçons d'ordre C1 ou B3 étant donné la nature limoneuse et argileuse des sols et les pentes faibles du bassin versant.

On peut déterminer la puissance fluviale avec l'Équation 36 :

Équation 36: Puissance fluviale

$$\Omega = \gamma QS$$

Où

Ω : la puissance fluviale,

γ : le poids spécifique de l'eau,

Q : le débit plein bord et

S : la pente du tronçon.

La puissance spécifique est obtenue en divisant la puissance fluviale par la largeur du tronçon (Équation 37) :

Équation 37: Puissance fluviale spécifique

$$\omega = \Omega/W$$

Où

ω : la puissance fluviale spécifique et

W : la largeur du tronçon.

Le débit plein bord qui est utilisé est le débit de récurrence 2 ans (Q2). Ce débit est obtenu pour tous les tronçons en prenant le débit maximal annuel pour toutes les années complètes de simulations (2002 à 2011) et en leur associant une probabilité empirique de non-dépassement selon la formule de Cunnane :

$$P_k = \frac{k - 0.3}{N + 0.4}$$

Où

P_k : la probabilité de non-dépassement associée au rang k

k : le rang correspondant au débit

N : le nombre d'années.

Lorsque la période de retour de 2 ans tombe entre deux probabilités empiriques, le débit associé est interpolé linéairement. À partir des débits simulés, le Q2 obtenu au niveau de la station hydrométrique est de 3,1 m³/s. Ce débit est proche de celui trouvé par Biron et Stampfli (2021) à partir des débits journaliers de la station hydrométrique de 1997 à 2013 (2,85 m²/s).

L'équation de la puissance fluviale spécifique nécessite de connaître la largeur des tronçons. PHYSITEL estime une largeur de tronçon à partir de l'aire amont drainée. Or, la relation utilisée permet d'obtenir des valeurs vraisemblables pour des rivières naturelles, mais elle sous-estime systématiquement les largeurs dans le cas des tronçons du ruisseau au Castor qui sont fortement artificialisés (les sections ont été élargies pour favoriser le drainage des terres agricoles). Une méthode alternative doit donc être utilisée pour dériver les largeurs du réseau hydrographique. Biron *et al.* (2013) ont utilisé un algorithme permettant de déterminer la largeur du lit de la rivière à partir d'un MNT de haute résolution. Pour chaque pixel du réseau hydrographique, les pixels adjacents sont interrogés afin de déterminer leur pente et la différence d'élévation avec le pixel rivière original. Si la pente et la différence d'élévation sont sous un seuil déterminé, alors le pixel interrogé sera marqué comme faisant partie du lit de la rivière et le pixel suivant sera interrogé, et ainsi de suite jusqu'à ce qu'un des deux seuils soit dépassé. Dans le cadre de ces travaux, l'algorithme a été codé dans Matlab. Le réseau principal a été redessiné en utilisant des photos aériennes et le MNT afin de s'assurer qu'il passe bien par le talweg. Les fossés de ferme n'ont pas été dessinés, puisque leur largeur est assez constante sur le bassin versant et elle a été fixée à 1 m dans le cadre de ces travaux. De même, la largeur des tronçons du réseau hydrographique qui sont drainés par les fossés en

bordure des routes a été fixée à 1 m également. Pour un petit bassin versant agricole de la Montérégie, Biron *et al.* (2013) ont utilisé un seuil sur les pentes de 7 degrés et un seuil sur la différence d'altitude de 15 cm. Ces mêmes seuils ont été utilisés dans le cas du bassin Castor avec le MNT d'une résolution de 25 cm et ils ont donné de bons résultats. Une analyse qualitative des largeurs ainsi déterminées avec des imageries aériennes et le MNT a permis de constater que de façon générale l'algorithme permet d'identifier correctement le lit du ruisseau. Un tronçon a affiché une largeur de 0,56 m, ce qui est dû au fait qu'une sorte de lit mineur s'est creusé au fond du fossé. Ce tronçon a donc été ramené à la valeur par défaut qui est de 1 m. Les largeurs sont présentées à la Figure 66.

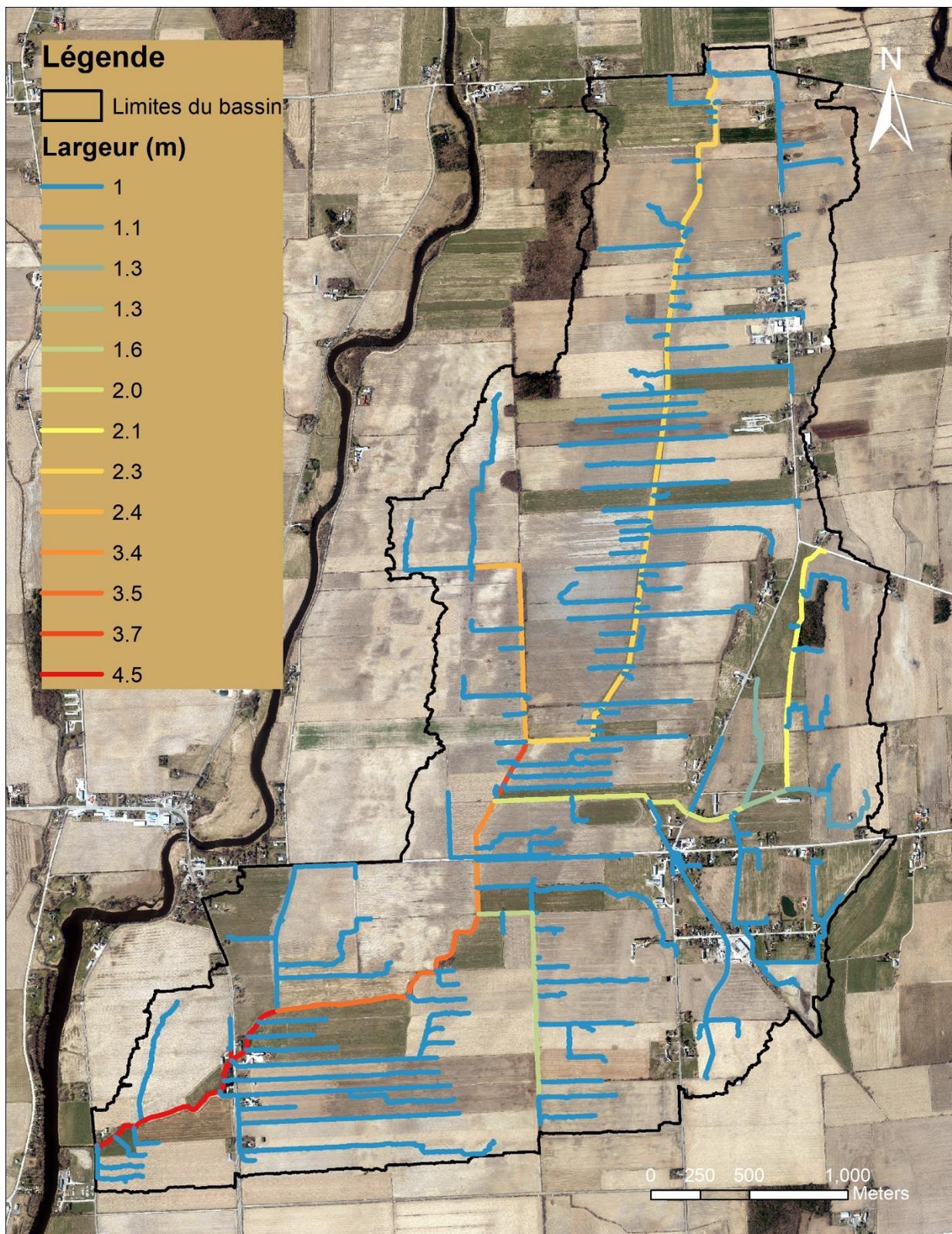


Figure 66: Largeur du lit des tronçons déterminée à partir du MNT d'une résolution de 25 cm et de l'algorithme de Biron *et al.* (2013)

Tableau 31: Classification des plaines inondables basée sur la puissance fluviale spécifique. Reproduit de Rousseau et al. (2022)

Classe	Composition sédimentaire	Ordre	Description
Non cohésive à énergie élevée (Type A) ($\omega \geq 300 W m^{-2}$)	Rochers et gravier mal triés, <i>Buried soils</i> ($\omega \geq 1000 W m^{-2}$)	A1	Confinée à texture grossière
	Gravier basal et du sable abondant avec recouvrement limoneux ($300 \leq \omega \leq 1000 W m^{-2}$)	A2	Confinée à accrétion verticale sableuse
	Boues intercalées de strates sableuses ($300 \leq \omega \leq 600 W m^{-2}$)	A3	Non confinée à accrétion verticale sableuse
	Sable, limon, et sols organiques ($\omega \approx 300 W m^{-2}$)	A4	Avec recoupements et comblements de méandres
Non cohésive à énergie modérée (Type B) ($10 \leq \omega \leq 300 W m^{-2}$)	Gravier, sable, et limon ($50 \leq \omega \leq 300 W m^{-2}$)	B1	Avec rivière à tresses
	Gravier, sable, limon et sols organiques ($30 \leq \omega \leq 200 W m^{-2}$)	B2	Avec rivière divagante à lit de graviers
	Gravier, sable, limon ($10 \leq \omega \leq 60 W m^{-2}$)	B3	Avec rivière à méandres et migration latérale
Cohésive à énergie faible (Type C) ($\omega \leq 10 W m^{-2}$)	Limon abondant et de l'argile avec sols organiques	C1	Avec chenal unique latéralement stable
	Gravier et sable avec du limon et de l'argile abondants	C2	Avec rivière anastomosée

La puissance spécifique calculée à partir de l'Équation 37 pour tous les tronçons est présentée à la Figure 67. La partie amont du réseau principal (zone A) a de manière générale des puissances faibles, avec des valeurs majoritairement sous les 10 W/m². La partie est (zone B) et la partie aval (zone C) du réseau principal ont de manière générale des puissances plus élevées avec certains tronçons qui ont des puissances supérieures à 25 W/m². Une étude portant sur la géomorphologie du ruisseau au Castor où la puissance fluviale spécifique a été calculée pour le réseau principal a été réalisée en 2021 (Biron & Stampfli, 2021). La carte est reproduite à la Figure 68 et les mêmes zones (A, B et C) ont été superposées pour fins de comparaison. On peut tout d'abord observer que le même constat émerge, c'est-à-dire que les puissances spécifiques sont plus élevées dans les parties aval et est (zones C et B) que dans la partie amont (zone A). L'ordre de grandeur est également le même entre les deux simulations. Ce niveau de cohérence est d'autant plus intéressant que les débits dans le cas de l'étude de Biron et Stampfli (2021) ont été déduits à partir d'une simple relation reliant le débit à la station hydrométrique et l'aire drainée pour chacun des tronçons étudiés, alors que la présente étude utilise les débits distribués issus d'HYDROTEL. À la lumière des résultats de la Figure 67 et des classes de référence du Tableau 31, on peut établir que la majorité des tronçons sont de types C1 (chenal unique latéralement stable) et que quelques tronçons du réseau principal en aval sont de type B3 (rivière à méandres et migration latérale). Comme le ruisseau a été linéarisé, le caractère méandrique du ruisseau au Castor n'est plus tellement visible. Les tronçons où la puissance est plus élevée sont ceux qui sont le plus susceptibles de s'éroder.

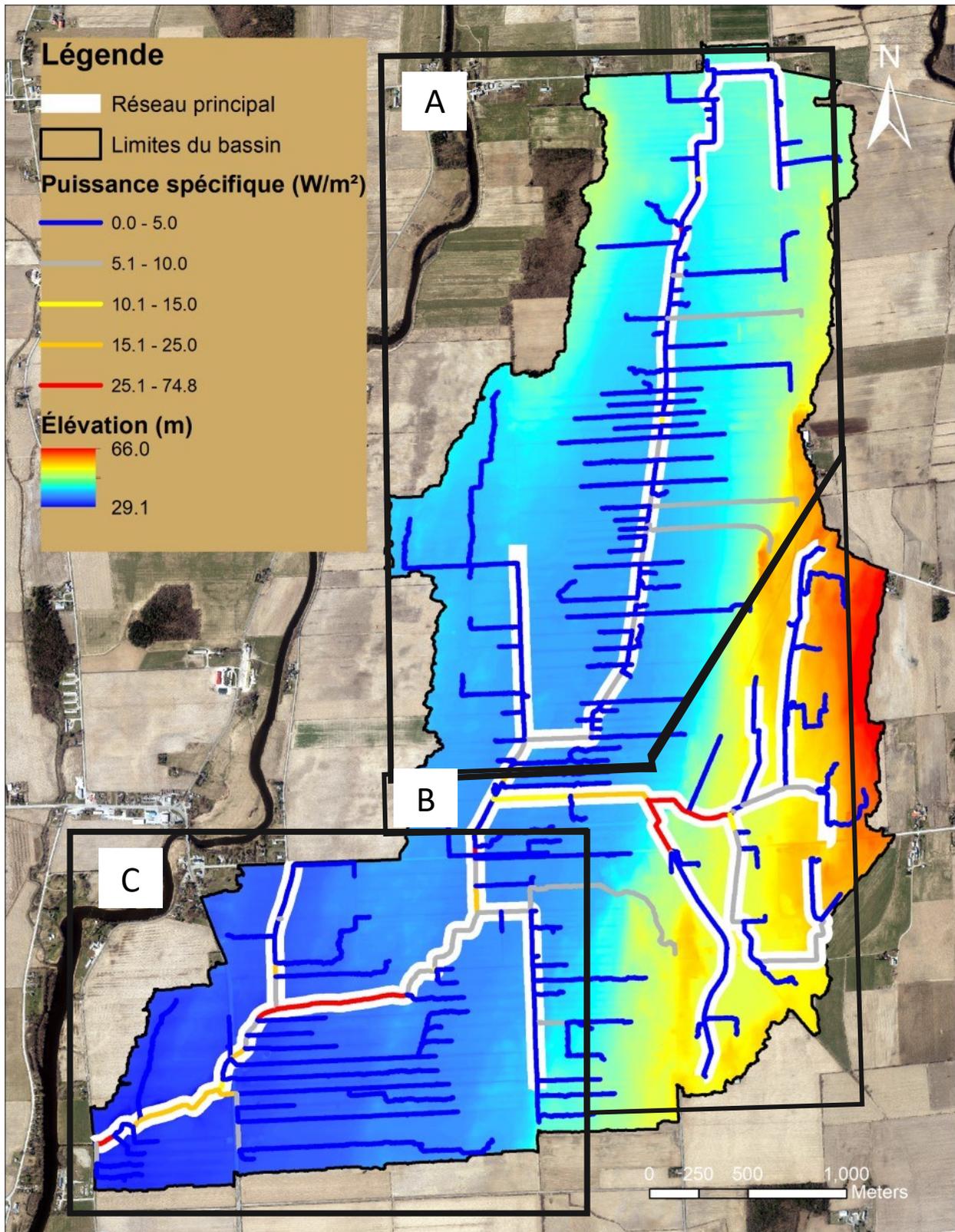


Figure 67: Puissance fluviale spécifique. Le réseau verbalisé est surligné en blanc.

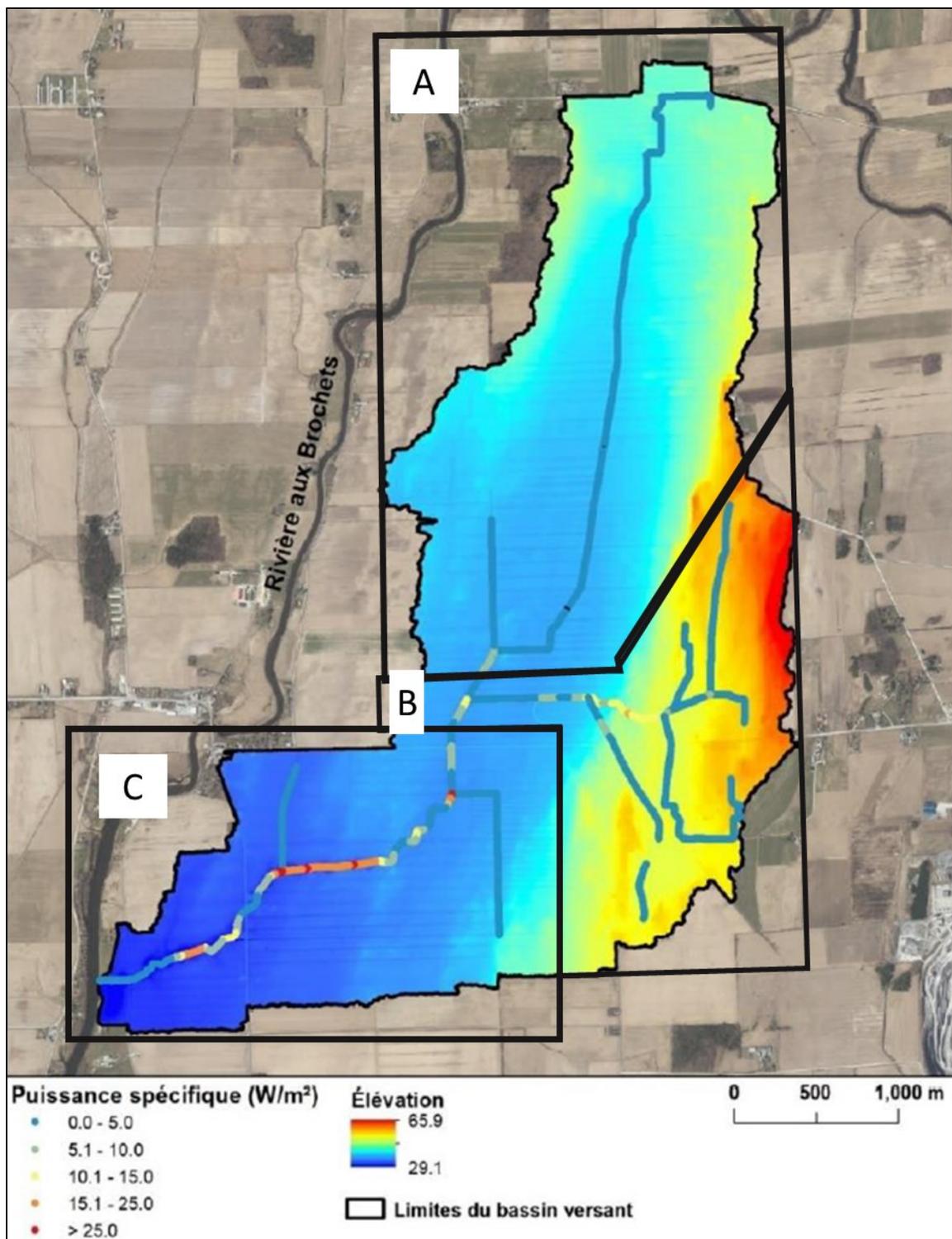


Figure 68: Carte des puissances spécifiques présentée dans Biron et Stampfli (2021). Les zones A, B et C y ont été superposées.

10.13 Photos de drone du bassin versant lors de la fonte

Des photos ont été prises par drone lors de la fonte, le 3 mars 2022. Cela permet de voir où se situent les accumulations de neige. On peut voir clairement qu'elles sont concentrées dans les dépressions du territoire, notamment les fossés de ferme et le ruisseau au Castor. Les photos ont été prises par Jean-François Lemoine de l'Agrocentre de Farnham.



Figure 69: Photo prise par drone aux coordonnées (45.118; 73.052) direction SO



Figure 70: Photo prise par drone aux coordonnées (45.128; 73.044) direction NE



Figure 71: Photo prise par drone aux coordonnées (45.125; 73.053) direction SE

11 BIBLIOGRAPHIE

- Abu-Zreig M, Rudra RP, Lalonde MN, Whiteley HR, Kaushik NK (2004) Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. *Hydrological Processes* 18(11):2029-2037.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2023) *Outil de surveillance des sécheresses au Canada*. Gouvernement du Canada, <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/292646cd-619f-4200-afb1-8b2c52f984a2>
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998) FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). *Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome* 300.
- Antil F, Rousselle J, Lauzon N (2012) *Hydrologie: Cheminements de l'eau*. Presses inter Polytechnique,
- Angers DA (1998) Water-stable aggregation of Quebec silty clay soils: some factors controlling its dynamics. *Soil and Tillage Research* 47(1-2):91-96.
- Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR (1998) Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34(1):73-89.
- Arnold JG, Williams JR, Maidment DR (1995) Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 121(2):171-183.
- Asadzadeh M & Tolson BA (2009) A new multi-objective algorithm, Pareto archived DDS. *Proceedings of the 11th annual conference companion on genetic and evolutionary computation conference: late breaking papers*. p 1963-1966.
- Asthana B & Khare D (2022) Reservoir sedimentation. *Recent Advances in Dam Engineering*, Springer. p 265-288.
- Bagnold R (1977) Bed load transport by natural rivers. *Water resources research* 13(2):303-312.
- Berg MD, Popescu SC, Wilcox BP, Angerer JP, Rhodes EC, McAlister J, Fox WE (2016) Small farm ponds: overlooked features with important impacts on watershed sediment transport. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 52(1):67-76.
- Besnard C (2016) *Application et développement de l'approche hydrogéomorphologique aux plaines alluviales du Québec méridional*. Université du Québec à Rimouski (Canada),
- Bingner RL, Theurer FD, Yuan Y, Taguas E (2003) AnnAGNPS technical processes. *USDA-ARS. National Sedimentation Laboratory*.
- Biron PM, Choné G, Buffin-Bélanger T, Demers S, Olsen T (2013) Improvement of streams hydro-geomorphological assessment using LiDAR DEMs. *Earth Surface Processes and Landforms* 38(15):1808-1821.
- Biron PM & Stampfli N (2021) *Restaurer la dynamique hydromorphologique des cours d'eau en milieu agricole - bassin versant du ruisseau au Castor*. Université Concordia. 47 p
- Borah D & Bera M (2003) Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46(6):1553.
- Brouwer C, Prins K, Heibloem M (1989) *Irrigation Water Management: Irrigation Scheduling, Training Manual No. 4*. Food and Agriculture Organization, Rome. 43 p
- Brown LC & Barnwell TO (1987) *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development,
- Çetin LT, Freebairn AC, Jordan PW, Huider BJ (2009) A model for assessing the impacts of farm dams on surface waters in the WaterCAST catchment modelling framework. *Proc 18th IMACS World Congress/MODSIM 09 International Congress*. <http://www.mssanz.org.au/modsim09>.
- Chen Y, Lu B, Xu C, Chen X, Liu M, Gao L, Deng H (2022) Uncertainty evaluation of best management practice effectiveness based on the AnnAGNPS model. *Water Resources Management* 36(4):1307-1321.
- Chrétien F, Gagnon P, Thériault G, Guillou M (2016) Performance analysis of a wet-retention pond in a small agricultural catchment. *Journal of Environmental Engineering* 142(4):04016005.
- Clapp RB & Hornberger GM (1978) Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water resources research* 14(4):601-604.

- Clarke D, Smith M, El-Askari K (2001) CropWat for Windows: user guide. IHE Oak Brook, IL, USA.
- Clifford CC & Heffernan JB (2018) Artificial aquatic ecosystems. *Water* 10(8):1096.
- Deletic A (2000) *Sediment behaviour in overland flow over grassed areas*. Thèse de Doctorat (University of Aberdeen, United Kingdom),
- Deletic A (2005) Sediment transport in urban runoff over grassed areas. *Journal of Hydrology* 301(1-4):108-122.
- Deletic A & Fletcher TD (2006) Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *Journal of Hydrology* 317(3-4):261-275.
- Duchemin M, Lachance M, Morin G, Lagacé R (2001) Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants. *Water Quality Research Journal* 36(3):435-473.
- Duda P, Hummel P, Donigian Jr A, Imhoff J (2012) BASINS/HSPF: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE* 55(4):1523-1547.
- Environnement Québec (2002) L'eau, la vie, l'avenir : politique nationale de l'eau. Édité Québec, 94 p.
- EPA U (2019) BASINS 4.5 (Better Assessment Science Integrating Point & Non-point Sources) Modeling Framework. *Research Triangle Park, North Carolina: National Exposure Research Laboratory*.
- FAO Haïti (2017) *Les retenues collinaires pour la production de maraîchage*. TECA - Technologies et pratiques pour les petits producteurs agricoles, <https://teca.apps.fao.org/teca/fr/technologies/8978>
- Ferguson RI (1986) Hydraulics and hydraulic geometry. *Progress in Physical Geography* 10(1):1-31.
- Finkner S, Hearing M, Foster G, Gilley JE (1989) A simplified equation for modeling sediment transport capacity. *Transactions of the ASAE* 32(5):1545-1550.
- Fisheries CDo & Environment (1978) *Atlas Hydrologique Du Canada*. Supply and Services Canada. <https://books.google.ca/books?id=7nh3zQEACAAJ>
- Fortier C (2019) *Analyse des courbes de tarage de la qualité des données de la station 030422 – Au Castor*. CEHQ. 4 p
- Fortin J-P, Turcotte R, Massicotte S, Moussa R, Fitzback J, Villeneuve J-P (2001) Distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. I: Description of model. *Journal of hydrologic engineering* 6(2):91-99.
- Fortin J, Moussa R, Bocquillon C, Villeneuve J (1995) Hydrotel, un modèle hydrologique distribué pouvant bénéficier des données fournies par la télédétection et les systèmes d'information géographique. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* 8(1):97-124.
- Fortin V, Roy G, Stadnyk T, Koenig K, Gasset N, Mahidjiba A (2018) Ten years of science based on the Canadian precipitation analysis: A CaPA system overview and literature review. *Atmosphere-Ocean* 56(3):178-196.
- Fossey M, Rousseau AN, Bensalma F, Savary S, Royer A (2015) Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis. *Hydrological Processes* 29(22):4683-4702.
- Foster G, McCool D, Renard K, Moldenhauer W (1981) Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *Journal of soil and water conservation* 36(6):355-359.
- Foster G & Meyer L (1972) Transport of soil particles by shallow flow. *Transactions of the ASAE* 15(1):99-0102.
- Fox GA, Muñoz-Carpena R, Sabbagh GJ (2010) Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 384(1-2):164-173.
- Gharabaghi B, Rudra RP, Goel PK (2006) Effectiveness of vegetative filter strips in removal of sediments from overland flow. *Water Quality Research Journal* 41(3):275-282.
- Grieser J, Gomme R, Bernardi M (2006) New LocClim—the local climate estimator of FAO. *Geophysical research abstracts*. p 2.
- Guedessou CV, Morin G, Gumiere S, Foulon É, Rousseau AN (2022) Dimensionnement et implantation de bandes riveraines expérimentales à l'aide de la modélisation hydrologique distribuée. *Colloque RHQ22 – La recherche hydrologique au Québec - 4e édition - Imaginer l'hydrologie de demain*. (Amphithéâtre de l'École nationale d'administration publique (ENAP) 550 boul. Charest est, Québec (Canada), 5-6 mai 2022).

- Gumiere SJ, Le Bissonnais Y, Raclot D, Cheviron B (2011a) Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: a review. *Earth Surface Processes and Landforms* 36(1):3-19.
- Gumiere SJ, Raclot D, Cheviron B, Davy G, Louchart X, Fabre JC, Moussa R, Bissonnais YL (2011b) MHYDAS-Erosion: A distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes* 25(11):1717-1728.
- Gumiere SJ, Rousseau AN, Hallema DW, Isabelle P-E (2013) Development of VFDM: a riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 38(3):169-184.
- Gumiere SJ, Rousseau AN, Hallema DW, Isabelle P-E (2015) Corrigendum. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 40(2):235-235.
- Gupta HV, Kling H, Yilmaz KK, Martinez GF (2009) Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377(1-2):80-91.
- Habets F, Molénat J, Carlier N, Douez O, Leenhardt D (2018) The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Science of The Total Environment* 643:850-867.
- Hayami S (1951) On the propagation of flood waves. *Bulletins-Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University* 1:1-16.
- Heathcote IW (2009) *Integrated watershed management: principles and practice*. John Wiley & Sons,
- Jalowska AM & Yuan Y (2019) Evaluation of SWAT impoundment modeling methods in water and sediment simulations. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 55(1):209-227.
- Jayatilaka C, Sakthivadivel R, Shinogi Y, Makin IW, Witharana P (2003) A simple water balance modelling approach for determining water availability in an irrigation tank cascade system. *Journal of Hydrology* 273(1-4):81-102.
- Jensen ME & Allen RG (2016) Evaporation, evapotranspiration, and irrigation water requirements. American Society of Civil Engineers.
- Knisel WG (1980) *CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. Department of Agriculture, Science and Education Administration,
- Knoben WJ, Freer JE, Woods RA (2019) Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences* 23(10):4323-4331.
- Lara J & Pemberton E (1963) Initial unit weight of deposited sediments. *Proceedings of the Federal Interagency Sedimentation Conference*. p 818-845.
- Larm T & Wahlsten A (2019) Modelling different types of stormwater treatment facilities considering irreducible concentrations. *New Trends in Urban Drainage Modelling: UDM 2018 11*. Springer, p 157-162.
- Le Bissonnais Y, Lecomte V, Cerdan O (2004) Grass strip effects on runoff and soil loss. *Agronomie* 24(3):129-136.
- Lebon N (2021) *Modéliser et analyser l'effet cumulé agro-hydrologique des retenues d'eau dans les bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat (Montpellier SupAgro).
- Lebon N, Dagès C, Burger-Leenhardt D, Molénat J (2022) A new agro-hydrological catchment model to assess the cumulative impact of small reservoirs. *Environmental Modelling & Software* 153:105409.
- Lehner F, Nadeem I, Formayer H (2021) Evaluating quantile-based bias adjustment methods for climate change scenarios. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* :1-26.
- Leonard R, Knisel W, Still D (1987) GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the ASAE* 30(5):1403-1418.
- Li H, Sheffield J, Wood EF (2010) Bias correction of monthly precipitation and temperature fields from Intergovernmental Panel on Climate Change AR4 models using equidistant quantile matching. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 115(D10).
- Liu X, Zhang X, Zhang M (2008) Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. *Journal of Environmental Quality* 37(5):1667-1674.
- Lowrance R, Altier L, Williams R, Inamdar S, Sheridan J, Bosch D, Hubbard R, Thomas D (2000) REMM: The riparian ecosystem management model. *Journal of soil and water conservation* 55(1):27-34.

- MAAARO (2022) *L'érosion du sol : causes et effets.* <https://www.google.com/search?q=isbn+issn&oq=isbn+issn&aqs=chrome..69i57.3101j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>
- Mai J, Kornelsen KC, Tolson BA, Fortin V, Gasset N, Bouhemhem D, Schäfer D, Leahy M, Anctil F, Coulibaly P (2020) The Canadian surface prediction archive (CaSPAr): A platform to enhance environmental modeling in Canada and globally. *Bulletin of the American Meteorological Society* 101(3):E341-E356.
- Marks D, Dozier J, Frew J (1983) *Automated basin delineation from digital terrain data.*
- Matott L (2017) OSTRICH: an Optimization Software Tool, Documentation and User's Guide, Version 17.12.19. (University at Buffalo Center for Computational Research,), p 79.
- McCool D, Brown L, Foster G, Mutchler C, Meyer L (1987) Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE* 30(5):1387-1396.
- McCool DK, Foster GR, Mutchler C, Meyer L (1989) Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE* 32(5):1571-1576.
- McGuinness JL & Bordne EF (1972) *A comparison of lysimeter-derived potential evapotranspiration with computed values.* US Department of Agriculture,
- MDDEP (2012) Critères de qualité de l'eau de surface, Édit Direction Du Suivi De L'État De L'environnement MDDD, De L'environnement Et Des Parcs Québec, p 510.
- MELCC (2018) Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030., p 80.
- MELCC (2020) *Rapport sur l'état des ressources en eau et des écosystèmes aquatiques du Québec.* Ministère de l'Environnement et le Lutte aux Changements Climatiques, 480 p
- MELCC (2021a) *Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR).* https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/index.htm
- MELCC (2021b) Québec investit 5,2 M\$ pour appuyer un projet agroenvironnemental important au sud de la Montérégie. Communiqué de presse. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/infuseur/communiqués.asp?no=4688>
- MELCCFP (2022) Suivi physicochimique des rivières et du fleuve de 2000 à 2021. (Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, Québec).
- Messiga AJ, Ziadi N, Angers DA, Morel C, Parent L-E (2011) Tillage practices of a clay loam soil affect soil aggregation and associated C and P concentrations. *Geoderma* 164(3-4):225-231.
- MFFP (2023) Guide d'application du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'état. Québec).
- Michaud AR, Niang MA, Huertas W, Gombault C (2021) *Inventaire des données et caractérisation initiale du bassin versant du ruisseau Au Castor. Rapport final.* Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA). 52 p
- Momm HG, Bingner RL, Yuan Y, Locke MA, Wells RR (2014) Spatial characterization of riparian buffer effects on sediment loads from watershed systems. *Journal of Environmental Quality* 43(5):1736-1753.
- Monteith JL (1965) The state and movement of water in living organisms. *19th Symposia of the Society for Experimental Biology.* Cambridge University Press, London, 1965. p 205-234.
- Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD, Veith TL (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE* 50(3):885-900.
- Morin G, Guedessou CV, Foulon É, Rousseau AN (2023) Conception, mise en place et suivi de bandes riveraines pour atténuer les rejets diffus. *2e congrès annuel du RQRAD: Construire l'agriculture pour la société de demain.* (Centre des congrès de Lévis, 14-16 février 2023).
- Mostaghimi S (2003) A comparison of SWAT and HSPF models for simulating hydrologic and water quality responses from an urbanizing watershed. *ASAE Annual Int. Meeting.* p 1-10.
- Mostaghimi S, Park S, Cooke R, Wang S (1997) Assessment of management alternatives on a small agricultural watershed. *Water Research* 31(8):1867-1878.
- Moussa R (1996) Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrological Processes* 10(9):1209-1227.

- Moussa R, Voltz M, Andrieux P (2002) Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes* 16(2):393-412.
- MRC de Brome-Missisquoi (2014) Cadre réglementaire sur la gestion des eaux de ruissellement, du contrôle de l'érosion et la conservation des sols (version 2.eau.), p 19.
- Munoz-Carpena R, Parsons JE, Gilliam JW (1999) Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 214(1-4):111-129.
- Nanson G & Croke J (1992) A genetic classification of floodplains. *Geomorphology* 4(6):459-486.
- Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3):282-290.
- Nathan R, Jordan P, Morden R (2005) Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part I: Development of simulation tools. *Australasian Journal of Water Resources* 9(1):1-12.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Williams JR (2011) *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute.
- Nigel R, Chokmani K, Novoa J, Rousseau AN, El Alem A (2014) An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in an agricultural riverine area of the La Chevrotière River watershed, Québec, Canada, using remote sensing and GIS techniques. *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques* 39(3):285-301.
- Noël P, Rousseau AN, Paniconi C, Nadeau DF (2014) Algorithm for delineating and extracting hillslopes and hillslope width functions from gridded elevation data. *Journal of hydrologic engineering* 19(2):366-374.
- Novoa J, Chokmani K, Lhissou R (2018) A novel index for assessment of riparian strip efficiency in agricultural landscapes using high spatial resolution satellite imagery. *Science of The Total Environment* 644:1439-1451.
- O'Callaghan JF & Mark DM (1984) The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer vision, graphics, and image processing* 28(3):323-344.
- Orlandini S, Moretti G, Franchini M, Aldighieri B, Testa B (2003) Path-based methods for the determination of nondispersive drainage directions in grid-based digital elevation models. *Water resources research* 39(6).
- Oudin L, Hervieu F, Michel C, Perrin C, Andréassian V, Anctil F, Loumagne C (2005) Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology* 303(1-4):290-306.
- Poitevin M & Bezzaz M (2020) *Autonomie alimentaire-Définitions et concepts*. CIRANO.
- Q-2 r. 0.1 (2022) Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles. Québec.
- Quilbé R & Rousseau AN (2007) GIBSI: an integrated modelling system for watershed management—sample applications and current developments. *Hydrology and Earth System Sciences* 11(6):1785-1795.
- Raes D & Munoz G (2012) The ETo Calculator. *Reference Manual Version 3*.
- Rao CS, Rejani R, Rao CR, Rao K, Osman M, Reddy KS, Kumar M, Kumar P (2017) Farm ponds for climate-resilient rainfed agriculture. *Current science* :471-477.
- Renard KG (1997) *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. United States Government Printing,
- Ribeiro Neto GG, Melsen LA, Martins ES, Walker DW, Van Oel PR (2022) Drought cycle analysis to evaluate the influence of a dense network of small reservoirs on drought evolution. *Water resources research* 58(1):e2021WR030799.
- Rivard G (2011) Guide de gestion des eaux pluviales.
- Roberts MT, Geris J, Hallett PD, Wilkinson ME (2022) Mitigating floods and attenuating surface runoff with temporary storage areas in headwaters. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* :e1634.
- Rosa L, Chiarelli DD, Sangiorgio M, Beltran-Peña AA, Rulli MC, D'Odorico P, Fung I (2020) Potential for sustainable irrigation expansion in a 3 C warmer climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(47):29526-29534.

- Rousseau AN, Fortin J-P, Turcotte R, Royer A, Savary S, Quévy F, Noël P, Paniconi C (2011) PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News-Official Magazine of the Canadian Water Resources Association* 31(1):18-20.
- Rousseau AN, Gonzalez A, Savary S (2022) *HYDROLOGIE DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE PORTNEUF - Incluant la classification de la plaine d'inondation alluviale*. INRS-ETE. 106 p
- Rousseau AN, Mailhot A, Turcotte R, Duchemin M, Blanchette C, Roux M, Etong N, Dupont J, Villeneuve J-P (2000) GIBSI—An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia* 422:465-475.
- Rousseau AN, Martin MNM, Savary S, Gumiere S (2014) An Algorithm for Determining Potential Rill Areas from Gridded Elevation Data: Development and Integration in a Vegetated Filter Dimensioning Model. p H311-0747.
- Rousseau AN, Savary S, Hallema DW, Gumiere SJ, Foulon É (2013) Modeling the effects of agricultural BMPs on sediments, nutrients, and water quality of the Beaurivage River watershed (Quebec, Canada). *Canadian Water Resources Journal* 38(2):99-120.
- Rousseau AN, Savary S, Tremblay S, Fortier C, Armstrong S, Catois C, Humbert L, Gauthier J, Delorme D (2016) *État de la situation hydrologique et propositions d'aménagements pour la baie de Lavallière et le bassin versant de la rivière Pot au Beurre. Version finale*. Tetra Tech & INRS. 87 p
- Schmidt T, Dosskey M, Hoagland K (1999) Filter strip performance and processes for different vegetation, width and contaminants. *J Environ Qual* 28:1479-1489.
- Schueler T & Holland H (2000) *Article 65: Irreducible pollutant concentrations discharged from stormwater practices*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD. 377–380 p
- Selker JS & Haith DA (1990) Development and Testing of Single-Parameter Precipitation Distributions. *Water resources research* 26(11):2733-2740.
- Sentelhas PC, Gillespie TJ, Santos EA (2010) Evaluation of FAO Penman–Monteith and alternative methods for estimating reference evapotranspiration with missing data in Southern Ontario, Canada. *Agricultural water management* 97(5):635-644.
- Six J, Paustian K, Elliott ET, Combrink C (2000) Soil structure and organic matter I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64(2):681-689.
- Standen K, Costa LR, Monteiro J-P (2020) In-channel managed aquifer recharge: a review of current development worldwide and future potential in Europe. *Water* 12(11):3099.
- Swartz TM & Miller JR (2021) The American Pond Belt: an untold story of conservation challenges and opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19(9):501-509.
- Tiemeyer B, Moussa R, Lennartz B, Voltz M (2007) MHYDAS-DRAIN: A spatially distributed model for small, artificially drained lowland catchments. *Ecological modelling* 209(1):2-20.
- Tiwari H, Das P, Bharti AK (2012) MATLAB Programming solution for critical and normal depth in trapezoidal channels. *Int. J. Eng. Res. Tech* 1:1-3.
- Tollner EW, Barfield B, Haan C, Kao T (1976) Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. *Transactions of the ASAE* 19(4):678-682.
- Turcotte R, Fortin J-P, Rousseau AN, Massicotte S, Villeneuve J-P (2001) Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology* 240(3-4):225-242.
- Turcotte R, Fortin L-G, Fortin V, Fortin J-P, Villeneuve J-P (2007) Operational analysis of the spatial distribution and the temporal evolution of the snowpack water equivalent in southern Québec, Canada. *Hydrology research* 38(3):211-234.
- Turcotte R, Rousseau AN, Fortin JP, Villeneuve JP (2003) A process-oriented, multiple-objective calibration strategy accounting for model structure. *Calibration of watershed models* 6:153-163.
- USDA (1997) *Ponds: planning, design, construction*. (US Department of Agriculture).
- Verstraeten G & Poesen J (2000) Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. *Progress in Physical Geography* 24(2):219-251.

- Villeneuve J-P, Blanchette C, Duchemin M, Gagnon J-F, Mailhot A, Rousseau AN, Roux M, Tremblay J-F, Turcotte R (1998) *Rapport final du projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé*. INRS-Eau, Sainte-Foy. 371 p
- Wall G, Coote D, Pringle E, Shelton I (2002) RUSLE-CAN — Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada. Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada. Édit Agriculture Et Agroalimentaire Canada), p 117.
- White MJ & Arnold JG (2009) Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale. *Hydrological Processes: An International Journal* 23(11):1602-1616.
- Williams JR (1995) The EPIC model. *Computer models of watershed hydrology*. :909-1000.
- Wischmeier WH & Smith DD (1978) *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Department of Agriculture, Science and Education Administration,
- XEOS Imagerie Inc. (2022) Relevé LiDAR, Bassin versant du ruisseau Castor, 2021, Rapport de Projet 3181.
- Xie H, Chen L, Shen Z (2015) Assessment of agricultural best management practices using models: Current issues and future perspectives. *Water* 7(3):1088-1108.
- Yalin MS (1963) An expression for bed-load transportation. *Journal of the Hydraulics Division* 89(3):221-250.
- Yazdi MN, Owen Jr JS, Lyon SW, White SA (2021) Specialty crop retention reservoir performance and design considerations to secure quality water and mitigate non-point source runoff. *Journal of Cleaner Production* 321:128925.
- Young R, Onstad C, Bosch D, Anderson W (1989) AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of soil and water conservation* 44(2):168-173.
- Yuan Y, Bingner R, Rebich R (2001) Evaluation of AnnAGNPS on Mississippi delta MSEA watersheds. *Transactions of the ASAE* 44(5):1183.
- Zambrano-Bigiarini M (2020) *hydroGOF: Goodness-of-Fit Functions for Comparison of Simulated and Observed Hydrological Time Series*. <https://github.com/hzambran/hydroGOF>
- Zambrano-Bigiarini M (2022) *Goodness-of-Fit Functions for Comparison of Simulated and Observed Hydrological Time Series*. <https://cran.r-project.org/web/packages/hydroGOF/hydroGOF.pdf>