

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

**DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ÉVALUATION DE
L'IMPACT DE PRATIQUES DE GESTION BÉNÉFIQUES SUR
LES FLUX DE CONTAMINANTS AGRICOLES :
CAS DU MICRO-BASSIN VERSANT D'INTERVENTION DU
BRAS D'HENRI, QUÉBEC, CANADA**

Par

Claudie Ratté-Fortin

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

Jury d'évaluation

Examineur externe	Michel Patoine M.Sc., ing. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
Examineur interne	Sophie Duchesne Ph.D., ing. INRS, Centre Eau Terre Environnement
Directeur de recherche	Alain N. Rousseau Ph.D., ing. INRS, Centre Eau Terre Environnement

Résumé

Des études à l'échelle parcellaire démontrent que les pratiques de gestion bénéfiques (PGB), telles que les plans agroenvironnementaux de fertilisation et les bandes enherbées, peuvent réduire les rejets diffus en aval. Afin de valider si ces réductions pouvaient se manifester à une échelle plus large, Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) a mis sur pied un projet d'évaluation des PGB à l'échelle de petits bassins hydrographiques. Le protocole de recherche s'articule sur la mise en place de bassins jumelés (intervention *versus* témoin). Les travaux de ce mémoire viennent contribuer à cet objectif de recherche en proposant une méthodologie pour faire ces évaluations sur la base de données *in situ* sur les bilans agronomiques, les suivis hydrométriques et la qualité de l'eau. Plus spécifiquement, l'objectif principal du mémoire est d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines implantées sur le micro-bassin d'intervention qui se situe sur le Bras d'Henri, rive sud du fleuve St-Laurent, au sud de la ville de Québec. L'azote total, le phosphore total, les nitrates, les nitrites, l'ammonium, le phosphore particulaire, le phosphore dissous et les sédiments en suspension sont les contaminants agricoles ciblés par cette étude. Les données hydrométriques et de qualité de l'eau sont disponibles de 2005 à 2012 à l'exutoire et de 2009 à 2012 sur les deux branches du micro-bassin d'intervention.

Le cadre méthodologique repose sur le calcul des incertitudes associées aux calculs des débits et des charges de contaminants agricoles. Ce calcul est basé sur une distribution statistique des concentrations en nutriments. Plus spécifiquement, la première de six étapes de travail repose sur la construction d'une base de données géoréférencée de toutes les données disponibles sur les bassins jumelés. La seconde porte sur le développement d'une méthode d'estimation et de validation des courbes de tarage annuelles. Une caractérisation hydrométéorologique permet de confirmer ou d'infirmer la validité des courbes de tarage et des charges annuelles. La troisième étape consiste à estimer l'incertitude associée aux débits estimés par les courbes de tarage. La quatrième étape s'applique à sélectionner une méthode d'estimation des concentrations et la cinquième étape d'estimer les charges annuelles pour chaque tronçon. Enfin, la sixième étape permet d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines sur des bases spatio-temporelles et comparatives selon l'approche des bassins jumelés.

Les résultats obtenus illustrent que les concentrations et les charges d'azote total, de phosphore total, de nitrate et de phosphore particulaire sont significativement plus faibles après l'implantation des bandes riveraines. Une diminution significative de nitrite et d'azote ammoniacal est aussi notable au niveau des charges après l'implantation des bandes riveraines. Au niveau spatial, l'approche par ratio, qui compare les ratios des charges (kg) / bilans des nutriments (kg) en aval des bandes riveraines avec le ratio (charge (kg) / bilan (kg)) à l'exutoire du même cours d'eau, montre une réduction significative du ratio en aval de la bande riveraine pour l'azote total et le phosphore total. Des ratios calculés au niveau saisonnier montrent que la bande riveraine est moins efficace au printemps et lors d'une saison caractérisée par un ou plusieurs événements de pluie. Les résultats de l'analyse comparative des bassins jumelés sont présentés, mais ils ne peuvent être considérés dans l'évaluation de l'efficacité des bandes riveraines, car ces deux bassins présentent des différences pédologiques et agronomiques marquées.

Les résultats de ces travaux démontrent l'importance d'établir un protocole d'échantillonnage rigoureux et bien ciblé dans le temps et l'espace. Il est recommandé d'établir une base de données permettant d'avoir accès facilement à des séries de données. De plus, puisqu'une longue série de données est essentielle pour élargir les conclusions, orienter les décisions et varier les recherches, les bases de cette étude permettront de poursuivre ce travail d'évaluation au fur et à mesure que de nouvelles données seront disponibles.

Remerciements

Il m'apparaît important de remercier d'abord mon directeur de recherche M. Alain Rousseau pour son soutien, la qualité de son encadrement très formateur et sa grande disponibilité. Je me considère privilégiée d'avoir travaillé sous sa direction tout le long de ma maîtrise. J'ai particulièrement apprécié sa bonne humeur constante et son attitude positive face aux défis que nous avons dû relever ensemble. Je remercie également les membres de son équipe, particulièrement Gabriel Hould-Gosselin de m'avoir fourni les unités de surface du micro-bassin, Mushombe Muma de m'avoir fourni les valeurs d'ETP et Sébastien Tremblay de son aide et de ses conseils avec la base de données et le logiciel ArcGIS.

Je remercie également M. Georges Thériault et Mme Nadia Goussard (Agriculture et Agroalimentaire Canada) qui m'ont fourni toutes les données nécessaires à la réalisation de ce projet. Merci également à Mesdames Catherine Bossé et Geneviève Montminy (Club de Fertilisation de la Beauce) de m'avoir fourni toutes les informations en agronomie qui s'avéraient essentielles à la réalisation du projet.

Je tiens également à remercier les collègues et ami(e)s de ma cohorte avec qui j'ai pu passer deux belles années en bonne compagnie. Je garde un souvenir mémorable des stages et des cours que nous avons eus ensemble. Je remercie particulièrement Laurence et Tahiana avec qui j'ai vécu de bons moments d'encouragement, de session de travail et d'entraide avec la mise en page et le logiciel EndNote. Merci également à Martin, mes parents, Claude Rémillard, Michèle Fortin et ma grande famille pour vos encouragements, votre soutien et votre présence sans faille.

Table des matières

Résumé	I
Remerciements	III
Table des matières	V
Liste des tableaux	IX
Table des figures	XIII
Liste des abréviations et des sigles	XXI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte	1
1.1.1 Fertilisation et qualité de l'eau en milieu agricole au Québec	1
1.1.2 État des connaissances sur les bienfaits des bandes riveraines.....	3
1.1.3 Règlementation sur la protection des rives	4
1.2 Le projet d'Évaluation des Pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des Bassins Hydrographiques (EPBH) ..	4
1.2.1 Description du projet.....	4
1.2.2 Localisation et caractéristiques physiques des micro-bassins à l'étude	5
1.2.3 Variations pédologiques et agronomiques entre les deux micro-bassins	12
1.2.4 Pratiques de gestion bénéfiques	13
1.3 Objectifs du mémoire	16
CHAPITRE 2 MÉTHODES UTILISÉES POUR L'APPLICATION AU MICRO-BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BRAS D'HENRI	19
2.1 Stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau	19
2.1.1 Caractéristiques des auto-échantillonneurs	19
2.2 Mise en place d'une base de données géoréférencées.....	23
2.3 Calcul des courbes de tarage	25
2.3.1 Jaugeage sur le terrain	25
2.3.2 Fonction de régression	26
2.3.3 Mesures de hauteurs d'eau	26

2.3.4	Validation des courbes de tarage	28
2.3.5	Incertitudes des débits	31
2.4	Calcul des charges de N-total et P-total	33
2.4.1	Introduction	33
2.4.2	Méthode d'estimation des charges en nutriments	35
2.5	Fertilisation et bilans des éléments nutritifs	40
2.5.1	Bilans des éléments nutritifs	40
2.5.2	Le plan de fertilisation (ou bilan agronomique)	40
2.5.3	Bilan des nutriments à la surface du sol	41
2.5.4	Autres types de bilans	42
2.5.5	Bilans des éléments nutritifs sur le micro-bassin du Bras d'Henri	42
2.6	Évaluation de l'impact des bandes riveraines	43
2.6.1	Comparaison de bassins versants jumelés	43
2.6.2	Analyse temporelle de l'évolution des concentrations/charges	46
2.6.3	Analyse spatiale de l'évolution des charges	47
CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION		49
3.1	Estimation des débits	49
3.1.1	Courbes de tarage	49
3.1.2	Validation des courbes de tarage	52
3.1.3	Incertitudes des courbes de tarage	58
3.2	Calcul des charges en nutriments	60
3.2.1	Dépendance du débit	60
3.2.2	Dépendance sur le jour du calendrier	69
3.2.3	Indépendance des données	72
3.2.4	Calcul des charges	73
3.3	Bilans des nutriments à la surface du sol	82
3.4	Évaluation de l'impact des bandes riveraines	83
3.4.1	Comparaison des bassins versants jumelés	83
3.4.2	Comparaison avant et après l'implantation des bandes riveraines	87
3.4.3	Ratios des charges par rapport aux bilans des nutriments à la surface du sol	92
3.4.4	Facteurs expliquant la variabilité annuelle de la charge en nutriments	97
3.5	Discussion	101
3.5.1	Estimation des débits	101
3.5.2	Estimation des charges en nutriments	106
3.5.3	Évaluation de l'efficacité des bandes riveraines	107
CHAPITRE 4 CONCLUSION		111

4.1	Méthode d'évaluation des charges en nutriments	111
4.2	Évaluation de l'efficacité des bandes riveraines sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri	112
4.3	Recommandations pour des travaux futurs	113
Bibliographie		115
ANNEXE A	Stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau, méthodes d'estimation des débits et méthodes d'estimation des charges en nutriments.....	125
ANNEXE B	Règlementation sur les bandes riveraines.....	139
ANNEXE C	Cartes détaillées des sols du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin.....	141
ANNEXE D	Méthodes d'analyse des échantillons.....	147
ANNEXE E	Courbes de tarage sur le micro-bassin témoin.....	151
ANNEXE F	Incertitudes sur les estimations des débits	153
ANNEXE G	<i>Boxplots</i> des charges totales	167
ANNEXE H	Modèles des distributions de probabilité des concentrations de N-total, P-total, nitrite, nitrate, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et sédiments en suspension	171
ANNEXE I	Débits journaliers, concentrations journalières et charges journalières de N-total et de P-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention.....	183
ANNEXE J	Bilans des nutriments de la superficie drainée aux stations d'échantillonnage des branches 14 et 15	191
ANNEXE K	Comparaison des bassins versants jumelés.....	193
ANNEXE L	<i>Bootstrap</i> non paramétrique pour comparer deux échantillons	197
ANNEXE M	Types de cultures	199

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Pourcentage des concentrations moyennes excédant les critères de qualité de l'eau du N-NO ₃ (10 mg/L N (contamination) et 2,9 mg/L N (protection de la vie aquatique) et de P-total (0,03 mg/L (activités récréatives et protection de la vie aquatique)). Ce qui est entre parenthèses après les années, ce sont les mois des périodes considérées, définies par leur première lettre.....	9
Tableau 1.2 : Moyenne des superficies cultivées entre 2004 et 2009 sur le micro-bassin d'intervention (première colonne) et le micro-bassin témoin (deuxième colonne).....	12
Tableau 1.3 : Pratiques de gestion bénéfiques implantées sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri.....	14
Tableau 2.1: Caractéristiques des auto-échantillonneurs du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin. Auj signifie aujourd'hui, <i>Baseflow</i> signifie l'écoulement de base et X signifie que ça ne s'applique pas.....	22
Tableau 3.1: Coefficients des régressions hauteurs manuelles-hauteurs sonde à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.....	49
Tableau 3.2 : Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) des régressions hauteur manuelle - hauteur sonde à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.....	50
Tableau 3.3: Coefficients des régressions débit-hauteur d'eau à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.....	51
Tableau 3.4: Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) des régressions débit-hauteur d'eau à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.....	51
Tableau 3.5: Tableau récapitulatif des bilans hydrologiques et des caractéristiques météorologiques annuelles. «Pcp» signifie précipitation, «Écoule» signifie écoulement, «*» signifie qu'il manque des données pour cette valeur, «Branche 14 BR» signifie la station en aval des	

bandes riveraines et «Branche 15 EX» signifie la station située à l'exutoire de la branche 15.	52
Tableau 3.6: Comparaison entre les valeurs d'évapotranspiration potentielles obtenues par les courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin d'intervention et celles obtenues par le modèle CATHY (Muma <i>et al.</i> , 2013). Le symbole «*» signifie qu'il manque des données pour cette valeur.	53
Tableau 3.7 : Classes de débits utilisées pour calculer les moyennes et les coefficients de variation des données de concentrations.	60
Tableau 3.8: Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations de N-total en considérant une dépendance sur le débit.....	61
Tableau 3.9: Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations de P-total en considérant une dépendance sur le débit.....	61
Tableau 3.10: Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.	69
Tableau 3.11: Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P1.....	71
Tableau 3.12 : Médiane des charges totales (kg) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.	75
Tableau 3.13: Médiane des charges totales par hectare agricole drainé (kg/ha agr) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.....	75
Tableau 3.14: Médiane des <i>Flow Weighted Mean Concentrations</i> (Charge totale / volume d'eau écoulé (mg/L)) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.....	76
Tableau 3.15: Bilans des nutriments (kg) de N-total et de P-total à l'exutoire. Les espaces blancs signifient que l'information n'est pas disponible.....	82
Tableau 3.16: Résultats des comparaisons des moyennes et des médianes des concentrations / charges avant et après l'implantation des bandes riveraines avec la méthode du <i>bootstrap</i> non paramétrique. Les valeurs en gras représentent une diminution significative au seuil de 5 % après l'implantation des bandes riveraines. Le terme «05-11» signifie de 2005 à 2011.	91
Tableau 3.17 : Valeurs médianes des ratios des charges/bilans de la superficie agricole drainée (kg/ha agr. / kg /ha agr.) aux trois stations d'échantillonnage, c'est-à-dire à l'exutoire du micro-bassin, à l'exutoire de la branche 15 et en aval d'une section de bande riveraine sur la branche 14. Les	

charges correspondant à l'exutoire de la branche 14 sont obtenues en soustrayant les charges à l'exutoire du micro-bassin et celles à l'exutoire de la branche 15.	92
Tableau 3.18 : Rapport entre les ratios charges/bilans (kg/ha agr. / kg /ha agr.) obtenus en aval de la bande riveraine et ceux obtenus à l'exutoire de la branche 14. Les valeurs en caractère gras représentent une diminution significative (au seuil de 95 %) des médianes journalières des ratios en aval de la bande riveraine par rapport à l'exutoire de la branche 14.....	94
Tableau 3.19 : Réductions relatives des ratios des charges sur les bilans des nutriments (kg agr. / kg agr.) à l'exutoire de la section de bande riveraine en comparaison aux ratios à l'exutoire de la branche 14.....	95
Tableau 3.20 : Rapport entre les ratios charges/bilans (kg agr./kg agr.) obtenus en aval de la bande riveraine et ceux obtenus à l'exutoire de la branche 14 pour chaque saison.	96
Tableau 3.21 : Statistiques des régressions des bilans des nutriments (à gauche) et des charges en nutriments (à droite) par rapport aux superficies des cultures.	98
Tableau E.1: Coefficients des régressions hauteurs manuelles- hauteurs sonde à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.....	151
Tableau E.2 : Coefficients de détermination (R ²) et la racine carré des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) (m) des régressions hauteurs manuelle- hauteur sonde à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.....	151
Tableau E.3: Coefficients des régressions hauteurs- débit à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.....	152
Tableau E.4: Coefficients de détermination (R ²) et la racine carré des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) (Ln[L/s])des régressions débit- hauteurs manuelles à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.....	152
Tableau H.1 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en N-total et P-total en considérant une dépendance sur le débit.....	173
Tableau H.2 : Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.....	174
Tableau H.3 : Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P1.....	174
Tableau H.4 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations N-total et P-total en considérant une dépendance sur le débit.	176

Tableau H.5: Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.....	177
Tableau H.6: Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P3.....	177
Tableau H.7 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et des sédiments en suspension en considérant une dépendance sur le débit.	178
Tableau H.8 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et des sédiments en suspension en considérant une dépendance sur le jour julien.....	181
Tableau J.1 : Bilans des nutriments de la superficie agricole drainée aux stations d'échantillonnage.....	191
Tableau K.1 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations d'azote-total.	193
Tableau K.2 : Statistiques de la régression sur les concentrations d'azote-total.....	194
Tableau K.3 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations de phosphore-total....	194
Tableau K.4 : Statistiques de la régression sur les concentrations de phosphore-total.....	194
Tableau K.5 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations d'azote-total.....	195
Tableau K.6 : Statistiques de la régression sur les concentrations d'azote -total.....	195
Tableau K.7 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations de phosphore-total ...	195
Tableau K.8 : Statistiques de la régression sur les concentrations de phosphore-total.....	196
Tableau M.1 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux bilans des nutriments de N-total (kg/ha agr)	199
Tableau M.2 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux bilans des nutriments de P-total (kg/ha agr)	200
Tableau M.3 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux charges de N-total (kg/ha agr)	200
Tableau M.4 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux charges de P-total (kg/hagr).....	200

Table des figures

Figure 1.1: Bassin versant de la rivière Chaudière (en gris pâle) et sous-bassin versant de la rivière Bras d'Henri (en gris foncé). Le réseau hydrologique est représenté par les lignes bleues.	6
Figure 1.2: Micro-bassin versant d'intervention situé dans le bassin versant de la rivière Bras d'Henri (voir image en haut à gauche). Le réseau hydrique est représenté en bleu, la station météorologique avec un rond vert et les trois stations d'échantillonnage avec des étoiles rouges. Les terres agricoles sont représentées en blanc et la forêt en vert. Les deux sections de bandes riveraines sont présentées en vert foncé. Les lignes grises représentent les unités hydrologiques (tiré de Hould Gosselin <i>et al.</i> (2013)).	7
Figure 1.3: Pourcentage des superficies en cultures sur le micro-bassin d'intervention de 2005 à 2012. ..	11
Figure 1.4: Pourcentage des superficies en cultures sur le micro-bassin témoin de 2004 à 2009.	11
Figure 1.5: Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. BR, PCP et ETP signifient respectivement bandes riveraines, précipitation et évapotranspiration potentielle	16
Figure 2.1: Micro-bassin d'intervention du bassin versant de la rivière Bras d'Henri (délimité par la ligne noire). Les auto-échantillonneurs sont représentés par les étoiles vertes, les stations météorologiques par les triangles rouges et les champs des fermes Noël Fortin, Jules Fortin et Mario Roberge sont représentés en bleu, rouge et jaune respectivement. L'auto-échantillonneur BR14 BR représente celui situé sur la branche 14 en aval d'une section de bande riveraine. L'auto-échantillonneur BR15 est celui à l'exutoire de la branche 15 alors que l'auto-échantillonneur exutoire est celui situé à l'exutoire du micro-bassin d'intervention.	21
Figure 2.2 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 1 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	23

Figure 2.3 : Fenêtre dans ArcMap montrant un exemple des données de bilans de nutriments référencées aux champs du micro-bassin d'intervention.	24
Figure 2.4 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 2 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	25
Figure 2.5 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 3 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	31
Figure 2.6 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 4 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	34
Figure 2.7 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 5 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	37
Figure 2.8 : Méthode détaillée pour estimer la charge totale en nutriments ou en sédiments.	39
Figure 2.9 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 6 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.	43
Figure 2.10 : Superficies agricoles drainées aux 3 stations d'échantillonnage de même qu'à l'exutoire de la branche 14 (voir figure *) du micro-bassin d'intervention. Les bandes riveraines sont représentées en vert foncé. Br14 BR représente la station située en aval de la section de bande riveraine, Br15 représente la station à l'exutoire de la branche 15, et Exutoire représente la station à l'exutoire du micro-bassin versant d'intervention.	48
Figure 3.1: Écoulement médian (mm) cumulé (courbe noire) et précipitations (mm) (courbe bleue) cumulées à l'exutoire du bassin d'intervention en 2009.	54
Figure 3.2: Écoulements médians cumulés en 2009 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.	56
Figure 3.3: Écoulements médians cumulés en 2010 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.	56
Figure 3.4 : Écoulements médians cumulés en 2011 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.	57

Figure 3.5 : Écoulements médians cumulés en 2012 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.....	57
Figure 3.6: Logarithme naturel des débits par rapport aux hauteurs d'eau (points bleus) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ainsi que les régressions linéaires (droites de couleur grise) obtenues pour les années 2005 à 2012.....	58
Figure 3.7 : Débits (L/s) par rapport aux hauteurs d'eau (m) (points bleus) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ainsi que les régressions (courbes de couleur grise) obtenues pour les années 2005 à 2012.....	59
Figure 3.8: Moyennes et coefficients de variation des concentrations de N-total pour chaque classe de débits (voir Tableau 3.7). Les valeurs des moyennes se réfèrent à l'axe des y de gauche alors que les valeurs des coefficients de variation se réfèrent à l'axe des y de droite.....	62
Figure 3.9: Moyennes et coefficients de variation des concentrations de P-total pour chaque classe de débits (voir Tableau 3.7). Les valeurs des moyennes se réfèrent à l'axe des y de gauche alors que les valeurs des coefficients de variation se réfèrent à l'axe des y de droite.....	63
Figure 3.10: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de N-total (Gamma avec trois fonctions de la moyenne et un coefficient de variation linéaire).	64
Figure 3.11: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de P-total (distribution log-normale avec trois fonctions de la moyenne et un coefficient de variation constant).	65
Figure 3.12 : Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction des données de débit.....	66
Figure 3.13 : Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction du jour du calendrier.....	67
Figure 3.14 : Résidus normalisés des concentrations de P-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction des données de débit.....	67
Figure 3.15: Résidus normalisés des concentrations de P-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction du jour du calendrier.....	68
Figure 3.16: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de N-total pour les modèles N1, N3 et N6.....	70

Figure 3.17: Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle N6 en fonction du jour du calendrier.	71
Figure 3.18: Valeurs du produit des résidus ($Z_i \cdot Z_{i+1}$) du modèle N6 représentant les concentrations de N-total.	72
Figure 3.19 : Valeurs du produit des résidus ($Z_i \cdot Z_{i+1}$) du modèle P1 représentant les concentrations de P-total.	73
Figure 3.20: <i>Box plots</i> des charges totales en N-total (kg) de 2005 à 2012 à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25 ^e percentile, la médiane et le 75 ^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Les lettres inscrites après l'année représentent la première lettre des mois où s'échelonne le calcul des charges.	74
Figure 3.21: <i>Box plots</i> des charges totales en P-total (kg) de 2005 à 2012 à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25 ^e percentile, la médiane et le 75 ^e percentile des charges, les deux lignes aux extrémités représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Les lettres inscrites après l'année représentent la première lettre des mois où s'échelonne le calcul des charges.	74
Figure 3.22 : Valeurs médianes des charges journalières cumulées de N-total obtenues à l'exutoire et aux branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention pour 2009 à 2012.	78
Figure 3.23 : Valeurs médianes des charges journalières cumulées de P-total obtenues à l'exutoire et aux branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention pour 2009 à 2012.	78
Figure 3.24 : Concentrations journalières (mg/L) (figure du haut), débits journaliers (L/s) (figure du centre) et charges journalières (kg/jour) (figure du bas) de N-total obtenues en 2006. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Coupure de l'axe des y des débits à 400 L/s et des charges à 200 kg/jour.	80
Figure 3.25 : Concentrations journalières (mg/L) (figure du haut), débits journaliers (L/s) (figure du centre) et charges journalières (kg/jour) (figure du bas) de P-total obtenues en 2006. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Coupure de l'axe des y des débits à 400 L/s et des charges à 10 kg/jour.	81
Figure 3.26 : Différence entre les concentrations moyennes journalières de P-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention et celles du micro-bassin témoin pour la période 2005-2010.	84

Figure 3.27 : Différence entre les concentrations moyennes journalières N-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention et celles du micro-bassin témoin pour la période 2005-2010.....	84
Figure 3.28 : Concentrations-log de N-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention vs micro-bassin témoin durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (2005 à 2006, points en orange) et la période après l'implantation des bandes riveraines (2008 à 2010, astérisques en noir)..	86
Figure 3.29 : Concentrations-log de P-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention vs micro-bassin témoin durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (2005 à 2006, points en orange) et la période après l'implantation des bandes riveraines (2008 à 2010, astérisques en noir)..	86
Figure 3.30 : <i>Boxplots</i> des concentrations de N-total (mg/L) durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (à gauche) et la période après (à droite) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25 ^e percentile, la médiane et le 75 ^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Le symbole «+» représente la moyenne.....	87
Figure 3.31 : <i>Boxplots</i> des concentrations de P-total (mg/L) durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (à gauche) et la période après (à droite) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25 ^e percentile, la médiane et le 75 ^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles. Le symbole «+» représente la moyenne.....	87
Figure 3.32: Représentation schématique de la méthode <i>bootstrap</i>	88
Figure 3.33 : Histogramme des réplifications <i>bootstrap</i> des concentrations de N-total de la statistique t_b^* pour le test d'égalité des moyennes. La ligne rouge représente la valeur observée t_{obs} (voir ANNEXE L) et la ligne noire représente la valeur obtenue au seuil de 5 % du test unilatéral à droite.....	89
Figure 3.34 : Histogramme des réplifications <i>bootstrap</i> des concentrations de P-total de la statistique t_b^* pour le test d'égalité des moyennes. La ligne rouge représente la valeur observée t_{obs} (voir ANNEXE L) et la ligne noire représente la valeur obtenue au seuil de 5 % du test unilatéral à droite.....	89
Figure 3.35 : <i>Boxplots</i> des charges totales (kg) de N-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention pour chaque année sur la période (axe de gauche). Les points noirs «•» représentent les précipitations totales annuelles sur la période (axe de droite).	99

Figure 3.36 : <i>Boxplots</i> des charges totales (kg) de P-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention pour chaque année sur la période (axe de gauche). Les points noirs «●» représentent les précipitations totales sur la période (axe de droite).	99
Figure 3.37 : Facteurs propices à affecter une courbe de tarage. Les courbes représentent les tendances des paires de points qui ne sont pas affectées (noir) et affectées (bleu). (a) Courbe de tarage stable (b) Courbe de tarage affectée par des effets de remous (c) Courbe de tarage avec un effet d'hystérèse (d) Courbe de tarage affectée par le transport et le dépôt des sédiments sur le lit du cours d'eau (e) Courbe de tarage affectée par une variation dans les caractéristiques et la densité de la végétation aquatique (f) Courbe de tarage affectée par une variation dans la bathymétrie du cours d'eau.....	103
Figure 3.38 : Représentations des paires de points débit – hauteur d'eau et de courbes de tarage obtenues annuellement à l'exutoire du micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri.....	105
Figure C.1 : Carte des sols du micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri	142
Figure C.2 : Cartes des sols du micro-bassin témoin de la rivière Bras d'Henri	144
Figure F.1 Courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. (a) 2005, (b) 2006, (c) 2007, (d) 2008, (e) 2009, (f) 2010, (g) 2011, (h) 2012.....	153
Figure F.2 : Courbes de tarage à la station en aval de la BR sur la branche 14 du micro-bassin d'intervention. (a) 2009, (b) 2010, (c) 2011, (d) 2012.....	158
Figure F.3 : Courbes de tarage à la branche 15 du micro-bassin d'intervention. (a) 2009, (b) 2010, (c) 2011, (d) 2012.....	160
Figure F.4 Courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin témoin. (a) 2005, (b) 2006, (c) 2007, (d) 2008, (e) 2009, (f) 2010, (g) 2011.....	162
Figure G.1 : <i>Boxplots</i> des charges totales (kg) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention sur la période de l'année. Les lettres inscrites après les années représentent les premières lettres des mois. (a) Nitrites (b) Nitrates (c) Ammonium (d) P-particulaire (e) P-dissous (f) Matière en suspension.....	167
Figure I.1 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10 ^e et 90 ^e percentiles.....	183

- Figure I.2 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....184
- Figure I.3 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....184
- Figure I.4 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....185
- Figure I.5 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....185
- Figure I.6 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....186
- Figure I.7 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....186
- Figure I.8 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....187
- Figure I.9 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....187
- Figure I.10 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....188
- Figure I.11 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....188

Figure I.12 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....189

Figure I.13 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....189

Figure I.14 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.....190

Liste des abréviations et des sigles

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
BD	Base de données
BR	Bande riveraine
CEHQ	Centre d'Expertise Hydrique du Québec
E	Écoulement
ETP	Évapotranspiration potentielle
ETR	Évapotranspiration réelle
FWMC	Flow weighted mean concentration
INRS	Institut National de la Recherche Scientifique
IRDA	Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement
MES	Matière en suspension
MDDEFP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
N_{tot}	Azote total
NH_4	Ammonium
NO_2	Nitrite
NO_3	Nitrate
P	Précipitation
P_{tot}	Phosphore total
P_{part}	Phosphore total particulaire
P_{dissous}	Phosphore total dissous
PGB	Pratiques de gestion bénéfiques
R^2	Coefficient de détermination
REA	Règlement sur les exploitations agricoles

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

1.1.1 Fertilisation et qualité de l'eau en milieu agricole au Québec

L'azote et le phosphore constituent des éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes et des algues et cette croissance est limitée par leur disponibilité. Les sources naturelles de phosphore et d'azote qui aboutissent dans les lacs sont consommées rapidement et ne créent pas de surplus. Lorsque des activités anthropiques génèrent des sources ponctuelles et diffuses de polluants dans les rivières, des quantités considérables d'azote et de phosphore aboutissent dans les lacs. Ces éléments stimulent la prolifération d'algues et peuvent entraîner un processus d'eutrophisation précoce. L'eutrophisation causée par un enrichissement de phosphore et d'azote est un problème répandu dans les lacs, les rivières, les estuaires et les côtes océaniques (Carpenter *et al.*, 1998). Au Québec, les concentrations en phosphore total (PT) dans certaines rivières dépassent de deux à six fois le seuil d'eutrophisation, fixé à 0,03 mg PT/L par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (Gangbazo & Le Page, 2005; Gangbazo *et al.*, 2005). Les rejets de sources diffuses provenant des activités agricoles sont difficiles à mesurer et représentent la plus grande source d'azote et de phosphore pour les eaux de surface (Carpenter *et al.*, 1998; Gangbazo & Le Page, 2005; Dubrovsky *et al.*, 2010). La notion de capacité de support des activités agricoles par les rivières a ainsi été introduite par le MDDEFP. Elle peut se définir comme l'intensité maximale d'activités agricoles permettant de respecter le seuil d'eutrophisation des concentrations de phosphore total. Au Québec, la capacité de support des rivières est dépassée dans plusieurs bassins versants (Gangbazo *et al.*, 2005).

Cette problématique de qualité de l'eau en milieu agricole est relativement récente. L'agriculture intensive est apparue graduellement dans les années 1950 (Ministère de l'Environnement, 2003): l'intensification et

la concentration des productions animale et végétale, l'utilisation accrue d'engrais minéraux et de pesticides, la mécanisation des activités agricoles, *etc.* Les quantités d'engrais minéraux sont passées de 120 000 tonnes à 430 000 tonnes de 1951 à 2001, atteignant un sommet de 527 000 tonnes vers la fin des années 1980 (Ministère de l'Environnement, 2003). Lorsque les sols sont enrichis par des apports en nutriments supérieurs à ce que la culture prélève, les nutriments en solution ou adsorbés aux particules de sols s'accumulent dans le sol et s'écoulent avec l'eau du sol et/ou les matières en suspension, selon leur mobilité, vers les cours d'eau. L'augmentation des concentrations en phosphore total dans les cours d'eau est d'autant plus inquiétante, car elle favorise le processus d'eutrophisation. Le gouvernement du Québec a d'ailleurs réglementé le phosphore comme étant l'élément limitant lors de l'épandage d'intrants agricoles (Éditeur officiel du Québec, 2002). Les apports en phosphore total proviennent essentiellement des eaux de ruissellement des sources diffuses agricoles et des eaux usées de sources ponctuelles humaines ou industrielles. L'impact de l'augmentation de la productivité et de la qualité des récoltes a donc joué un rôle majeur sur la dégradation de la qualité de l'eau.

Au cours des dernières décennies, le Québec s'est doté d'un ensemble de règlements et de lois visant à contrôler la pollution d'origine agricole. En 1997, le gouvernement du Québec édictait le Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole qui énonçait notamment des normes quant à la quantité maximale de phosphore total qui peut être épandue selon les types de cultures (Éditeur officiel du Québec, 1997). Des modifications ont été apportées en 2002 et il a été renommé le Règlement sur les exploitations agricoles (Éditeur officiel du Québec, 2002). L'introduction d'un seuil maximal de saturation en phosphore des sols vise à mieux gérer l'épandage de fumiers afin d'atteindre un équilibre entre la fertilisation et la protection de l'environnement (7,6 % pour un sol ayant une teneur en argile supérieure à 30 %, et 13,1 % avec une teneur en argile égale ou inférieure à 30 %). Il est aussi question d'interdire l'augmentation de terres cultivées dans des bassins versants où le critère d'eutrophisation est dépassé. La Politique nationale de l'eau de 2002 (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 2002) énonçait, comme principale action touchant l'agriculture, d'intensifier l'assainissement agricole, entre autres d'atteindre la capacité de support des sols en phosphore d'ici 2010. Une étude récente de Patoine *et al.* (2012) sur la qualité de l'eau de dix bassins versants du Québec a démontré que les concentrations en phosphore total avaient pour la majorité des rivières diminué depuis la dernière décennie, sans pour autant atteindre le seuil de 0,03 mg /L de phosphore. Ces nouvelles normes agroenvironnementales visent à freiner la détérioration de la qualité de l'eau dans les rivières. Afin d'améliorer la qualité de l'eau, il est nécessaire de combiner ces mesures réglementaires à des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) en milieu agricole. Ainsi, l'implantation de ces pratiques joue un rôle essentiel dans l'amélioration de la qualité de l'eau. Le terme PGB en milieu agricole rassemble toutes les méthodes, qu'elles soient structurelles ou non, qui permettent de réduire les effets néfastes de l'agriculture sur

l'environnement. Plusieurs études ont montré l'efficacité des PGB pour atténuer les flux de contaminants agricoles. Une étude de Li *et al.* (2011) portait sur l'effet de cinq PGB implantées sur un petit bassin versant au Manitoba (Canada). Les PGB comprenaient entre autres l'implantation de bandes riveraines et de voies d'eau engazonnées. Les résultats ont démontré que ces PGB ont collectivement réduit les flux d'azote total et de phosphore total de 41 % et 32 % respectivement. Jaynes *et al.* (2004) se sont intéressés à l'effet du fractionnement de l'azote pour les cultures de maïs sur la réduction des pertes en azote total dans un bassin versant de l'Iowa (États-Unis) et ils ont constaté une réduction relative $\geq 30\%$ des concentrations en nitrates. Plusieurs autres études discutent de projets d'amélioration de la qualité de l'eau résultant de l'implantation de PGB (Schilling & Spooner, 2006; Sharpley *et al.*, 2009; Lemke *et al.*, 2011; Sharpley *et al.*, 2012). L'utilisation de bandes riveraines en zone agricole suscite un intérêt grandissant depuis les dernières années. Elles peuvent réduire significativement les flux de nutriments de sources diffuses dans les écoulements de surface (Osborne & Kovacic, 1993; Wenger, 1999; Hefting *et al.*, 2006). Une gestion des sources de nutriments au sol doit donc être combinée à une gestion du transport des nutriments provenant de l'érosion ou du lessivage afin d'optimiser la réduction des flux de contaminants agricoles.

1.1.2 État des connaissances sur les bienfaits des bandes riveraines

Les bandes riveraines font partie des solutions à envisager pour diminuer les flux de contaminants agricoles dans les cours d'eau. De façon générale, une bande riveraine est un couvert végétal composé d'arbres, d'arbustes ou de plantes herbacées adjacent à un cours d'eau ou un lac (Gagnon & Gangbazo, 2007). En milieu agricole, elle agit plus précisément comme filtre entre le cours d'eau et les terres agricoles. Elle freine l'écoulement de surface et peut ainsi contrôler l'érosion et la sédimentation. Plusieurs études expérimentales ont montré que l'efficacité des bandes riveraines à atténuer les flux de nutriments est liée à la pente et à la largeur de la bande, mais elle est aussi liée aux conditions du flux d'écoulement (Dosskey *et al.*, 2002; Blanco-Canqui *et al.*, 2006) et au type et à la densité de végétation (Osborne & Kovacic, 1993 ; Lee *et al.*, 2003). En plus de réduire les flux de contaminants, les bandes riveraines augmentent la stabilité du talus et forment un rempart contre l'érosion. Ces caractéristiques font en sorte qu'elles peuvent réduire la création de voies préférentielles lors d'événements de pluie intenses où l'eau de surface chargée en nutriments et en sédiments s'écoule directement dans le cours d'eau. Cependant, des voies préférentielles peuvent tout de même se former, diminuant ainsi la surface utile de la bande riveraine et, par le fait même, son efficacité à atténuer les flux de contaminants (Bentrup, 2008). Du même coup, elles régularisent le cycle hydrologique en freinant l'écoulement de surface et l'écoulement souterrain vers le cours d'eau. La bande riveraine agit également comme une barrière physique aux travaux agricoles et créent une haie brise-vent qui permet de réduire l'érosion éolienne. Outre tous ses

avantages liés à l'intégrité physique et chimique du cours d'eau, notons que la bande riveraine joue aussi des rôles au niveau biologique. Adjacente à des lacs ou des rivières, elle sert d'abord d'habitat pour la faune et la flore, de lieu de reproduction et de nourriture pour certaines espèces de poissons et elle améliore la biodiversité du cours d'eau. Elle limite également le réchauffement excessif de l'eau en créant de l'ombrage; l'effet est plus important dans des petits cours d'eau où l'équilibre écologique est instable. Finalement, la bande riveraine limite les risques de mort de poissons en atténuant les charges de pesticides et les risques d'eutrophisation de l'eau par le phosphore, permettant ainsi de diminuer les risques écotoxicologiques (Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 1998).

1.1.3 Règlementation sur la protection des rives

Le respect de la rive constitue une exigence issue de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables édictée par le gouvernement du Québec (Éditeur officiel du Québec, 2005). La largeur de la bande riveraine qui borde les lacs et les cours d'eau doit être d'au minimum 10 ou 15 m à partir de la ligne des hautes eaux et selon les modalités de l'article 2.2. Cet article n'est cependant plus valide lors d'activités forestières où la largeur de la bande riveraine passe à une largeur minimale de 20 m. Ce règlement est décrété dans la Loi sur les forêts à l'article 27 (Éditeur officiel du Québec, 1986). Dans le cas de cours d'eau en milieu agricole, le règlement exige d'avoir une bande minimale de végétation de trois mètres calculée à partir de la ligne des hautes eaux. De plus, si le talus du cours d'eau est inférieur à trois mètres, on doit inclure au minimum un mètre de plus de bandes sur le haut du talus. Les différents articles qui traitent de ce sujet sont présentés à l'ANNEXE B.

1.2 Le projet d'Évaluation des Pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des Bassins Hydrographiques (EPBH)

1.2.1 Description du projet

L'Évaluation des Pratiques de gestion Bénéfiques à l'échelle des Bassins Hydrographiques (EPBH) est un projet initié par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) en 2004 et compte Canards Illimités Canada parmi les principaux partenaires financiers. Ce projet vise à mesurer l'impact économique et environnemental de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) à l'échelle de petits bassins versants. Dans le cadre de ce projet, neuf bassins hydrographiques canadiens ont été sélectionnés. Pour chacun de ces bassins, l'étude comprend trois volets (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2010):

- L'évaluation biophysique, qui mesure les répercussions des PGB sur l'environnement en utilisant comme principal indicateur la qualité de l'eau;

- L'évaluation économique à la ferme, qui détermine les coûts et les bénéfices de l'implantation des PGB
- La modélisation hydrologique et la modélisation intégrée pour certains sites (Yang *et al.*, 2007; Gumiere *et al.*, 2013; Rousseau *et al.*, 2013)

L'étude d'EPBH au Québec s'est déroulée sur le bassin versant de la rivière Bras d'Henri, qui est situé à l'intérieur du bassin versant de la rivière Chaudière. Deux micro-bassins ont été sélectionnés à l'intérieur du bassin versant de la rivière Bras d'Henri, un micro-bassin d'intervention où des PGB ont été implantées, et un micro-bassin témoin, où aucune PGB n'a été appliquée.

1.2.2 Localisation et caractéristiques physiques des micro-bassins à l'étude

Le bassin versant de la rivière Chaudière

Le bassin versant de la rivière Chaudière est l'unité de gestion du COBARIC (Comité de bassin de la rivière Chaudière, 2013), un des 40 organismes de bassins versants du Québec chargés d'appliquer les principes de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic, situé à l'extrémité sud du bassin versant, et se jette dans le fleuve Saint-Laurent, près de Saint-Romuald dans la ville de Lévis. Le bassin versant de la rivière Chaudière couvre une superficie totale de près de 6 682 km². Ses principaux sous-bassins sont ceux des rivières Beaurivage, Chaudière (tronçon principal), Famine, du Loup et du Bras Saint-Victor (voir Figure 1.1). Les caractéristiques du bassin présentées ci-après proviennent du rapport présenté par le Ministère de l'Environnement (2003). Le bassin versant de la rivière Chaudière est l'un des plus agricoles au Québec avec 32 % de superficie agricole. La densité animale s'élève à 1,5 unité animale par hectare (U.A./ha) et plus de 95 % de ces unités sont concentrées dans les sous-bassins des rivières Chaudière (53 %) et Beaurivage (43 %). Le sous-bassin de la rivière Beaurivage est pollué en majeure partie par les rejets d'azote et de phosphore provenant de la forte densité animale alors que du côté du sous-bassin de la rivière Chaudière, s'ajoutent les rejets domestiques et industriels des municipalités de Charny, Saint-Rédempteur et Saint-Nicolas.

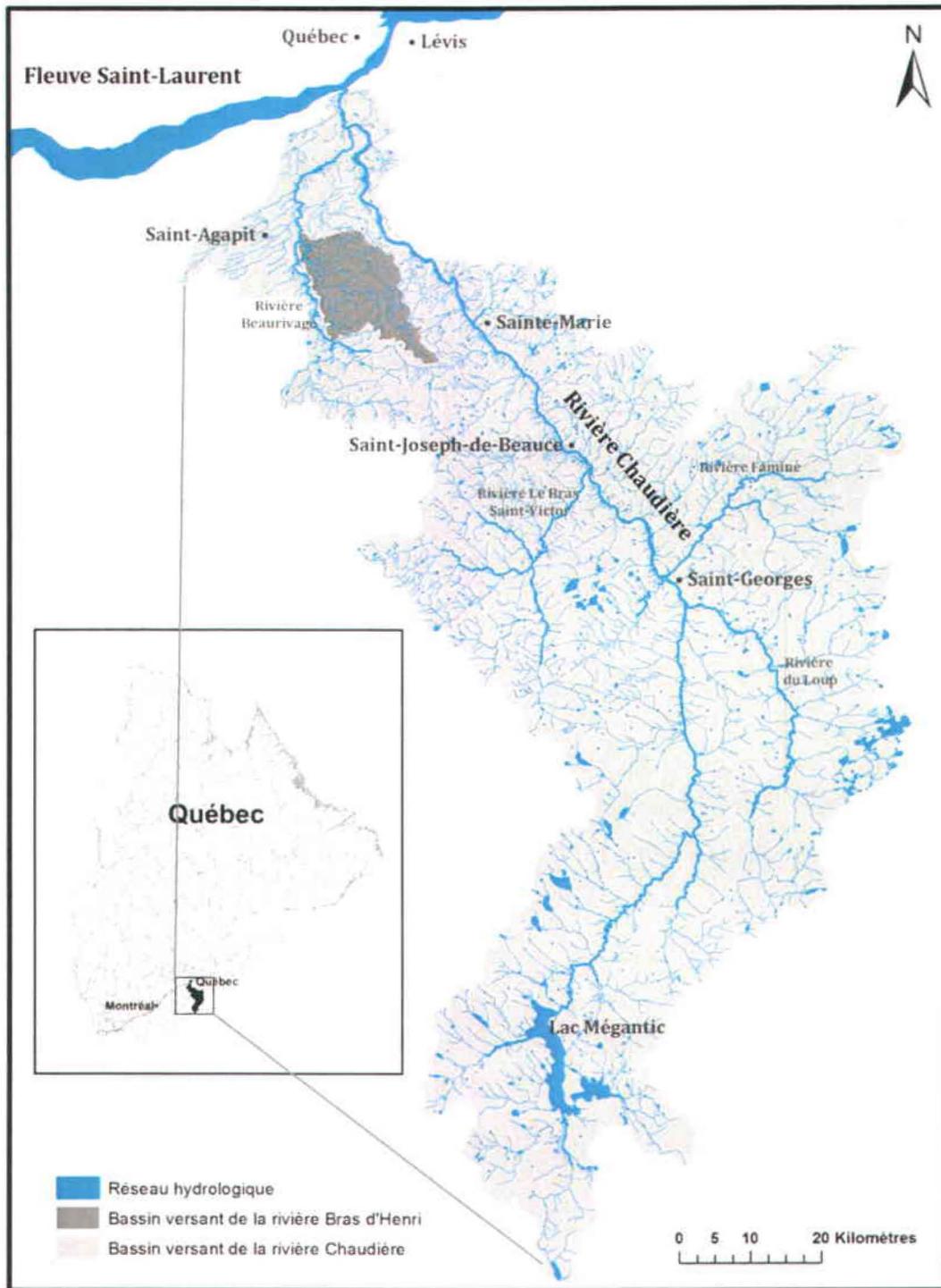


Figure 1.1: Bassin versant de la rivière Chaudière (en gris pâle) et sous-bassin versant de la rivière Bras d'Henri (en gris foncé). Le réseau hydrologique est représenté par les lignes bleues.

Le bassin versant du Bras d'Henri

Le bassin versant du Bras d'Henri (voir figure en haut à gauche de la Figure 1.2), d'une superficie de 167 km², est un sous-bassin du bassin de la rivière Beaurivage et est situé à environ 30 km au sud-est de la ville de Québec. Environ les deux tiers des superficies sont consacrés à l'agriculture. L'étude d'EPBH s'est déroulée sur deux micro-bassins à l'intérieur du bassin versant de la rivière Bras d'Henri. Ces deux micro-bassins sont séparés de 2 km à vol d'oiseau. Des PGB ont été implantées dans le micro-bassin d'intervention, ayant une superficie de 2,36 km². L'autre micro-bassin représente le site témoin dans lequel les producteurs ont conservé leurs pratiques agricoles habituelles et où aucune installation hydro-agricole n'a été aménagée. Il fait 4,23 km² de superficie.

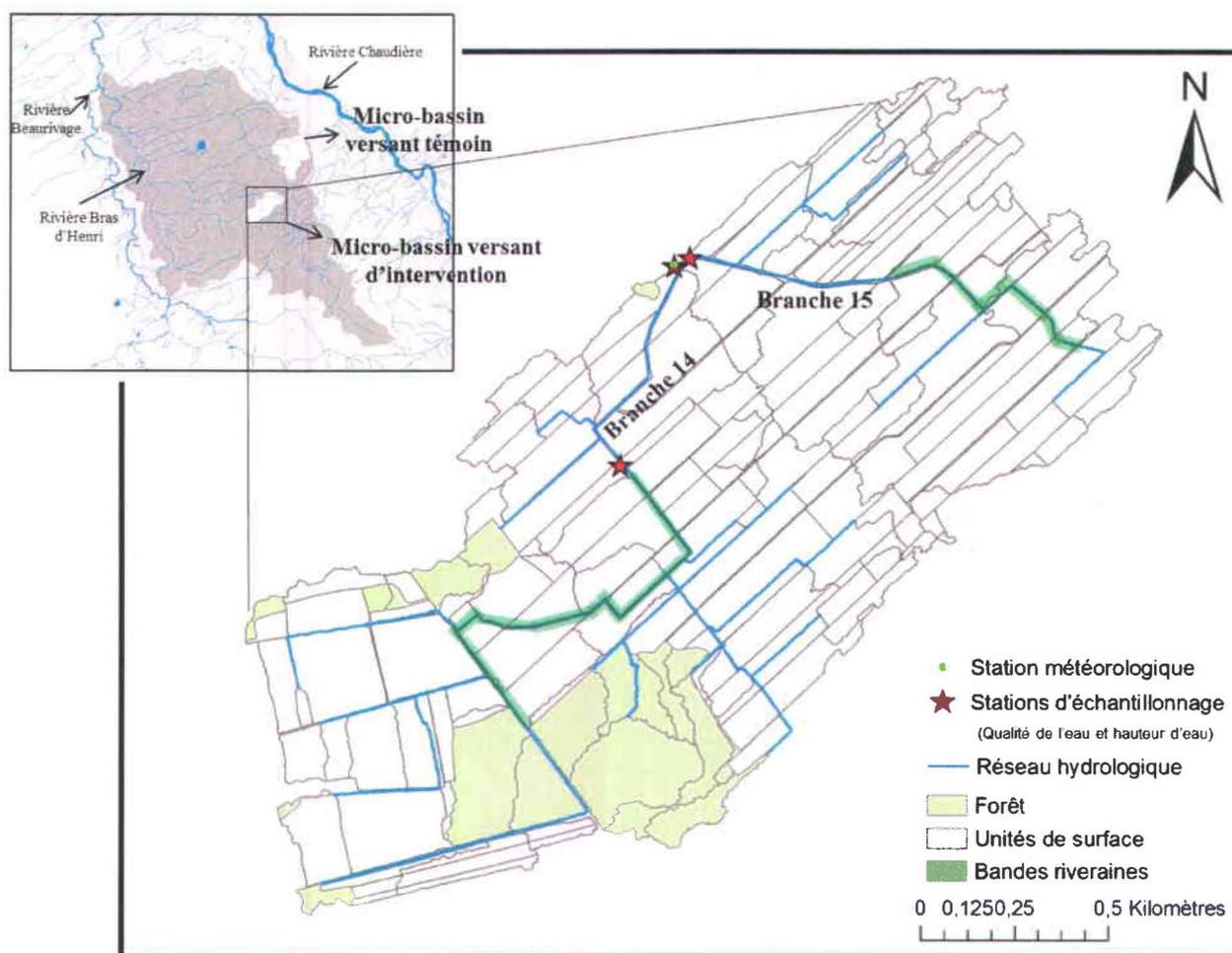


Figure 1.2: Micro-bassin versant d'intervention situé dans le bassin versant de la rivière Bras d'Henri (voir image en haut à gauche). Le réseau hydrique est représenté en bleu, la station météorologique avec un rond vert et les trois stations d'échantillonnage avec des étoiles rouges. Les terres agricoles sont représentées en blanc et la forêt en vert. Les deux sections de bandes riveraines sont présentées en vert foncé. Les lignes grises représentent les unités hydrologiques (tiré de Hould Gosselin *et al.* (2013)).

La Figure 1.2 présente le micro-bassin d'intervention. Trois stations d'échantillonnage ont été installées sur le bassin d'intervention, soit une à l'exutoire du bassin et les deux autres aux branches 14 et 15. Sur le micro-bassin témoin (qui n'est pas présenté), une station d'échantillonnage est installée à l'exutoire du bassin. Les mesures de hauteur d'eau et de qualité de l'eau sont effectuées à ces quatre stations d'échantillonnage (trois stations sur le micro-bassin d'intervention et une sur le micro-bassin témoin). Deux sections de bandes riveraines sont implantées sur le micro-bassin d'intervention. La station d'échantillonnage sur la branche 14 est située en aval d'une section de bande riveraine. Les lignes grises représentent les unités hydrologiques calculées par Gabriel Hould-Gosselin dans le cadre de ses travaux de maîtrise (Hould Gosselin *et al.*, 2013). Ces unités hydrologiques sont utilisées pour calculer la superficie drainée à chaque station d'échantillonnage.

En ce qui a trait à la qualité de l'eau sur le micro-bassin d'intervention, les concentrations en nitrates, qui peuvent être toxiques, sont généralement inférieures au critère de 10 mg/L défini pour l'eau potable par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Le Tableau 1.1 présente les probabilités de dépasser les critères de qualité de l'eau du nitrate (N-NO₃) et du phosphore total dans le micro-bassin d'intervention du Bras d'Henri. Une probabilité de dépassement est définie comme le pourcentage des concentrations moyennes (provenant d'échantillons composites aux trois et quatre jours) excédant un critère de qualité de l'eau établi. Les concentrations moyennes en nitrate (N-NO₃) dépassent entre 0 % et 1,9 % du temps le critère de qualité de l'eau pour la contamination dans le bassin d'intervention alors que sur le bassin témoin, et elles sont toujours inférieures au critère. Les concentrations moyennes de N-NO₃ sont souvent plus élevées que le critère établi pour la protection de la vie aquatique (2,9 mg/L N-NO₃). À l'exutoire du micro-bassin d'intervention, les concentrations dépassent entre 92,7 % et 100 % du temps le critère de 2,9 mg/L N-NO₃. Quant aux concentrations sur le bassin témoin, elles dépassent entre 0 % et 55,4 % du temps le critère de N-NO₃ pour la protection du milieu aquatique. De plus, les concentrations en phosphore total sont très souvent supérieures au critère pour la prévention de l'eutrophisation fixé à 0,03 mg/L par le MDDEFP. Entre 2005 et 2012, les concentrations en phosphore total s'écoulant à l'exutoire et aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention excèdent entre 38 % et 96 % du temps le critère de qualité de l'eau. Dans le cas du bassin témoin, le critère de qualité de l'eau en matière de concentration en phosphore total est toujours dépassé.

Tableau 1.1: Pourcentage des concentrations moyennes excédant les critères de qualité de l'eau du N-NO₃ (10 mg/L N (contamination) et 2,9 mg/L N (protection de la vie aquatique) et de P-total (0,03 mg/L (activités récréatives et protection de la vie aquatique)). Ce qui est entre parenthèses après les années, ce sont les mois des périodes considérées, définies par leur première lettre.

	Probabilité de dépassement (%) des concentrations											
	Intervention (Exutoire)			Intervention (Branche 14)			Intervention (Branche 15)			Témoïn (Exutoire)		
	N-NO ₃	N-NO ₃	P-total	N-NO ₃	N-NO ₃	P-total	N-NO ₃	N-NO ₃	P-total	N-NO ₃	N-NO ₃	P-total
	Contamination	Vie aquatique	Activités récréatives et vie aquatique	Contamination	Vie aquatique	Activités récréatives et vie aquatique	Contamination	Vie aquatique	Activités récréatives et vie aquatique	Contamination	Vie aquatique	Activités récréatives et vie aquatique
2005 (JASO)	0	92,9	96,4							0	3,9	100
2006 (AMJJASON)	0	97,6	90,7							0	0	100
2007 (AMJJASON)	0	92,7	96,2							0	37,4	100
2008 (MJJASON)	0	100	79,3							0	55,4	100
2009 (AMJJASON)	0	98,1	85,4	1,9	69,8	75,5	0	96,2	87,8	0	29,8	100
2010 (AMJJASON)	0	100	70,6	0	31,3	87,9	0	88,2	80,6	0	3,3	100
2011 (AMJJASON)	0	96,9	78,1	0	42,2	64,1	0	95,3	85,7			
2012 (AMJJASON)			67,3			38,0			70,9			

Les pourcentages des superficies en cultures sur les deux micro-bassins sont présentés aux Figures 1.3 et 1.4. Moins de données sont disponibles sur le micro-bassin témoin, car certains propriétaires n'étaient pas des clients du club de fertilisation; ainsi, il était plus difficile d'obtenir des données pour ces champs. De plus, dans la deuxième phase du projet d'EPBH (2008-2012), les efforts se sont concentrés sur le bassin d'intervention après avoir remarqué des différences majeures entre les deux bassins, surtout au niveau des sols (ces éléments sont discutés à la section 1.2.3). Sur le micro-bassin d'intervention, les superficies sont dominées par la culture de maïs grain (*Zea mays*) et des prairies de 2005 à 2011. En 2012, le soja (*Glycine max*) et les prairies (graminées (*gramineae*) en majorité) sont les plus importants en matière de superficie. Ce saut de soja (*Glycine max*) en 2012 peut provenir en partie de la rotation des cultures de la ferme Jules Fortin qui a débuté la rotation maïs (*Zea mays*)-soja (*Glycine max*) depuis 2010. D'autres rotations des cultures comme avoine (*Avena sativa*)-prairie (4 ans)-avoine (*Avena sativa*), soja (*Glycine max*)-maïs grain (*Zea mays*) (3 ans)-soja (*Glycine max*) sont aussi présentes depuis au moins 2004 à la ferme Noël Fortin. En général, les superficies de prairie se maintiennent d'une année à l'autre entre 25 et 43 %. Les superficies du maïs grain (*Zea mays*) sont entre 28 % et 41 % sauf en 2007 (51 %) et en 2012 (7 %). Les cultures de soja (*Glycine max*) sont aussi très présentes sur le bassin (entre 10 % et 18 %) sauf en 2007 (2 %) et en 2012 (36 %). Les superficies du maïs ensilage (*Zea mays*) varient entre 4 % et 15 %. Les cultures d'avoine (*Avena sativa*) sont présentes en 2005 (3 %) et entre 2008 et 2012 en faible quantité (1 % à 13 %). Finalement, l'orge (*Hordeum vulgare*) a été cultivée uniquement en 2005 (13 % de la superficie totale). Les cultures de maïs grain (*Zea mays*) et de soja (*Glycine max*) sont donc les plus présentes sur le micro-bassin d'intervention. En ce qui a trait au micro-bassin témoin, moins d'informations sont disponibles (voir Figure 1.4). Un pourcentage considérable des types de culture annuels est inconnu entre 2004 et 2009 (18 % à 42 % de la superficie). De ce qui est connu, la culture du maïs (*Zea mays*) utilisé pour l'ensilage (superficies entre 8 % à 19 %) est plus présente que celle du maïs grain (*Zea mays*) (4 % à 8 %) et du soja (*Glycine max*) (1 % à 5 %) en général. À l'inverse du micro-bassin d'intervention, l'orge (*Hordeum vulgare*) y est cultivée à chaque année avec des superficies entre 3 et 10 %. Finalement, les superficies de prairies dominant, allant de 40 % à 67 % de la superficie totale du bassin.

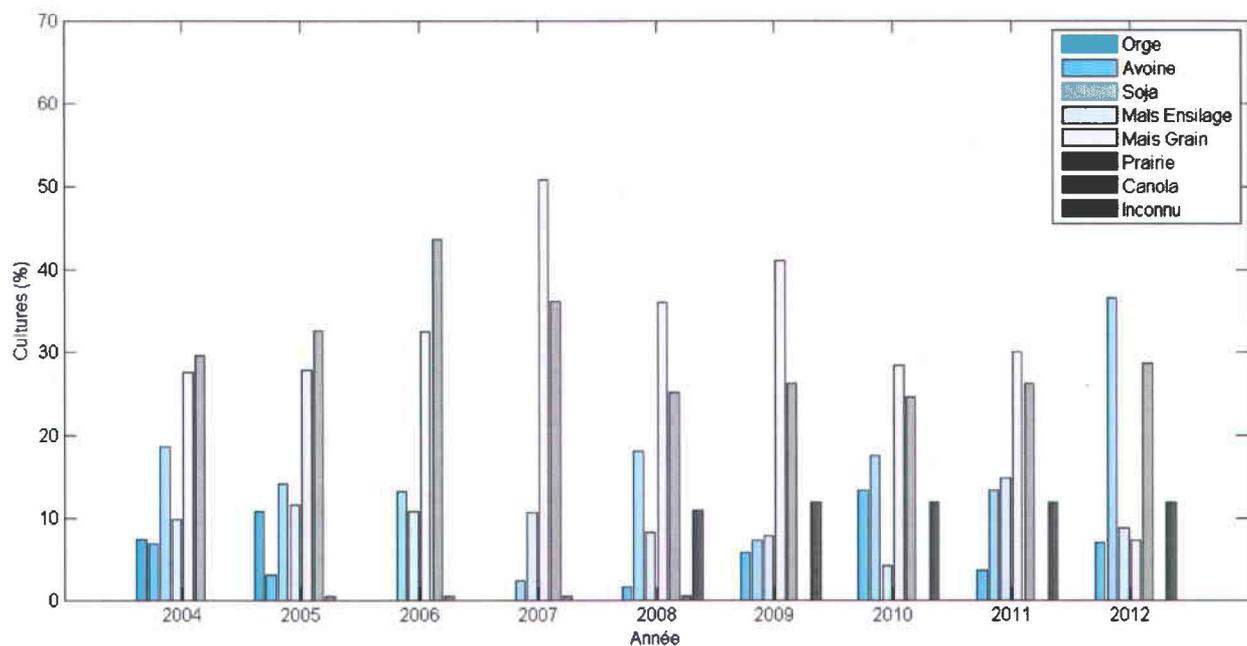


Figure 1.3: Pourcentage des superficies en cultures sur le micro-bassin d'intervention de 2005 à 2012.

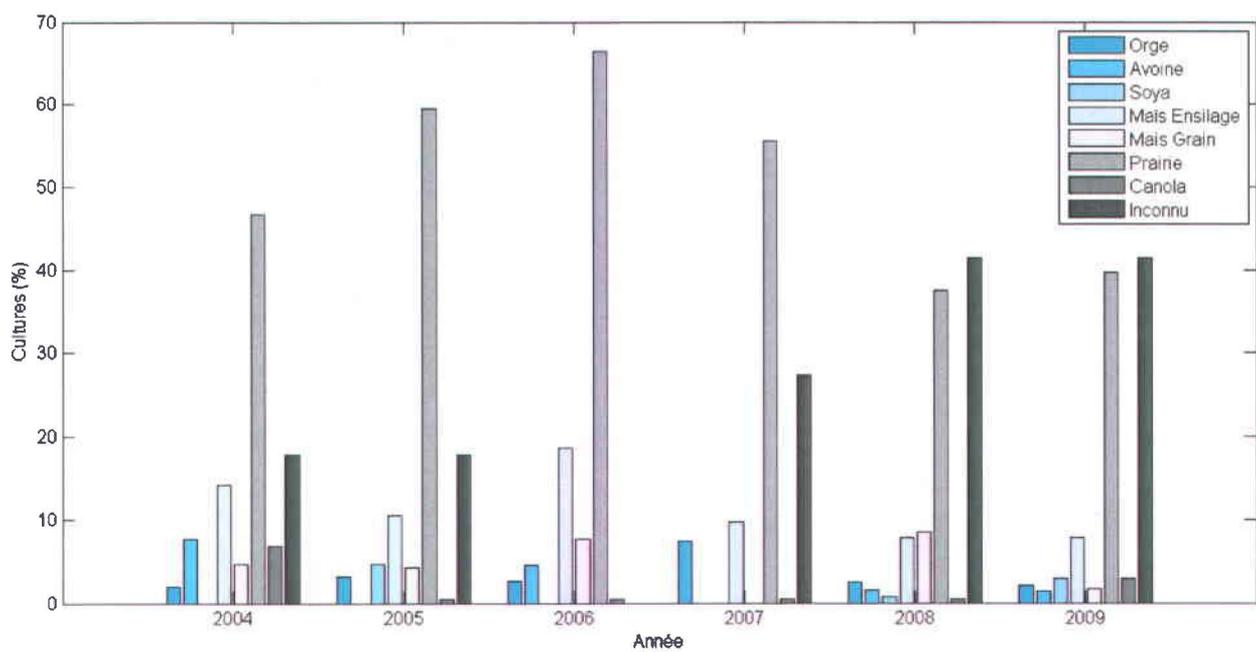


Figure 1.4: Pourcentage des superficies en cultures sur le micro-bassin témoin de 2004 à 2009.

1.2.3 Variations pédologiques et agronomiques entre les deux micro-bassins

L'évaluation de l'impact de PGB sur la qualité de l'eau se fait couramment par une étude de comparaison de bassins versants (Clausen & Spooner, 1993; Grabow *et al.*, 1999; Jaynes *et al.*, 2004; Schilling & Spooner, 2006; Tremblay *et al.*, 2009; Lemke *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2011). Ce type d'étude comprend un bassin versant où des PGB sont implantées et un autre bassin qui sert de témoin. La comparaison entre ces deux bassins implique évidemment qu'ils possèdent des caractéristiques pédologiques et agronomiques similaires en plus, bien entendu, d'être soumis à des conditions météorologiques semblables (Clausen & Spooner, 1993).

Comme il est décrit à la section 1.2.2, les types de cultures présentes sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin diffèrent beaucoup. Les moyennes des superficies des cultures entre 2004 et 2009 sont résumées au Tableau 1.2. Plus du tiers des superficies sont utilisées pour la culture du maïs grain (*Zea mays*) sur le micro-bassin d'intervention. Un autre tiers des superficies représente des champs; le soja (*Glycine max*) est cultivé sur 12 % de la superficie totale et le maïs (*Zea mays*) pour l'ensilage sur 10 %. Le micro-bassin témoin présente quant à lui un peu plus de la moitié des superficies en prairies, 11 % pour le maïs ensilage (*Zea mays*) et seulement 4 % et 1 % pour le maïs grain (*Zea mays*) et le soja (*Glycine max*) respectivement. Bien qu'une portion considérable des superficies soit inconnue (24 %), les superficies des cultures sur le micro-bassin témoin diffèrent beaucoup de celles sur le micro-bassin d'intervention. En moyenne, la superficie annuelle cultivée est beaucoup plus élevée sur le micro-bassin d'intervention que sur le micro-bassin témoin (53 % contre 26 % entre 2004 et 2007 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2010)).

Tableau 1.2 : Moyenne des superficies cultivées entre 2004 et 2009 sur le micro-bassin d'intervention (première colonne) et le micro-bassin témoin (deuxième colonne)

	Intervention Témoin	
	Moyenne 04-09 (%)	
Orge (<i>Hordeum vulgare</i>)	3	3
Avoine (<i>Avena sativa</i>)	3	3
Soja (<i>Glycine max</i>)	12	1
Maïs ensilage (<i>Zea mays</i>)	10	11
Maïs grain (<i>Zea mays</i>)	36	4
Prairie	32	51
Inconnu	4	24
Canola (<i>Brassica napus</i>)		2

Une étude pédologique du bassin versant de la rivière Bras d'Henri a révélé de grandes différences entre les deux micro-bassins à l'étude (Lamontagne *et al.*, 2010). Les cartes détaillées des sols sont présentées à l'ANNEXE C. D'autres informations sont aussi disponibles dans Lamontagne *et al.* (2010), comme les cartes spécifiques du drainage, des classes granulométriques, de la pente, du dépôt, de la texture de l'horizon de surface et de l'ordre des sols des deux micro-bassins. Les sols sur le micro-bassin d'intervention sont plus diversifiés et principalement podzoliques en comparaison aux sols du micro-bassin témoin à prédominance gleysoliques. Les sols du micro-bassin d'intervention appartiennent en majorité à la famille des sols sableux à limoneux et ceux du micro-bassin témoin à la famille des sols limoneux. Les sols du micro-bassin d'intervention sont à drainage imparfait ou faible alors que les sols dominants du micro-bassin témoin sont mal drainés. La pente dominante sur le micro-bassin d'intervention est de 3 % à 8 % et de 0 % à 3 % sur le micro-bassin témoin. Puisque les sols du micro-bassin d'intervention sont constitués en grande partie de podzols, la capacité de sorption du phosphore est plus élevée que celle du micro-bassin témoin. De plus, la saturation du sol en phosphore est plus élevée dans le micro-bassin témoin, ce qui accroît significativement les risques de contamination en phosphore par ruissellement de surface (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2010). Ces éléments font en sorte que les sources de contaminants de même que les processus de transport diffèrent fort vraisemblablement d'un micro-bassin à l'autre et l'évaluation de l'efficacité des PGB implantées peut en être affectée. Ainsi, étant donné les différences agronomiques et pédologiques marquées entre les deux micro-bassins, les résultats ressortant de leur comparaison doivent être interprétés avec prudence.

1.2.4 Pratiques de gestion bénéfiques

Dans le micro-bassin d'intervention, des aménagements hydro-agricoles ont été introduits et les pratiques agricoles des producteurs ont été modifiées. Le Tableau 1.3 présente les PGB implantées sur le micro-bassin d'intervention. Des bandes riveraines arbustives et arborescentes et des voies d'eau engazonnées ont été implantées dans des zones vulnérables à l'érosion hydrique et au transport de nutriments et de sédiments vers les cours d'eau. Deux voies d'eau engazonnées ont été installées, celles-ci faisant 2 m de largeur empierrée par 30 cm de profondeur. Les bandes riveraines sont d'une largeur de 3 m et d'une longueur de 6 684 m (voir Tableau 1.3).

Tableau 1.3 : Pratiques de gestion bénéfiques implantées sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri.

	PGB	Propriétaire de la ferme	Année	Nombre	Longueur (m)	Largeur (m)	Profondeur (m)
Au champ	Rotation des cultures	Noël Fortin	2004				
		Jules Fortin	2010				
	Épandage avec pendillard en post levé du maïs	Noël Fortin / Jules Fortin	2005 à 2008				
	Gestion des résidus de cultures	Jules Fortin	2008 à 2011				
	Fractionnement de l'azote dans le maïs	Noël Fortin	2008				
Aménagements hydro-agricoles		Jules Fortin	2004				
	Voies d'eau engazonnées	Noël Fortin	2007	2	115	2	0,3
		Jules Fortin	2007				
	Bandes riveraines (arbres et arbustes)	Jules Fortin	2007		3480	3	
	Bandes riveraines (herbacées)	Jules Fortin	2007		3204	3	
	Sortie de raie de curage, fossés, rigoles empierrées		2007	56			
	Sortie de drains empierrés		2007	42			
	Entrée et sortie de ponceaux empierrés			6			
	Retalutage et stabilisation des berges				400		
Fossé filtrant			1	25			

Les arbres et arbustes implantés sur le micro-bassin d'intervention sont les suivants (Lemelin *et al.*, 2008) :

Arbustes

- Cèdre blanc (*Thuja occidentalis*)
- Viorne trilobée (*Viburnum trilobum*)
- Spirée à larges feuilles (*Spiraea latifolia*)
- Physocarbe à feuilles d'obier (*Physocarpus opulifolius*)
- Aronia noire (*Aronia melanocarpa*)

Arbres

- Chêne à gros fruits (*Quercus macrocarpa*)
- Frêne blanc (*Fraxinus americana*)
- Épinette de Norvège (*Picea abies*)

Couvert herbacé revégétalisé (et naturel)

- Graminées (*gramineae*)

En plus de filtrer et de capter les sédiments et les nutriments, les bandes riveraines augmentent la stabilité des berges, dressent une barrière physique aux travaux agricoles et créent des haies brise-vent. La pente du talus à certains endroits sur le cours d'eau a été adoucie et le talus a étéensemencé d'herbacés, ce qui permet de réduire les risques d'érosion et de stabiliser les berges. Des sorties de rigoles, de raies de curage, de fossés et de drains ont été couvertes d'une couche de pierres, qui elles, ont été déposées sur une membrane géotextile. Ces sorties empierrées réduisent les risques d'érosion. Les entrées et sorties de ponceaux empierrées stabilisent les talus à ces endroits et diminuent les pertes de sols provoquées par l'érosion. Un fossé filtrant de 25 m a aussi été implanté dans une zone difficile à assécher. En ce qui a trait aux changements dans les pratiques agricoles des producteurs, la rotation des cultures en fait partie. Elle vise à « [...] trouver des cultures de remplacement permettant de réduire les effets environnementaux néfastes des longs cycles de rotation du maïs, par exemple l'érosion hydrique et l'enrichissement en phosphore des sols » (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2010). En ce qui a trait à l'épandage de lisier de porc, un épandeur amélioré a été mis en place afin de limiter les pertes d'azote par volatilisation et par lessivage. Finalement, l'épandage d'azote a été fractionné selon les besoins nutritionnels du maïs (*Zea mays*) durant sa période de croissance, ce qui permet d'optimiser les doses requises par la plante et de réduire les pertes d'azote par volatilisation, par ruissellement ou par lessivage.

1.3 Objectifs du mémoire

Le premier objectif du présent mémoire est de développer une méthode d'évaluation de l'efficacité des bandes riveraines (BR) sur la base de données *in situ*. Le second objectif est d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines, implantées sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri, à atténuer les flux de contaminants agricoles. Le N-total, le P-total, le nitrate, le nitrite, l'ammonium, le P-particulaire, le P-dissous et les sédiments en suspension sont les contaminants analysés.

Les étapes 1 à 5 (voir Figure 1.5) permettent de répondre au premier objectif du mémoire. La première étape consiste à établir une base de données géoréférencée de toutes les données disponibles sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin. La base de données est conçue sous Microsoft Access (2010) et est liée spatialement avec ArcMap 9.3. La seconde étape a pour but d'établir une méthode d'estimation des courbes de tarage annuelles. Des caractérisations hydrologiques et météorologiques permettent de confirmer ou d'infirmer la validité des courbes de tarage annuelles.

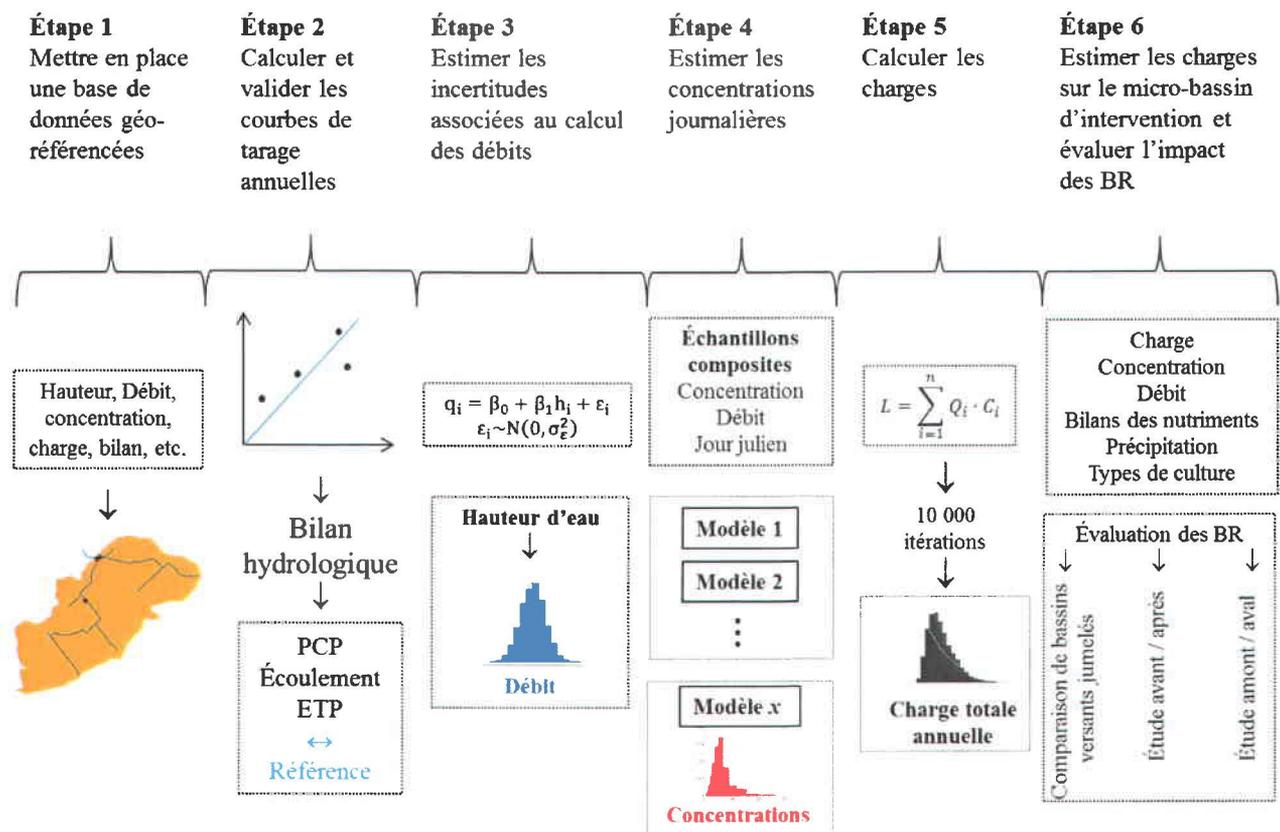


Figure 1.5: Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. BR, PCP et ETP signifient respectivement bandes riveraines, précipitation et évapotranspiration potentielle

Ces courbes sont associées à des sections du cours d'eau à l'exutoire des deux micro-bassins (intervention et témoin) de même qu'à la branche 14 et à la branche 15 du micro-bassin d'intervention. La troisième étape consiste à calculer l'incertitude associée à l'estimation des débits obtenus par les courbes de tarage. La quatrième étape consiste à estimer les concentrations journalières. Une méthode d'estimation de la distribution de probabilité des concentrations de chaque contaminant est utilisée. La cinquième et dernière étape répondant au premier objectif du mémoire consiste à sélectionner une méthode d'estimation des charges annuelles en nutriments et en sédiments. L'étape six répond au deuxième objectif du mémoire, qui est d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines à atténuer les flux de contaminants agricoles sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri. Cette évaluation se fait par le biais d'une comparaison de bassins versants jumelés, d'une échelle temporelle et d'une échelle spatiale.

Le présent mémoire présente d'abord la méthodologie utilisée pour échantillonner l'eau, calculer les courbes de tarage et calculer les charges en nutriments et les bilans des nutriments sur le micro-bassin d'intervention du Bras d'Henri (Chapitre 2). Le Chapitre 3 présente les résultats obtenus sur le micro-bassin d'intervention et se termine avec une discussion. Finalement, la conclusion est présentée au Chapitre 4.

CHAPITRE 2

MÉTHODES UTILISÉES POUR L'APPLICATION AU MICRO-BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BRAS D'HENRI

Toutes les stratégies d'échantillonnage, d'analyse de la qualité de l'eau et des mesures de hauteur d'eau ont été élaborées et mises en place par Agriculture et Agroalimentaire Canada. Quant aux méthodes d'estimation des débits, des concentrations et des charges en contaminants agricoles, elles ont été élaborées et mises en place dans le cadre de ce mémoire. Les différentes stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau de même que les méthodes d'estimation des débits et de calcul des charges sont présentées à l'ANNEXE A. Les méthodes détaillées d'analyse et de traitement des échantillons pour la détermination des contaminants sont présentées à l'ANNEXE D.

2.1 Stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau

2.1.1 Caractéristiques des auto-échantillonneurs

Des auto-échantillonneurs de marque Isco (Teledyne Isco, 2014) ont été installés sur les micro-bassins d'intervention et témoin du Bras d'Henri afin d'évaluer la qualité de l'eau. Les auto-échantillonneurs sont situés à l'exutoire des deux micro-bassins, en plus de deux autres auto-échantillonneurs situés sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention (voir Figure 2.1). L'échantillonnage et les mesures hydrométriques ont été effectués en amont d'un ponceau à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. Une structure fixe a été installée au-dessus de la section du cours d'eau, celle-ci supportant les sondes et permettant de mesurer les hauteurs d'eau à partir d'un point fixe. Avant et après l'échantillonnage, le tuyau est systématiquement purgé avec de l'air. En ce qui a trait aux propriétés physico-chimiques de l'eau, des multisondes ont été utilisées pour mesurer le pH, la conductivité, la température, la turbidité et

le potentiel d'oxydoréduction alors qu'une autre sonde placée au-dessus de la section du cours d'eau a été installée pour mesurer la hauteur de l'eau (une sonde SR50 (Campbell Scientific, 2013) et une sonde ultrasonique (module 710) (Teledyne Isco, 2013)).

Les auto-échantillonneurs situés à l'exutoire des deux micro-bassins ont été installés en 2005. La période d'échantillonnage s'échelonnait habituellement d'avril à décembre. Chaque auto-échantillonneur était composé de huit bouteilles et prélevait de façon continue chaque heure 50 ml d'eau. Un échantillon composite était prélevé de ces sous-échantillons aux quatre jours de 2005 à 2007 et à partir de 2008, ils étaient prélevés généralement aux trois jours ou aux quatre jours. Donc, puisque 50 ml d'eau est prélevé par heure, on forme un échantillon composite de trois jours par exemple de 3,6 L d'eau. Depuis 2009, deux auto-échantillonneurs supplémentaires ont été placés à l'exutoire de chacun des deux micro-bassins (intervention et témoin) afin d'augmenter la fréquence d'échantillonnage lors d'événements pluvieux. Ces auto-échantillonneurs sont composés de 24 bouteilles et se déclenchent lorsque le cours d'eau atteint un seuil minimal (0,3 m). Lorsque ce seuil était atteint, un échantillon de 200 ml était prélevé toutes les heures jusqu'à ce que le cours d'eau redescende en dessous du seuil. L'échantillonnage composite est discuté plus en détail à l'ANNEXE A.

En ce qui a trait aux auto-échantillonneurs situés aux branches 14 et 15, ils sont en fonction depuis 2009. Ils prélèvent de façon continue 200 ml d'eau aux 12 heures et forment un échantillon composite aux trois (3) jours ou aux quatre (4) jours. Donc, par exemple, l'échantillon composite de trois (3) jours est formé de 1,2 L. L'auto-échantillonneur est composé de 24 bouteilles. Lors d'événements pluvieux, une programmation différente est enclenchée lorsque le cours d'eau atteint un certain seuil (0,25 m pour la branche 14 et 0,18 m pour la branche 15). Un échantillon de 200 ml est prélevé toutes les heures lors desquelles le seuil est dépassé. Les détails complets sur les méthodes de prélèvement des échantillons d'eau sont présentés au Tableau 2.1.

L'analyse en laboratoire des échantillons d'eau permet d'obtenir les concentrations d'azote total, d'azote total dissous, d'azote total particulaire, de nitrates, de nitrites, d'ammonium, d'azote inorganique total, d'azote organique dissous, de phosphore total, de phosphore total dissous, de phosphore total particulaire, de phosphate, de phosphate dissous, de phosphore organique dissous, de phosphore réactif total, de phosphore réactif dissous, de phosphore réactif particulaire, de phosphore non réactif particulaire et des sédiments en suspension. Les détails sur le traitement des échantillons et les méthodes utilisées pour la détermination des contaminants sont présentés à l'ANNEXE D.

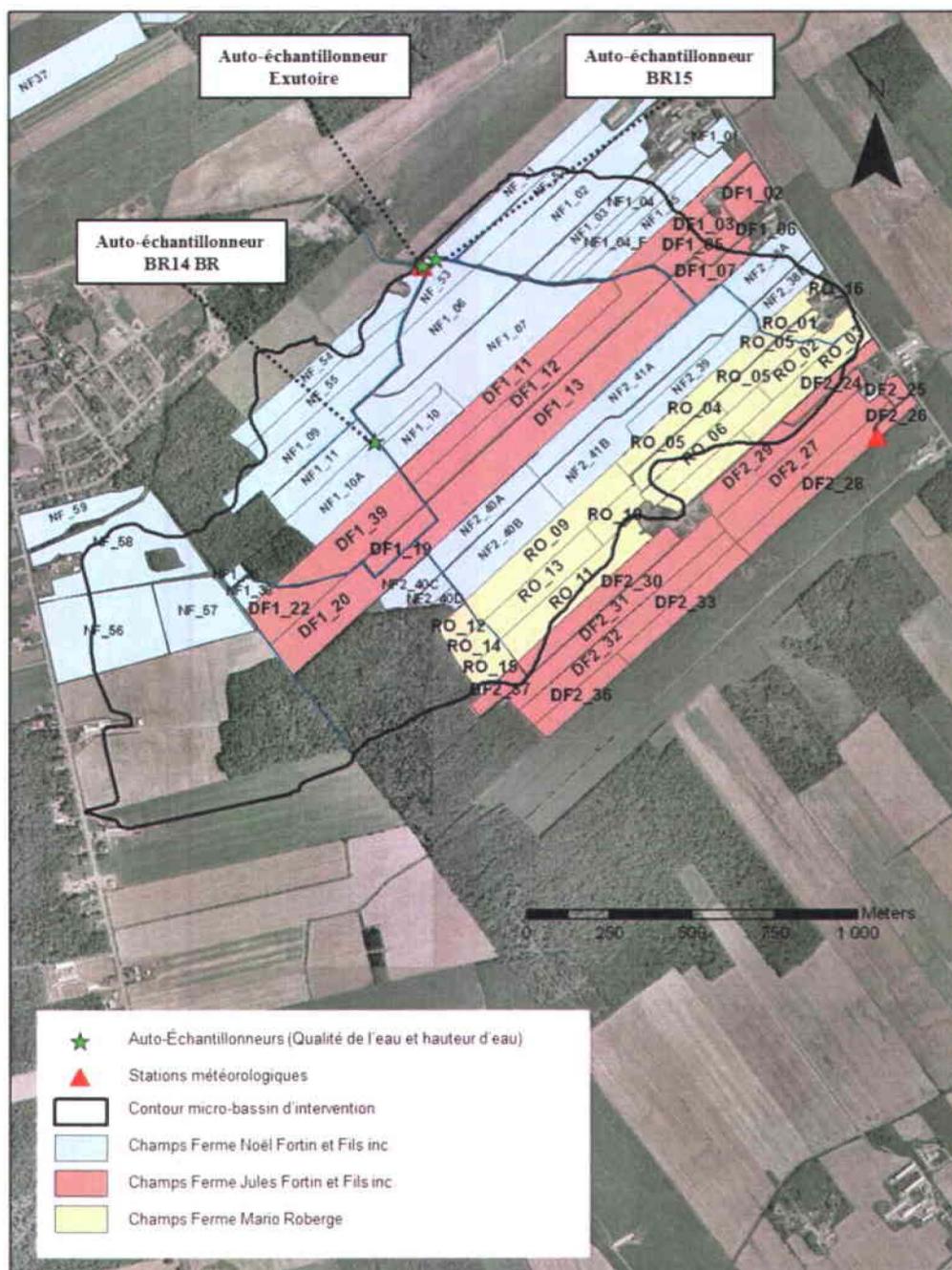


Figure 2.1: Micro-bassin d'intervention du bassin versant de la rivière Bras d'Henri (délimité par la ligne noire). Les auto-échantillonneurs sont représentés par les étoiles vertes, les stations météorologiques par les triangles rouges et les champs des fermes Noël Fortin, Jules Fortin et Mario Roberge sont représentés en bleu, rouge et jaune respectivement. L'auto-échantillonneur BR14 BR représente celui situé sur la branche 14 en aval d'une section de bande riveraine. L'auto-échantillonneur BR15 est celui à l'exutoire de la branche 15 alors que l'auto-échantillonneur exutoire est celui situé à l'exutoire du micro-bassin d'intervention.

Tableau 2.1: Caractéristiques des auto-échantillonneurs du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin. Auj signifie aujourd'hui, *Baseflow* signifie l'écoulement de base et X signifie que ça ne s'applique pas.

Bassin	Auto-échantillonneur	Types de programmation	# de bouteilles	Volume prélevé	Seuil	Intervalle d'échantillonnage	Échantillons composites	Utilisation
Intervention	Exutoire #1	<i>Baseflow</i>	8	50 mL	X	1 h	4 jrs (05-07) 3-4 jrs (08-12)	2005 à auj
		Événement	24	200 mL	0.3 m	1 h	X	2009 à auj
	Branche 14	<i>Baseflow</i>	24	200 mL	X	12 h	Aux 3-4 jours	2009 à auj
		Événement	16	200 mL	0.25 m	1 h	X	2009 à auj
	Branche 15	<i>Baseflow</i>	24	200 mL	X	12 h	Aux 3-4 jours	2009 à auj
		Événement	16	200 mL	0.18 m	1 h	X	2009 à auj
Témoin	Exutoire #1	<i>Baseflow</i>	8	50 mL	X	1 h	4 jrs (05-07) 3-4 jrs (08-12)	2005 à auj
		Événement	24	200 mL	0.3 m	1 h	X	2009 à auj

2.2 Mise en place d'une base de données géoréférencées

De 2005 à 2012, des données sur la qualité de l'eau ont été recueillies sur le micro-bassin d'intervention du Bras d'Henri de même que sur le micro-bassin témoin où aucune PGB n'a été implantée. Toutes les données obtenues pour le projet sont tirées de l'Atlas géographique du projet du Bras d'Henri/Fourchette, Québec (2004-2013) dans le cadre du projet d'Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2004-2013). Une base de données géospatiale conçue sous Microsoft Access (2010) et reliée à ArcMap 9.3 a été construite afin de structurer aux niveaux spatial et temporel les données disponibles sur le Bras d'Henri (voir Figure 2.2). De même, les valeurs de débits journaliers, de concentrations journalières et de charges journalières obtenues par la méthode présentée dans le présent mémoire ont aussi été incluses dans la base de données et ont été géoréférencées.

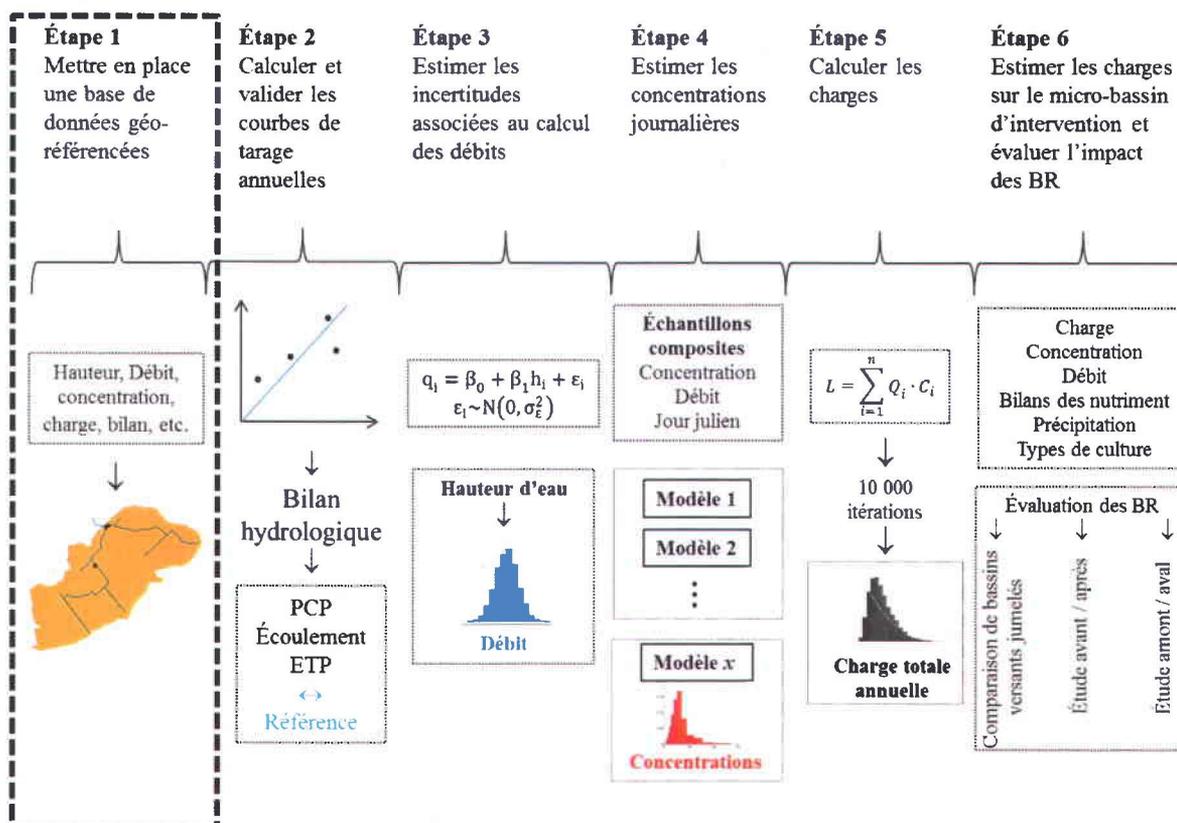


Figure 2.2 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 1 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

La base de données est formée de quatre tables. La première table rassemble toutes les données associées aux champs des producteurs sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin. Tel qu'illustré à la Figure 2.3, pour chaque champ, les données rassemblent sa superficie, le bilan en azote, le bilan en

phosphore et le type de culture et ce, pour chaque année d'étude, c'est-à-dire de 2004 à 2012. La deuxième table est formée des données brutes de qualité de l'eau qui sont disponibles. Cette table rassemble donc pour chaque jour la hauteur d'eau et les concentrations provenant d'échantillons composites de MES, NO₃, NO₂, NH₄, N-total, N-dissous, N-particulaire, N-inorganique total, N-organique dissous, PO₄, PO₄ dissous, P-total, P-total dissous, P-organique dissous, P-particulaire, P-particulaire réactif, P-particulaire non réactif. La troisième table renferme tous les résultats obtenus avec la méthode présentée dans ce mémoire. On y retrouve donc les valeurs médianes de même que les 10^e et 90^e percentiles des débits journaliers, des concentrations journalières de MES, NO₃, NO₂, NH₄, N-total, P-total, P-total dissous et de P-total particulaire et des charges journalières de ces mêmes contaminants. Finalement, la dernière table permet d'aller chercher, au besoin, les distributions des débits journaliers, des concentrations journalières et des charges journalières. Les distributions sont formées de 10 000 valeurs. Notons que la base de données contient toutes les données sur les quatre sections d'échantillonnage, c'est-à-dire une à l'exutoire du micro-bassin d'intervention, deux autres sur les branches 14 et 15 du même micro-bassin et la dernière à l'exutoire du micro-bassin témoin.

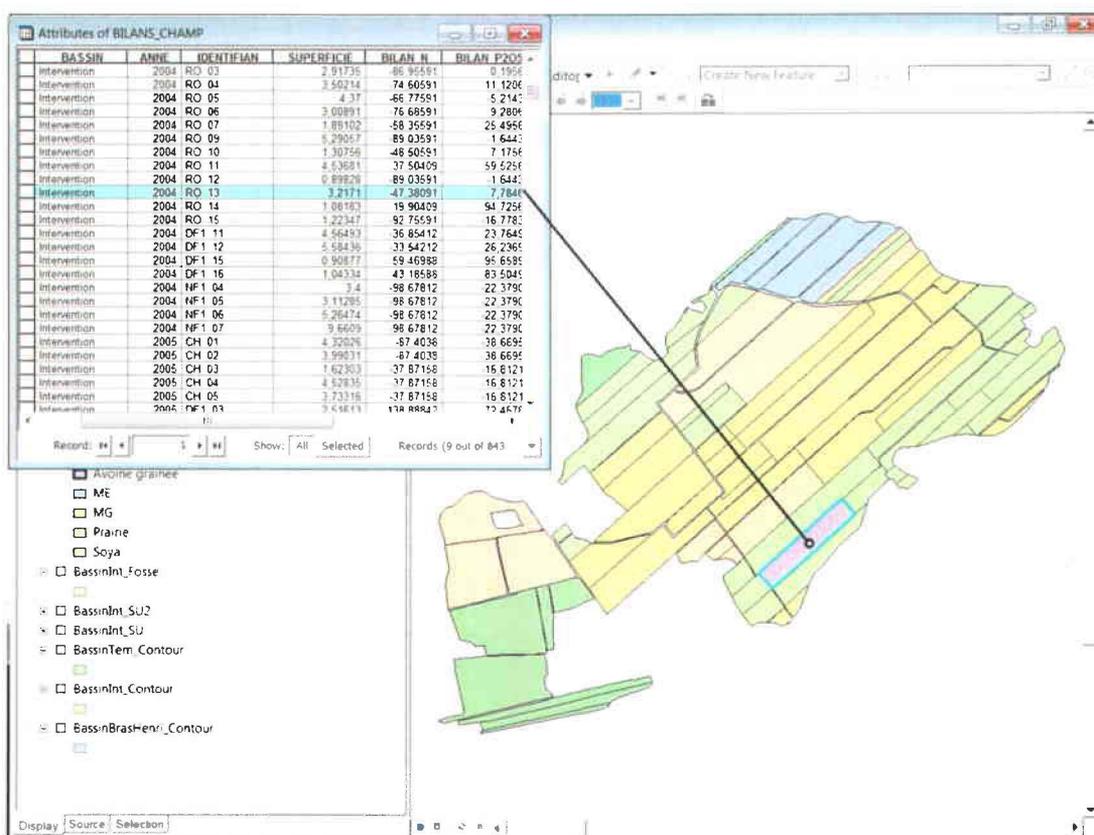


Figure 2.3 : Fenêtre dans ArcMap montrant un exemple des données de bilans de nutriments référencées aux champs du micro-bassin d'intervention.

2.3 Calcul des courbes de tarage

2.3.1 Jaugeage sur le terrain

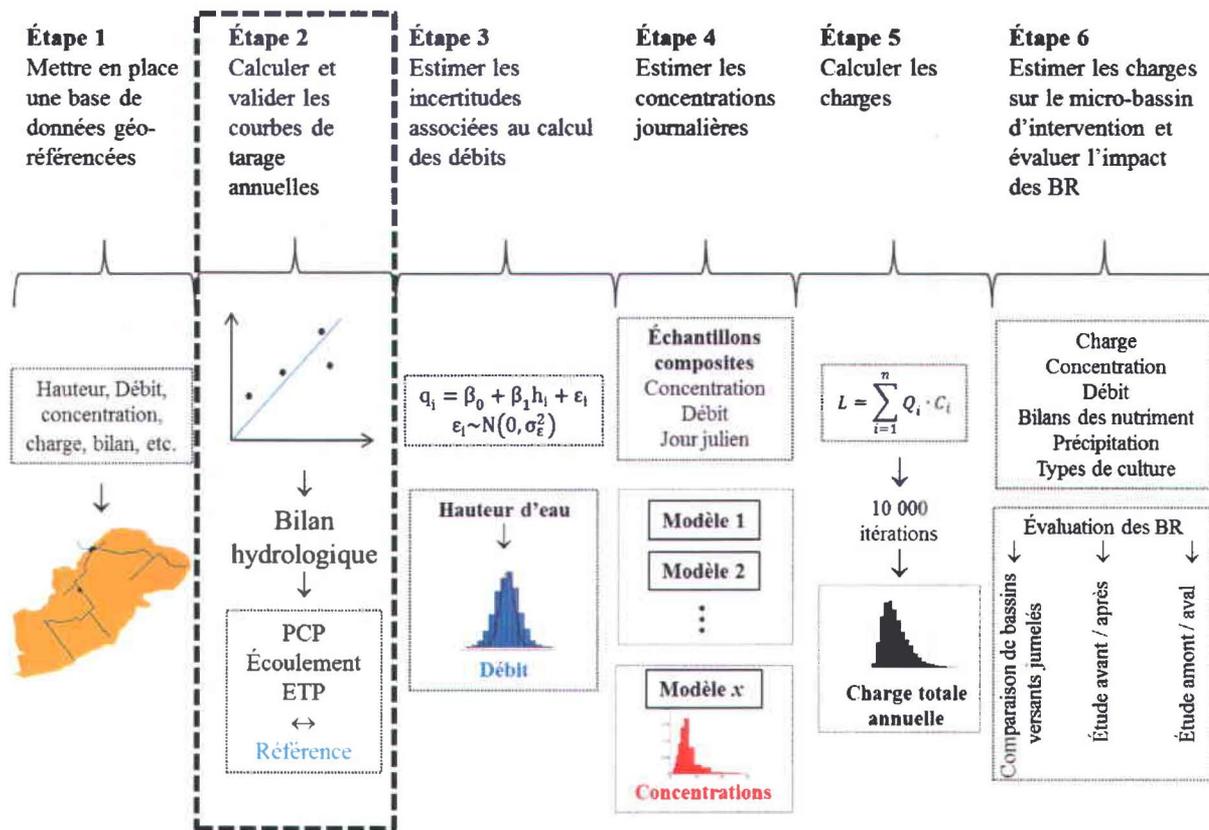


Figure 2.4 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 2 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

Le débit est une variable hydrologique essentielle pour obtenir les flux de contaminants s'écoulant sur une section donnée d'un cours d'eau. Cependant, des mesures continues du débit sont souvent impraticables ou trop dispendieuses. Les différentes méthodes d'estimation des débits (à l'aide de structures calibrées ou des méthodes de jaugeage sur le terrain) sont disponibles à l'ANNEXE A. Puisqu'une relation existe entre le débit et la hauteur d'eau, la mesure de la hauteur d'eau en continu est un moyen efficace et moins dispendieux d'obtenir les débits. Les hauteurs d'eau ont été mesurées sur les sections du cours d'eau où sont situées les stations d'échantillonnage du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin. Le choix des sites et l'implantation des stations hydrométriques pour le projet d'EPBH ont été réalisés par Agriculture et Agroalimentaire Canada en collaboration avec le Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ). Elles sont disponibles aux 15 minutes de 2005 à 2012 aux exutoires des deux micro-bassins et de 2009 à 2012 aux branches 14 et 15. Le jaugeage sur le terrain a été effectué généralement de mai à décembre entre 8 et 32 fois chaque année. Une série de mesures de débits et de hauteurs d'eau permettent

de déterminer une courbe de tarage annuelle sur chaque tronçon. La méthode vitesse-surface a été utilisée pour calculer le débit. L'instrument utilisé pour calculer les vitesses d'écoulement est le vélocimètre *FlowTracker* de la compagnie Sontek YSI (Sontek, 2012). Une caractérisation complète de cette méthode est disponible à l'ANNEXE A.

2.3.2 Fonction de régression

Lorsqu'il n'y a pas de structures calibrées sur la section permettant de calculer le débit en continu, la méthode la plus commune d'estimer le débit repose sur l'établissement d'une relation hauteur d'eau – débit, qui peut être ensuite utilisée pour convertir des valeurs de hauteur d'eau enregistrées en continu en valeurs de débits. La courbe de tarage rassemble donc les paires de points hauteur-débit qui ont été mesurés sur la section du cours d'eau. Les hauteurs d'eau ponctuelles sont mesurées dans le cours d'eau précisément à l'endroit où se trouve l'instrument mesurant les hauteurs d'eau en continu. La fonction de régression utilisée afin d'établir cette relation est le logarithme de la fonction puissance :

$$\ln(Q) = \beta_0 + \beta_1 \ln(h) \quad (2.1)$$

Où h est la hauteur d'eau moyenne journalière (m), Q est le débit moyen journalier (L/s) et β_0 , β_1 des constantes. Pour plus d'information sur le choix de cette fonction, se référer à l'ANNEXE A. Une régression linéaire a été établie entre le logarithme de la hauteur d'eau et celui du débit et les paramètres de la régression ont été estimés par la méthode des moindres carrés. Par ailleurs, en visualisant les paires de données de 2005 à 2012, nous avons pu constater une grande variabilité interannuelle. En effet, les paires de points hauteur-débit pour chaque année semblent suivre la même tendance, mais ces courbes sont décalées d'une année à l'autre. Puisque le cours d'eau est très petit, cela peut être dû à sa bathymétrie qui varie d'une année à l'autre, suite au gel-dégel, aux fontes printanières, à la variabilité du climat, à des travaux agricoles, *etc.* De plus, il n'y a pas de barrage ou d'obstruction majeure en aval de la section étudiée qui pourrait faire varier les hauteurs d'eau d'une année à l'autre. Normalement, les mesures de hauteur-débit sont calculées en vue d'obtenir une seule courbe de tarage pour la section du cours d'eau. Cependant, étant donné la disparité des paires de points d'une année à l'autre et que le but du projet est d'estimer le mieux possible les charges de contaminants agricoles, huit courbes de régression ont été calculées, une pour chaque année de 2005 à 2012.

2.3.3 Mesures de hauteurs d'eau

Une étape cruciale lors du calcul des courbes de tarage a été de choisir les hauteurs d'eau à utiliser pour la régression, car plusieurs hauteurs d'eau associées aux débits sont calculées. Les mesures de hauteurs d'eau proviennent de deux procédés :

(1) Il y a d'abord des sondes au-dessus du cours d'eau qui mesurent les hauteurs d'eau toutes les 15 minutes. La sonde SR50 (Campbell Scientific, 2013) est en fonction depuis 2005 et une sonde ultrasonique (module 710) (Teledyne Isco, 2013) a été installée en 2009. Les données provenant de la sonde SR50 ont été utilisées entre 2005 et 2008, et celles de la sonde ultrasonique entre 2009 et 2012. La hauteur d'eau reliée au débit peut être celle qui est enregistrée par la sonde au moment du jaugeage. Cependant, il se peut que le jaugeage ne soit pas effectué au moment précis où une hauteur d'eau est mesurée par la sonde, les hauteurs d'eau étant enregistrées aux 15 minutes.

(2) Il y a ensuite des hauteurs d'eau mesurées manuellement à l'aide d'une règle graduée qui ont été prises lors du calcul du débit juste en-dessous de la sonde.

Les hauteurs d'eau mesurées par les sondes ont d'abord été utilisées comme élément entrant dans la courbe de tarage car elles paraissaient plus régulières et précises. Les régressions établies selon ces hauteurs sont très satisfaisantes pour certaines années. Cependant, en effectuant un bilan hydrologique annuel (discuté à la section 2.3.4), les écoulements annuels totaux sont trop élevés pour certaines années. Les régressions hauteur-débit ont ensuite été testées avec les hauteurs d'eau mesurées manuellement. Puisque les hauteurs entrant dans la courbe de tarage sont celles prises manuellement et que celles calculées sur une base journalière proviennent des sondes, les bilans hydrologiques sont peu concluants, car les hauteurs manuelles versus celles des sondes diffèrent beaucoup. Les hauteurs prises avec les sondes sont précises mais inexactes alors que les hauteurs manuelles sont moins précises mais plus exactes. Les sondes ne semblent donc pas être étalonnées correctement pour certaines années. Ce sont les hauteurs d'eau manuelles qui ont été utilisées lors de la régression hauteur-débit même si elles sont moins précises que les hauteurs des sondes pour certaines années. Elles ont été choisies entre autres parce qu'elles semblent en général mieux représenter les débits élevés comparativement aux hauteurs prises avec les sondes et, par conséquent, les bilans hydrologiques résultants sont adéquats pour l'année. Une régression linéaire a donc été établie entre les hauteurs manuelles et les hauteurs des sondes.

$$h_{man} = \beta_0 + \beta_1 h_{sonde} \quad (2.2)$$

Où h_{man} est la hauteur d'eau mesurée manuellement à l'aide d'une règle graduée et où h_{sonde} est la hauteur d'eau mesurée par la sonde. En résumé, la courbe de tarage a été obtenue avec les hauteurs manuelles et les éléments entrant dans la courbe de tarage pour évaluer les débits dans le cadre de cette étude sont les hauteurs d'eau obtenues avec l'équation 2.2.

2.3.4 Validation des courbes de tarage

Afin de bien évaluer la fiabilité et l'exactitude des courbes de tarage obtenues, une caractérisation météorologique annuelle et un bilan hydrologique annuel ont été réalisés. Les précipitations totales annuelles sont d'abord calculées. Puisque les données de débits disponibles s'échelonnent environ du début mai à la fin novembre pour chaque année (à l'exception de l'année 2005 : début juillet à fin novembre), les précipitations ont été sommées durant ces mois et en ajoutant les mois de janvier à avril, car les débits calculés au printemps dépendent en majeure partie de l'accumulation de neige. En résumé, les précipitations totales par année sont celles s'échelonnant de janvier à novembre, sauf pour l'année 2005, où elles s'échelonnent de juin à novembre.

Précipitations totales (2006 à 2012) :

$$P_{totale} = \sum_{Janvier}^{Novembre} P_{jour} \quad (2.3)$$

Précipitations totales (2005) :

$$P_{totale} = \sum_{Juin}^{Novembre} P_{jour} \quad (2.4)$$

Où P_{jour} est la précipitation totale journalière en millimètre (précipitations neigeuses : 1 cm de neige = 1 mm de pluie). L'écoulement total par année est ensuite calculé à l'aide des débits journaliers estimés à l'aide de la courbe de tarage:

Écoulement total (2006 à 2012) :

$$E_{total} \left[\frac{L}{s} \right] = \sum_{Mai}^{Novembre} E_{jour} \quad (2.5)$$

Écoulement total (2005) :

$$E_{total} \left[\frac{L}{s} \right] = \sum_{Juillet}^{Novembre} E_{jour} \quad (2.6)$$

$$E_{jour} [mm] = Q_{jour} \left[\frac{L}{s} \right] \cdot 86400 \left[\frac{s}{jour} \right] \cdot \frac{1}{1000} \left[\frac{m^3}{L} \right] \cdot 1000 \left[\frac{mm}{m} \right] \cdot \frac{1}{S} \left[\frac{L}{m^2} \right] \quad (2.7)$$

Où Q_{jour} est le débit journalier (L/s) et où S est la superficie du bassin (m^2). À l'exutoire du bassin versant, il s'agit donc de l'écoulement total s'échelonnant sur la période lors de laquelle les données de débit disponibles. De plus, toujours en vue de bien caractériser les années d'un point de vue météorologique, les degrés-jours ont été calculés annuellement. Le degré-jour de croissance est une mesure souvent utilisée en

agronomie, qui calcule l'accumulation de chaleur nécessaire au développement d'une plante. L'équation de degrés-jours au jour i se lit comme suit :

$$DJ_i = T_{mean_i} - T_{base} \quad (2.8)$$

où

$$T_{mean_i} = \frac{T_{max_i} + T_{min_i}}{2} \quad (2.9)$$

Où T_{max_i} et T_{min_i} sont respectivement les températures maximale et minimale de l'air au jour i et où T_{base} est la température de base d'un organisme ou d'une plante où, en deçà de ce seuil, il n'y a pas de croissance. La température de référence choisie pour les calculs des degrés-jours est basée sur la culture du maïs (*Zea mays*) et a été fixée à 10°C (Peace Corps, 1987; C. Lee, 2011; North Dakota Agricultural Weather Network, 2013). Les degrés-jours sont ensuite sommés à partir d'une date de début et une date de fin de calcul. La date de début est celle la plus tardive entre 10 jours après l'atteinte d'une température T_{mean_i} de 5°C ou le 1^{er} avril. La date de fin du calcul est celle la plus hâtive entre 1 jour avant l'atteinte du premier gel T_{mean_i} ou le 31 octobre. L'écoulement total cumulatif, la précipitation totale cumulative de même que les degrés-jours totaux cumulatifs ont permis d'identifier visuellement les événements de pluie, leur durée, leur intensité et si la pluie versus l'écoulement tenait la route. Ces résultats ont aussi permis de distinguer les années chaudes des années froides et les années sèches des années pluvieuses.

Ensuite, un bilan hydrologique a été calculé en prenant la différence entre les précipitations et l'écoulement à l'exutoire du bassin pour chaque année. En supposant que les variations de stockage sont négligeables sur une année et que les apports souterrains sont négligeables, l'évapotranspiration réelle est estimée comme suit :

$$ETR \cong P - E \quad (2.10)$$

Où l' ETR est l'évapotranspiration réelle, P est la précipitation totale et E est l'écoulement total. Les valeurs résultantes d' ETR ont été comparées à des valeurs de référence. Lorsqu'elles sont comparées à des valeurs d'évapotranspiration potentielle (ETP), l' ETR devrait être plus faible que l' ETP . L'atlas hydroclimatique du Québec méridional (Centre d'expertise hydrique du Québec, 2013) estime l'écoulement total d'avril à novembre dans cette région entre 380 et 518 mm. Ces valeurs proviennent de débits moyens mensuels de données observées de 1960 à 2000. Le cumul moyen des précipitations (P) moins l'évapotranspiration potentielle (ETP) du 1^{er} mai au 31 octobre se situe entre 95 mm et 158 mm pour cette région selon l'Atlas agroclimatique du Québec (2012). L'Atlas national du Canada (Gouvernement du Canada; Ministère des Forêts et du Développement rural, 1974) situe les valeurs d' ETP annuelle moyenne entre 500 mm et 600 mm dans la région Chaudière-Appalaches. L'Atlas Agroclimatique du Canada (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1976) les situe entre 400 mm et

500 mm pour des valeurs d'*ETP* annuelles. L'Atlas Agroclimatique du Canada (1976) ayant utilisé des données datant de 1931 à 1960, les valeurs d'*ETP*, entre 400 et 500 mm à cette époque, devraient être plus élevées de nos jours, car l'*ETP* a augmenté au cours des dernières décennies (Bates *et al.*, 2008). De plus, en se basant sur les précipitations annuelles totales des 30 dernières années dans cette région, le ratio de l'écoulement total par rapport aux précipitations se situe entre 40 % et 50 %.

2.3.5 Incertitudes des débits

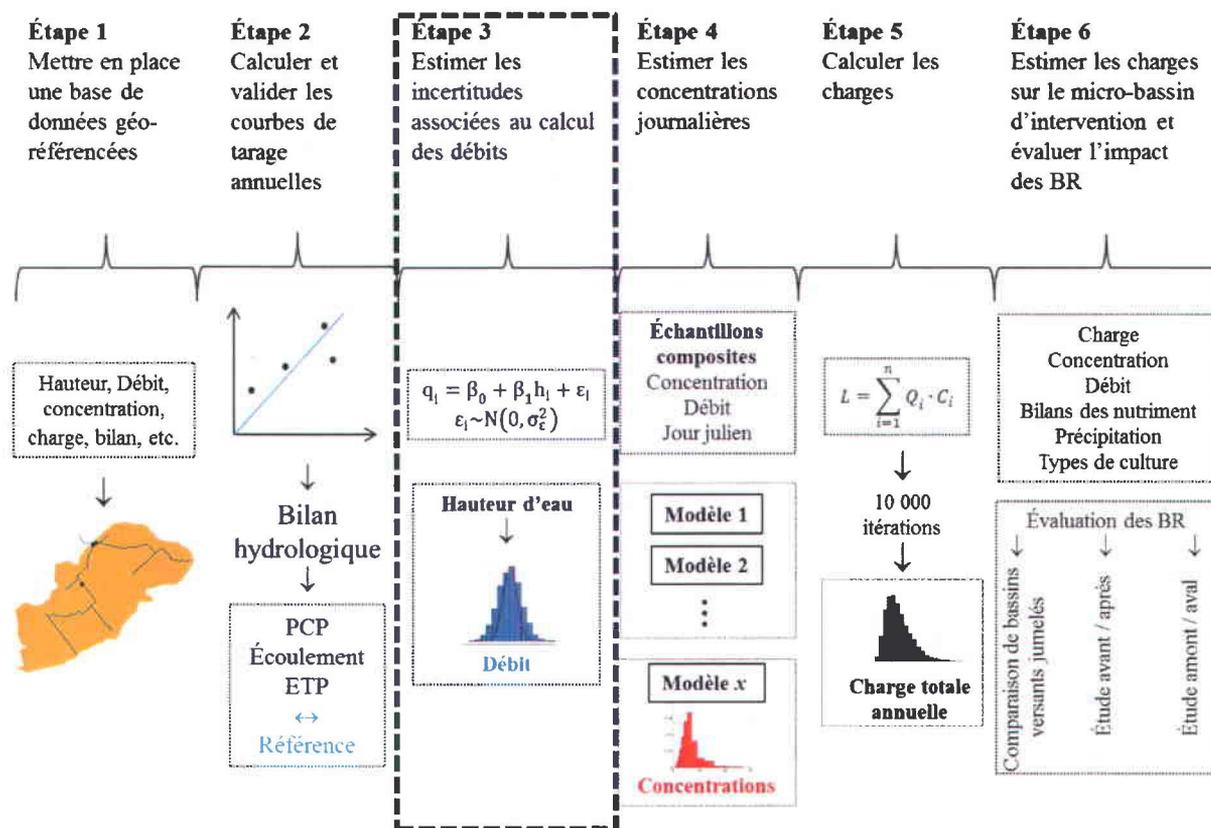


Figure 2.5 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 3 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

L'expression de l'incertitude associée au calcul des débits est un facteur très important à considérer lors des calculs relatifs à l'écoulement, à la ressource en eau ou aux flux de contaminants. Cependant, peu d'études dans la littérature portent sur l'incertitude des débits à l'aide de modèles stochastiques. Une valeur fixe d'incertitude est souvent utilisée pour toutes les données de débits comme, par exemple, la somme d'incertitudes associée à la mesure de profondeur, de largeur et de vitesse d'écoulement lors d'un jaugeage en utilisant la méthode vitesse-surface (Pelletier, 1988; World Meteorological Organization, 2010). Les incertitudes associées aux mesures des débits peuvent provenir d'erreurs environnementales ou d'erreurs humaines. Il s'ajoute ensuite des incertitudes lors du calcul des courbes de tarage. La combinaison des incertitudes lors du calcul du débit Q_t au temps t peut être exprimée comme la somme des incertitudes suivantes :

1. L'incertitude reliée à l'environnement : les conditions hydrologiques variables au moment du jaugeage causées par des effets de remous, d'érosion, de sédimentation ou d'un effet d'hystérèse, des changements saisonniers dans la densité et le type de végétation au point d'échantillonnage.
2. L'incertitude reliée aux erreurs humaines : prise de la mesure de la hauteur d'eau au moment du jaugeage, manipulation de l'équipement, calibrage des instruments, erreurs d'intégration spatiale.
3. L'incertitude dans la relation hauteur-débit : fonction de régression utilisée, calage des paramètres, erreurs d'extrapolation.

Le Coz (2012) précise cependant que plusieurs auteurs reconnaissent que l'incertitude reliée à la mesure de la hauteur d'eau est très négligeable en comparaison à l'incertitude sur les mesures de débit. La variation du niveau d'eau reste régulière pour un cours d'eau à faible débit et à faible pente qui n'est pas encombré d'obstacles (Lang *et al.*, 2006). L'incertitude reliée à la hauteur d'eau n'est donc pas considérée lors du calcul d'incertitude du débit. L'incertitude reliée à la relation hauteur-débit est considérable, particulièrement lorsque des données sont dispersées ou manquantes et qu'il faut extrapoler afin d'obtenir les données de hauts débits. Afin d'intégrer le mieux possible toutes les incertitudes au calcul des débits, l'incertitude a été estimée par une méthode de simulation de style Monte Carlo. Soit le modèle de régression linéaire simple utilisé :

$$q = \beta_0 + \beta_1 h + \varepsilon \quad (2.11)$$

Les paramètres β_0 et β_1 sont en pratique des paramètres inconnus. Nous pouvons utiliser des valeurs des paramètres suggérées par la théorie ou à partir d'une estimation du modèle. Dans ce cas-ci, les paramètres β_0 et β_1 sont estimés par l'estimateur des moindres carrés ordinaire. Le terme d'erreur ε est traité comme un élément aléatoire. Puisque les résidus sont obtenus à partir de la méthode des moindres carrés, leur distribution de probabilité est $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$, pour $\varepsilon = \{\varepsilon_1, \varepsilon_2 \dots \varepsilon_n\}$ avec $i=1, \dots, n$, où N représente la distribution Normale de moyenne 0 et d'écart-type σ_ε . L'algorithme détaillé de la méthode utilisée est présenté ici-bas. Soit le modèle linéaire simple de l'équation 2.11 où pour n la taille de l'échantillon, $q = \{q_1, q_2 \dots q_n\}$, $h = \{h_1, h_2 \dots h_n\}$, $\varepsilon = \{\varepsilon_1, \varepsilon_2 \dots \varepsilon_n\}$ et β_0 et β_1 les paramètres de la régression.

- (1) Estimer les paramètres β_0 et β_1 avec l'estimateur des moindres carrés ordinaire.
- (2) Générer n biais mutuellement indépendants où $\varepsilon^* \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$.
- (3) Générer n valeurs de la variable dépendante q^* avec h les valeurs observées et ε^* les résidus générés.

- (4) Estimer les paramètres β_0^* et β_1^* avec l'échantillon simulé (q^*, h) .
- (5) Répéter M fois les étapes (2) à (4) afin d'obtenir M réalisations de l'estimateur des paramètres β_0 et β_1 . La fonction de distribution des M β_0 et β_1 est une approximation de la vraie loi.
- (6) Calculer pour chaque h_i l'intervalle de confiance de q_i avec les M réalisations de β_0 et β_1 .

La partie déterministe du modèle concerne donc les hauteurs d'eau et les paramètres de la régression; et la partie stochastique concerne la distribution de probabilité du terme d'erreur. L'incertitude sur les mesures de débits dépend donc de la variabilité des résidus qui elle, est liée aux erreurs humaines et environnementales.

2.4 Calcul des charges de N-total et P-total

2.4.1 Introduction

Un problème connu et très commun lors de l'évaluation des charges annuelles en sédiments et nutriments est le manque de données de qualité de l'eau disponibles. Dans le cas des micro-bassins à l'étude, les données de qualité de l'eau proviennent d'échantillons composites obtenus aux trois (3) et quatre (4) jours. Les valeurs de concentrations ne pouvant être mesurées en continu et de façon simultanée, il existe des méthodes permettant d'estimer les charges. Ces méthodes peuvent être séparées en trois catégories, ces catégories étant basées sur comment les valeurs manquantes de concentrations sont estimées. Ces méthodes sont : (i) par pondération (ou interpolation), (ii) par estimation à l'aide de ratios et (iii) par régression. La présentation détaillée de ces méthodes est disponible à l'ANNEXE A.

Les méthodes énumérées précédemment sont beaucoup utilisées malgré le fait que, dans certains cas, elles peuvent produire des estimations des charges inadéquates. D'autres approches ont été proposées et construites à partir d'autres fonctions de régression, des corrections à la fonction puissance ou des régressions linéaires multiples en ajoutant d'autres variables explicatives. Mailhot *et al.* (2008) ont utilisé une méthode stochastique afin d'estimer les charges en sédiments en utilisant des distributions statistiques sur les concentrations. Les paramètres des distributions sont définis comme des fonctions du débit et du jour de l'année. Le modèle résultant définit la relation entre la moyenne et le coefficient de variation de la distribution des concentrations et les covariables (débit et jour de l'année). Cette méthode permet de travailler avec des données où il n'y a pas de forte corrélation entre les concentrations et les débits. Afin d'obtenir les concentrations moyennes journalières pour la période d'étude, la méthode développée par Mailhot *et al.* (2008) a été utilisée afin de modéliser les distributions de probabilité des concentrations. Cette méthode permet aussi d'introduire les incertitudes reliées aux concentrations.

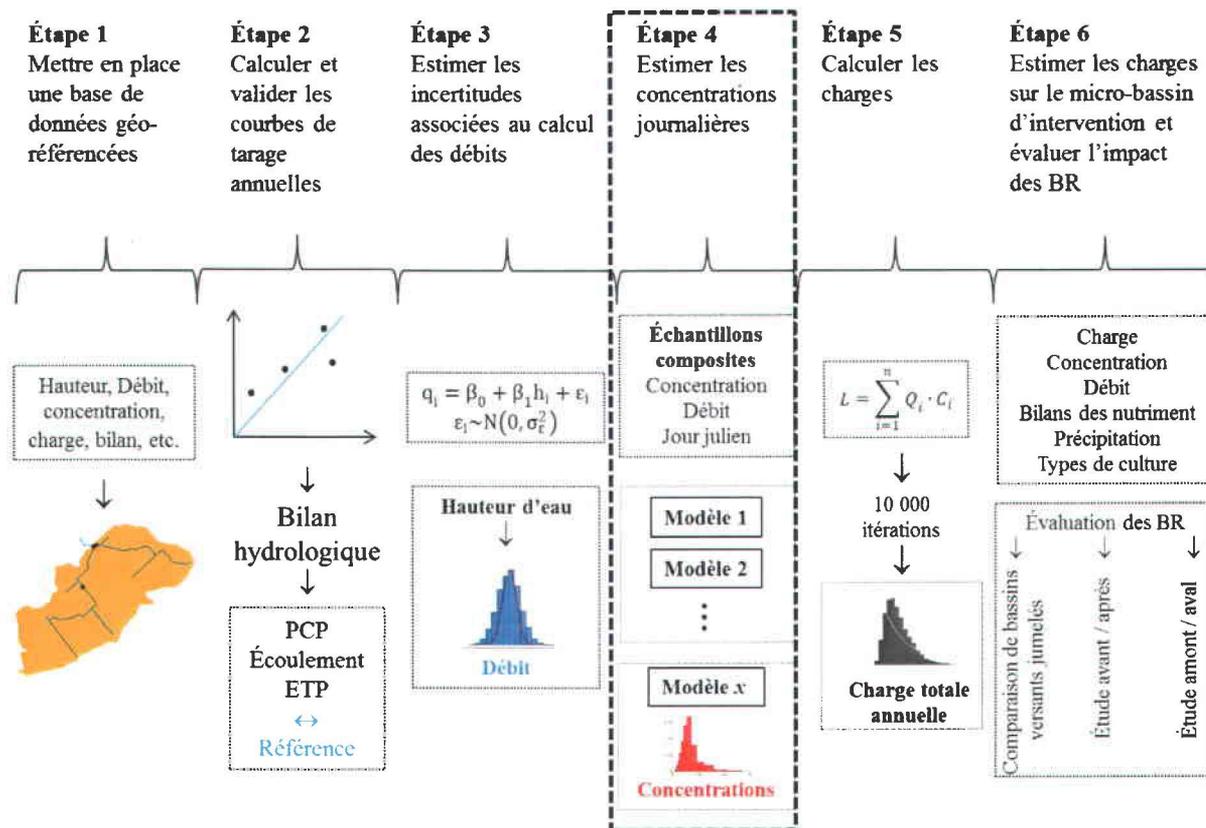


Figure 2.6 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 4 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

À la section d'échantillonnage située à l'exutoire du micro-bassin d'intervention du Bras d'Henri, le nombre de données manquantes (échantillons composites) pour le N-total, le P-total et les MES est de 3, 43 et 35 respectivement pour des échantillons de 1548 (2005 à 2012), ce qui est très faible. Les NO_3 , NO_2 , et NH_4 ont respectivement 16, 46 et 360 données manquantes sur un total de 1355 (2005 à 2011). Le P-particulaire et le P-dissous ont quant à eux 140 et 256 données manquantes sur 1548 (2005 à 2012). Rappelons que les concentrations journalières sont issues d'échantillons composites.

2.4.2 Méthode d'estimation des charges en nutriments

Distribution de probabilité des concentrations

L'idée de base est de considérer la concentration en nutriments ou en sédiments x comme une variable aléatoire pouvant être représentée par une distribution statistique où les paramètres de cette distribution sont définis comme des fonctions de covariables comme le débit (Q) et le jour du calendrier (J). Notons que, puisque les concentrations proviennent d'échantillons composites, les débits associés sont les débits moyens pour la même période de temps, et le jour du calendrier associé est le jour le plus centré dans la période de temps. Dans le cas des données de concentrations, deux distributions ont été testées : les distributions Lognormale et Gamma. Pour une concentration x , les fonctions de densité de probabilité de ces distributions sont respectivement :

$$f_{LN}(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2x}} e^{-\frac{(\ln(x)-\mu)^2}{2\sigma^2}}, \quad x \geq 0 \quad (2.12)$$

$$f_G(x) = \frac{x^{(\alpha-1)} e^{-\left(\frac{x}{\beta}\right)}{\Gamma(\alpha) \cdot \beta^\alpha}, \quad x \geq 0, \beta > 0, \alpha > 0 \quad (2.13)$$

Le modèle définit la relation entre la moyenne $E(x|Q,J)$ et le coefficient de variation $CV(x|Q,J) = \sqrt{Var(x|Q,J)}/E(x|Q,J)$ des concentrations en nutriments et les covariables en utilisant un modèle multiplicatif :

$$E(x|Q,J) = a \cdot g_1(Q) \cdot h_1(J) \quad (2.14)$$

$$CV(x|Q,J) = k \cdot g_2(Q) \cdot h_2(J) \quad (2.15)$$

Où a et k sont des constantes et $g_1(Q)$, $g_2(Q)$, $h_1(J)$ et $h_2(J)$ sont des fonctions à définir. Pour chacune de ces quatre fonctions, plusieurs formes ont été testées. La relation entre les concentrations moyennes et le débit ($g_1(Q)$) a été testée selon la fonction puissance, la fonction exponentielle et la fonction quadratique :

$$[g_1(Q)]_1 = 1 + bQ^c \quad (2.16)$$

$$[g_1(Q)]_2 = e^{bQ} \quad (2.17)$$

$$[g_1(Q)]_3 = 1 + bQ + cQ^2 \quad (2.18)$$

Où b et c sont des constantes à déterminer. Les CV des concentrations en fonction du débit ont été testés selon une fonction linéaire. Le cas constant est aussi considéré lorsque $f=0$.

$$[g_2(Q)]_1 = 1 \quad (2.19)$$

$$[g_2(Q)]_2 = 1 + fQ \quad (2.20)$$

Où f est une constante à déterminer. La dépendance des concentrations moyennes sur le jour du calendrier est ajoutée selon une fonction multiplicative. Le cycle annuel ($T=365,25$ jours) des concentrations moyennes a été testé à l'aide des séries de Fourier ($n=1,2,..$) :

$$[h_1(J)]_n = 1 + \sum_{i=1}^n [d_i \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_i \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right)] \quad (2.21)$$

Où d_i et e_i sont des constantes à déterminer. Finalement, la dépendance des CV des concentrations par rapport au jour du calendrier a été testée selon trois fonctions : le cas constant, la déviation constante et un CV à n modes (modèle 3) :

$$[h_2(J)]_1 = 1 \quad (2.22)$$

$$[h_2(J)]_2 = \frac{1}{[h_1(J)]_n} \quad (2.23)$$

$$[h_2(J)]_3 = 1 + \sum_{i=1}^n [m_i \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + n_i \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right)] \quad (2.24)$$

Où m_i et n_i sont des constantes à déterminer. Le premier modèle (équation 2.22) correspond au cas d'homoscédasticité alors que les deux autres correspondent à des cas d'hétéroscedasticité où pour l'un, la variance suit le même cycle annuel que la moyenne (équation 2.23) et, pour l'autre, un cycle différent (équation 2.24).

Estimation des paramètres

Les paramètres des distributions ont été estimés en utilisant la méthode d'estimation du maximum de vraisemblance (EMV). La fonction de log-vraisemblance est définie comme suit :

$$\ln L(p|v_i, x_i) = \sum_{i=1}^n \ln f(x_i|p, v_i) \quad (2.25)$$

Où x_i sont les concentrations en nutriments ou en sédiments, p les paramètres de la distribution et $v_i = \{Q_i, J_i\}$ les covariables.

Estimation des charges en nutriments

Les charges totales en nutriments ou en sédiments (L) sont données par

$$L = \int_{t_1}^{t_2} Q(t) \cdot C(t) dt \quad (2.26)$$

Où $Q(t)$ et $C(t)$ sont respectivement le débit et la concentration au temps t , dans l'intervalle $[t_1, t_2]$. Dans le cas des données du Bras d'Henri, les débits et les concentrations sont calculés sur une base journalière.

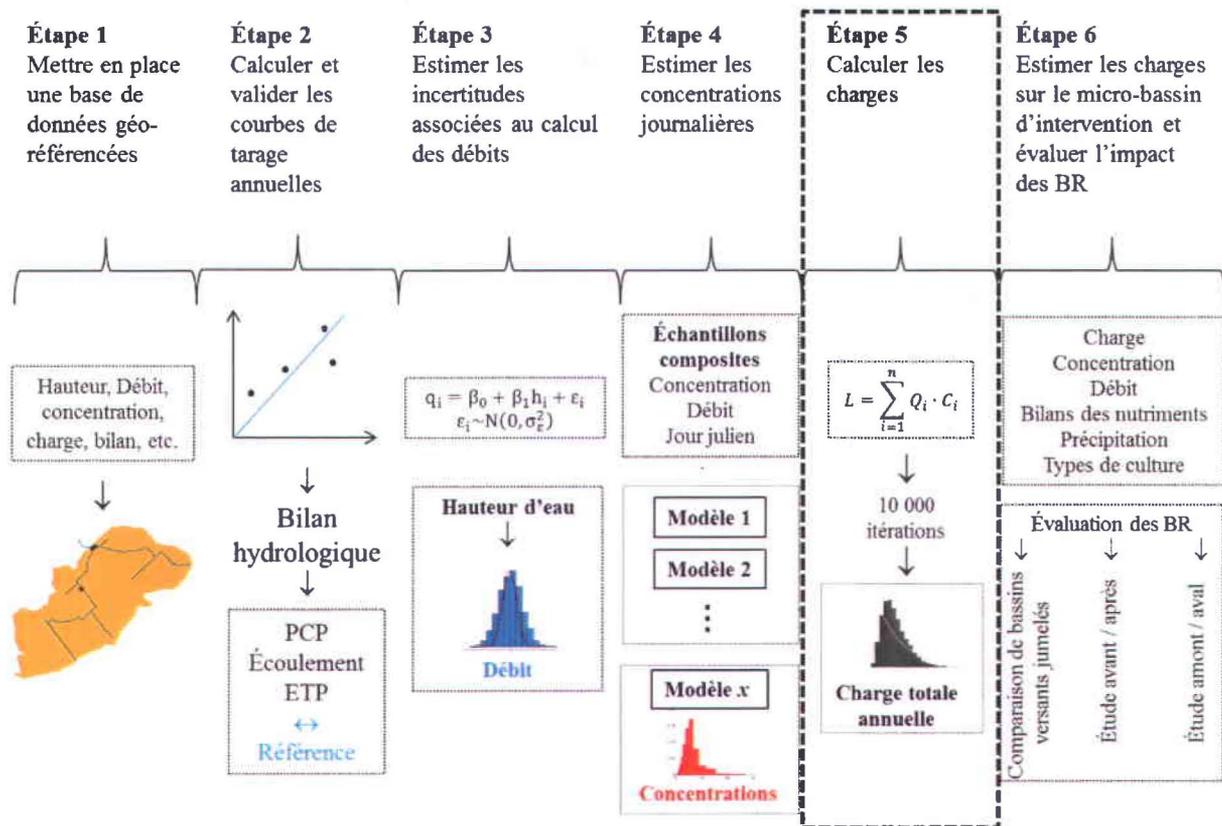


Figure 2.7 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 5 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

L'équation utilisée pour estimer les charges totales sur la période d'échantillonnage est la suivante :

$$L = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i \quad (2.27)$$

Où Q_i et C_i représentent respectivement le débit moyen et la concentration moyenne au jour i , et L la charge totale obtenue pour le nombre de jours n . Pour chaque débit journalier, une valeur est sélectionnée aléatoirement parmi les valeurs obtenues par la méthode de simulation Monte Carlo lors du calcul des incertitudes des débits. De même, chaque concentration journalière est sélectionnée aléatoirement selon sa distribution de probabilité obtenue à partir du modèle sélectionné. Ce calcul est effectué 10 000 fois afin d'obtenir une distribution de la charge totale s'écoulant approximativement entre avril et novembre. Les étapes détaillées du calcul des charges totales sont présentées à la Figure 2.8 et l'algorithme est présenté ici-bas.

Soit Q_i , C_i et J_i étant respectivement le débit moyen, la concentration moyenne et le jour julien au jour i où $i=1, \dots, n$ et n le nombre de jours total.

- (1) Générer aléatoirement un débit Q_i parmi les N réalisations de Q_i (se référer au calcul des débits). Répéter pour $i=1, \dots, n$ pour obtenir n débits moyens journaliers.
- (2) À partir du modèle sélectionné pour représenter la distribution de probabilité des concentrations, ajuster S modèles à partir de S échantillons de concentrations en fonction du débit et du jour du calendrier afin d'obtenir S ensembles de paramètres du modèle.
- (3) Sélectionner aléatoirement un jeu de paramètres du modèle (avec remise).
- (4) Générer une concentration C_i à partir du modèle et du jeu de paramètres sélectionnés. Répéter pour $i=1, \dots, n$ pour obtenir n concentrations moyennes journalières.
- (5) Avec Q_i et C_i , calculer la charge totale au jour i et sommer les charges journalières pour obtenir la charge totale pour $i=1, \dots, n$.
- (6) Répéter les étapes (1) à (5) T fois pour obtenir T réalisations de la charge totale.

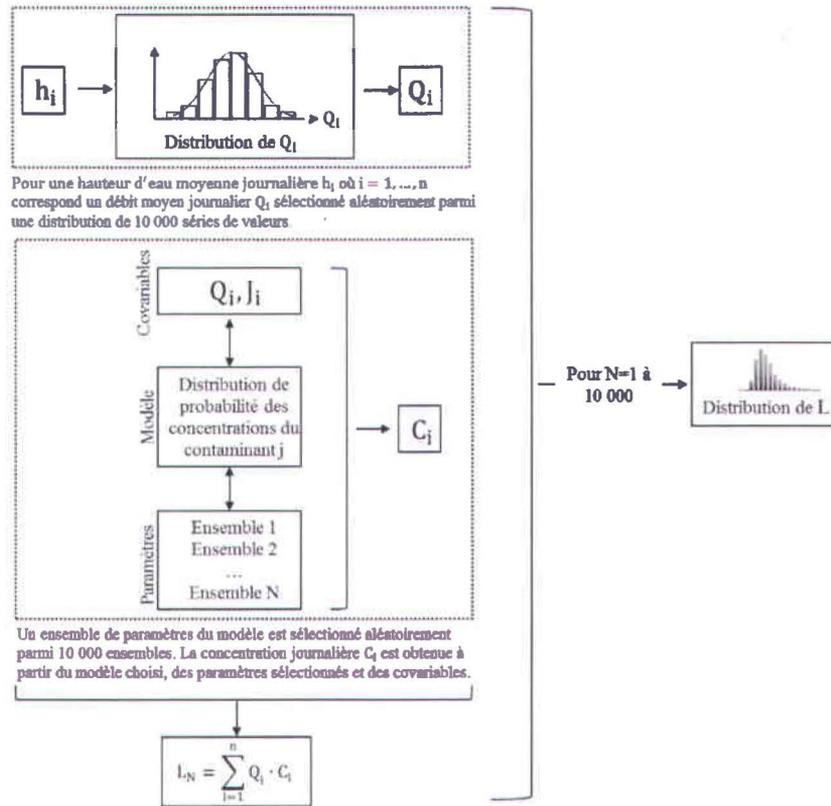


Figure 2.8 : Méthode détaillée pour estimer la charge totale en nutriments ou en sédiments.

2.5 Fertilisation et bilans des éléments nutritifs

2.5.1 Bilans des éléments nutritifs

Les bonnes pratiques de fertilisation, de gestion du sol et des cultures jouent un rôle majeur dans l'augmentation de la productivité et de la qualité des récoltes. Par ailleurs, ces pratiques de production doivent tenir compte de la protection de l'environnement et de la conservation des ressources. Une fertilisation ne comblant pas les besoins des plantes diminue la productivité et la qualité des récoltes alors qu'une fertilisation excessive peut être une source de contamination de l'eau. On se doit alors d'adopter des pratiques d'agriculture durable. L'azote et le phosphore étant les principaux éléments nutritifs susceptibles de contaminer l'eau, des bilans des nutriments peuvent être intéressants lorsque l'on veut dresser un portrait de l'utilisation de ces éléments sur la ferme et vérifier si cet état est à l'équilibre, en déficit ou en surplus. Il existe plusieurs méthodes pour réaliser des bilans d'éléments nutritifs, dont le plan de fertilisation, le bilan des nutriments à la surface du sol, le bilan minéral de la ferme et le bilan alimentaire. Les informations relatives aux prochaines sections sont tirées du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (2010).

2.5.2 Le plan de fertilisation (ou bilan agronomique)

Le plan de fertilisation est préparé à partir d'un bilan entre les différentes sources d'éléments nutritifs disponibles et le besoin des cultures. Les apports en éléments nutritifs comprennent le taux de matière organique dans le sol, le précédent cultural, les engrais organiques et les engrais minéraux.

Matière organique

La matière organique représente un élément essentiel à la fertilité du sol. Au Québec, les sols minéraux contiennent en moyenne entre 3 % à 5 % de matière organique. Elle sert de nourriture aux organismes dans le sol, elle libère des éléments nutritifs comme de l'azote et du phosphore pour les plantes lorsqu'elle se décompose (de plus, elle retient ces éléments, évitant des pertes par érosion ou lessivage) et elle unit les particules sous forme d'agrégats, contribuant à la bonne infiltration de l'eau et de l'air dans le sol. Elle tire ses principales sources des tiges, des feuilles et des racines des plantes ainsi que des fumiers et des lisiers.

La matière organique contenue dans le sol fournit 40 % à 60 % de l'azote prélevé par les plantes. Cette source d'azote n'est donc pas négligeable. La valeur suggérée est estimée à 15 kg N/ha pour chaque pourcentage de matière organique au-dessus de 4 %, et ce, jusqu'à 7 %.

Précédent cultural

L'information relative aux cultures précédentes permet d'évaluer la contribution en azote que ces cultures apportent. Un tableau résumant les contributions en azote des résidus végétaux selon les différents types de culture et de rotation est disponible dans le Guide de Référence en Fertilisation (2010) (Tableau 5.1, p.143).

Engrais organiques et minéraux

Les engrais organiques constituent une grande source d'éléments fertilisants. Compte tenu du fait qu'ils ont une composition très variable, une caractérisation des engrais de ferme est recommandée. Leur dose est multipliée par un coefficient moyen d'efficacité, qui est défini comme l'efficacité moyenne d'un nutriment de l'engrais de ferme par rapport à l'efficacité moyenne d'un nutriment d'un engrais minéral de référence. Dans le cas de l'azote, un facteur de division représentant les pertes d'azote par volatilisation liées au mode d'épandage est aussi inclus, de même qu'un autre facteur de division lié à la date d'épandage et au type de sol. Le Guide de Référence en Fertilisation (2010) présente les deux tableaux résumant ces différents facteurs (Tableau 10.2 et Tableau 10.3, p.299-300).

Besoins de la culture

Les besoins des cultures peuvent être estimés à partir de grilles de références dans le Guide de Référence en Fertilisation (2010). L'agronome fixe les besoins bruts lorsque la recommandation correspond à un intervalle de valeurs.

2.5.3 Bilan des nutriments à la surface du sol

Le bilan des nutriments à la surface du sol établit la différence entre les apports en éléments nutritifs associés aux engrais organiques et minéraux et les prélèvements des cultures. Il ne tient donc pas compte des réserves en nutriments dans le sol par la matière organique et le précédent cultural. Ce bilan permet de quantifier les charges en nutriments qui peuvent potentiellement s'accumuler dans le sol et être exportées en rivière par ruissellement ou par lessivage. C'est ce type de bilan qui est utilisé dans l'évaluation des quantités maximales de phosphore pouvant être épandues à la ferme dans le Règlement sur les Exploitations Agricoles (Éditeur officiel du Québec, 2002). Les charges exportées par les cultures représentent le produit entre les prélèvements et le rendement de la culture. Les éléments prélevés par les cultures selon les différentes parties de la plante sont disponibles dans le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (2010) et les rendements de référence proviennent de La Financière agricole du Québec (2013).

$$\begin{aligned} \text{Bilans de nutriments} &= \text{Charge importée (N, P) par les engrais organiques et minéraux} && (2.28) \\ &- \text{Charge exportée par la culture (rendements} \times \text{prélèvements)} \end{aligned}$$

2.5.4 Autres types de bilans

D'autres types de bilans peuvent être utilisés, comme le bilan minéral de la ferme, qui compare les éléments nutritifs que la ferme importe (engrais, animaux, *etc.*) et exporte (animaux, ventes, *etc.*). Une forme similaire de bilan minéral est le bilan alimentaire, qui peut tenir compte soit de la quantité d'aliments ingérés par les animaux, soit de la production de lait ou de la production d'œufs, permettant de dresser un bilan de l'efficacité alimentaire de la ferme.

2.5.5 Bilans des éléments nutritifs sur le micro-bassin du Bras d'Henri

Afin de bien interpréter les données de qualité de l'eau à l'exutoire des bassins versants, les données reliées aux bilans de nutriments à la surface du sol ont été recueillies à l'échelle de la parcelle sur les micro-bassins d'intervention et témoin. Les bilans d'apport en phosphore et en azote ont donc été estimés à l'échelle de la parcelle, puis ont été calculés à l'échelle du champ avec le logiciel ArcGIS et ont finalement été sommés afin d'obtenir le bilan des nutriments pour l'ensemble du bassin versant. La quantité de nutriments importée est obtenue selon le type de fumier, la dose appliquée, le moment d'épandage et la teneur en nutriments pour chacun des engrais. Les rendements de référence selon les cultures proviennent de La Financière agricole du Québec (2013) et les prélèvements des cultures proviennent du Guide de Référence en fertilisation (2010). Le précédent cultural et le taux de matière organique dans le sol, qui sont pris en compte dans les bilans agronomiques, n'ont pas été considérés, car ce sont des informations très difficiles à obtenir, ce qui affecte donc le niveau de précision de la valeur obtenue.

2.6 Évaluation de l'impact des bandes riveraines

2.6.1 Comparaison de bassins versants jumelés

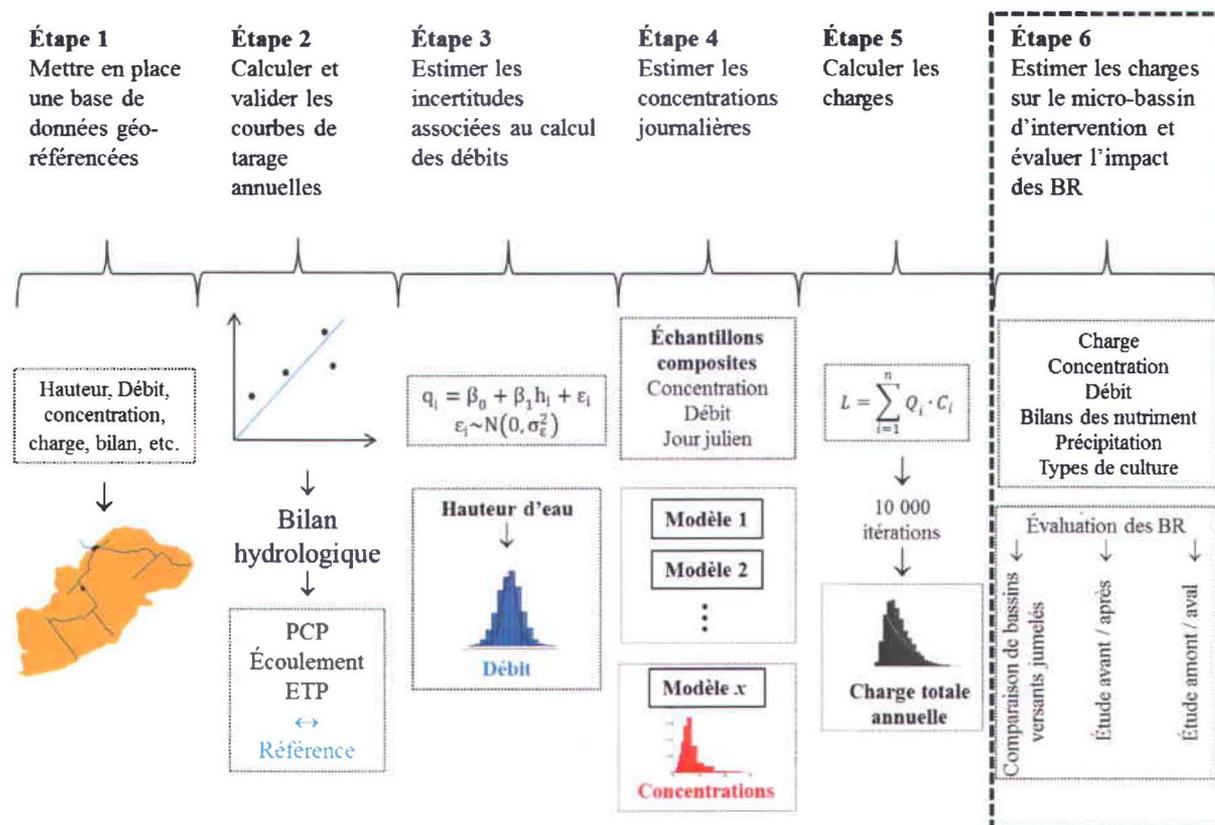


Figure 2.9 : Représentation schématique des six étapes spécifiques réalisées dans cette étude afin de répondre aux deux objectifs du mémoire. L'étape 6 (encadré dans la figure) est réalisée dans cette section.

L'évaluation de l'impact de pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau se fait couramment par une étude de comparaison de bassins versants. Cette étude comprend un bassin versant où des PGB ont été implantées et un bassin où les producteurs ont conservé leurs pratiques agricoles habituelles. La comparaison entre ces deux bassins implique évidemment qu'ils possèdent des caractéristiques pédologiques et agronomiques similaires. Il implique aussi qu'ils soient localisés à des endroits où les caractéristiques météorologiques sont semblables. Une analyse de comparaison a été effectuée sur les concentrations et les charges moyennes journalières du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin. Au départ, les deux bassins versants jumelés avaient été choisis dans le but de les comparer afin d'observer des améliorations mesurables de la qualité de l'eau. Rappelons cependant que ces deux bassins

présentent des différences pédologiques et agronomiques marquées, ce qui fait en sorte que les résultats ressortant de la comparaison entre les deux bassins sont plus difficiles à interpréter (voir section 1.2.3).

Évolution temporelle des concentrations ou des charges en nutriments

Une régression peut être calculée sur la différence entre les concentrations (ou charges) moyennes journalières (mg/L) du micro-bassin d'intervention et celles du micro-bassin témoin. Cette méthode permet de diminuer la variabilité due aux conditions météorologiques annuelles variables et aux effets saisonniers (Grabow *et al.*, 1999). Cela permet de vérifier si l'effet des bandes riveraines est apparent, puisque des données avant et après leur implantation (juillet 2007) sont disponibles. Si c'est le cas, les concentrations mesurées sur le micro-bassin d'intervention devraient tendre à diminuer à partir de 2008 tandis que les concentrations mesurées sur le bassin témoin devraient rester plus ou moins stables.

$$C_{diff}(t) = C_{int}(t) - C_{tem}(t) \quad (2.29)$$

Où $C_{int}(t)$ est la concentration moyenne (mg/L) sur le micro-bassin d'intervention au jour t , où $C_{tem}(t)$ est la concentration moyenne (mg/L) sur le micro-bassin témoin au même jour t et où $C_{diff}(t)$ représente la différence entre ces deux valeurs. Trois modèles régressifs sont testés : un modèle linéaire (équation 2.30) et deux modèles linéaires avec une composante saisonnière (variables auxiliaires (équation 2.31) et séries de Fourier à $n=1,2,3$ (équation 2.32)). À ces modèles, une composante résiduelle autorégressive peut être ajoutée afin de corriger l'autocorrélation des résidus.

$$C_t = \beta_0 + \beta_1 t \quad (2.30)$$

$$C_t = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 M_{1,t} + \beta_3 M_{2,t} + \dots \quad (2.31)$$

$$\begin{aligned} \text{avec } M_{j,t} &= 1 \text{ si } t \text{ appartient à la saison } j, \\ &= 0 \text{ sinon} \end{aligned}$$

$$C_t = \beta_0 + \beta_1 t + \sum_{j=1}^n \{ \beta_{2,j} \cos(\alpha_j t) + \beta_{4,j} \sin(\alpha_j t) \} \text{ où } \alpha_j = 2\pi j/s \quad (2.32)$$

Comparaison entre les concentrations du bassin d'intervention et du bassin témoin

La méthode décrite par Grabow *et al.* (1999) propose d'établir une régression entre les logarithmes des concentrations à l'exutoire du micro-bassin d'intervention et celles des concentrations à l'exutoire du micro-bassin témoin :

$$C_{int} = \beta_0 + \beta_1 C_{tem} + \beta_2 V + \beta_3 V C_{tem} \quad (2.33)$$

Où C_{int} représente le logarithme des concentrations (mg/L) du micro-bassin d'intervention, C_{tem} représente le logarithme des concentrations (mg/L) du micro-bassin témoin, $\beta_0, \beta_1, \beta_2$ et β_3 étant les paramètres de la régression et finalement V étant une variable qualitative où

$V = 0$ en période avant l'implantation des bandes riveraines (2005-2006)

$= 1$ en période après l'implantation des bandes riveraines (2008-2010)

L'équation est ainsi réduite à

$$C_{int} = \beta_0 + \beta_1 C_{tem} \quad (2.34)$$

en période avant l'implantation des bandes riveraines et à

$$C_{int} = \beta_0 + \beta_2 + (\beta_1 + \beta_3) C_{tem} \quad (2.35)$$

en période après l'implantation des bandes riveraines. Le terme V attribue donc aux deux droites de régression des ordonnées à l'origine différentes alors que le terme d'interaction $V C_{tem}$ leur alloue des pentes différentes.

2.6.2 Analyse temporelle de l'évolution des concentrations/charges

Les concentrations et les charges des différentes formes de contaminants mesurées à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ont été comparées selon qu'elles proviennent de la période de calibration, c'est-à-dire la période avant l'implantation des bandes riveraines, et la période de traitement représentant la période après leur implantation. Les bandes riveraines ont été introduites sur le bassin d'intervention vers juillet 2007. La période de calibration a donc été fixée comme étant les années 2005 et 2006 et la période de traitement comme étant les années 2008 à 2012. L'année 2007 n'a pas été incluse dans les périodes, car les dates précises de début et de fin d'implantation des bandes riveraines ne sont pas connues. La taille d'échantillon se situe autour de 70 en période avant l'implantation des bandes riveraines et de 230 en période après l'implantation tout dépendant du contaminant.

Trois tests ont été appliqués afin de déterminer si la moyenne (ou médiane) des concentrations ou des charges avant l'implantation des bandes riveraines est significativement plus élevée : le test de Wilcoxon-Mann-Whitney, le test t de Welch et la méthode *bootstrap* non paramétrique. Puisque les échantillons présentent des signes d'hétéroscédasticité et des distributions asymétriques malgré la transformation logarithmique (particulièrement les concentrations de P-total), il est préférable d'utiliser le test t de Welch à l'instar du test de Wilcoxon-Mann-Whitney (Skovlund & Fenstad, 2001; Fagerland & Sandvik, 2009). Ce test utilisé sur des données en rang est aussi performant que le test de Wilcoxon-Mann-Whitney lorsque l'hypothèse d'homoscédasticité est respectée et est considérablement plus performant en présence d'hétéroscédasticité des échantillons (Zimmerman & Zumbo, 1993; Ruxton, 2006). Le test t de Welch est aussi connu sous le nom de test t avec variances inégales, test de Welch-Aspin ou test de Satterthwaite. Notons par ailleurs que pour effectuer les tests sur les transformations logarithmiques des données, l'hypothèse nulle $H_0: \log\mu_x = \log\mu_y$ est équivalente à tester $H_0: \mu_x = \mu_y$ seulement si les variances des deux échantillons sont les mêmes car l'espérance de données lognormales est $e^{\mu+\sigma^2/2}$. Une autre méthode relativement récente de comparaison de données asymétriques est l'utilisation de la technique *bootstrap* non paramétrique. Cette méthode a comme avantage de ne pas avoir de restrictions sur les hypothèses de normalité, d'homoscédasticité ou de forme de la distribution. Elle considère aussi l'impact des valeurs extrêmes à l'inverse des méthodes par rang.

2.6.3 Analyse spatiale de l'évolution des charges

Ratios des charges par rapport aux bilans des nutriments à la surface du sol

Bien que les charges totales puissent montrer une diminution après l'implantation des bandes riveraines, leurs valeurs sont directement liées aux charges d'engrais épandues durant l'année et la fluctuation que l'on peut constater d'une année à l'autre peut en être une cause. Afin d'intégrer cette information supplémentaire aux calculs des charges, les bilans des nutriments à la surface du sol ont été intégrés aux calculs des charges sous forme de ratio. Il s'agit donc d'un rapport des charges totales L obtenues par rapport aux bilans des nutriments B provenant de la superficie agricole drainée à la station d'échantillonnage. Ainsi, pour une année i et un point d'échantillonnage j donnés, le ratio R_{ij} est :

$$R_{ij} = \frac{L_{ij}}{B_{ij}} \quad (2.36)$$

Par exemple, le ratio en 2009 à la station d'échantillonnage de la branche 15 serait la charge totale obtenue en 2009 par rapport au bilan des nutriments sur la superficie agricole drainée à ce point d'échantillonnage. La Figure 2.10 montre les superficies agricoles drainées aux trois points d'échantillonnage sur le micro-bassin d'intervention.

Ratio à l'exutoire de la branche 14

Une analyse amont-aval peut être utilisée pour évaluer l'impact d'une bande riveraine sur la qualité de l'eau. Cela nécessite d'avoir une station d'échantillonnage en amont de la zone d'étude et une autre en aval. De plus, il est particulièrement intéressant que les stations d'échantillonnages soient situées spécifiquement au début de la zone d'étude et à la fin. Dans le cas de la disposition des stations d'échantillonnage sur le micro-bassin du Bras d'Henri, la station d'échantillonnage sur la branche 14 est située tout juste en aval de la section de bande riveraine. Cependant, il n'y a pas de station située plus en amont. Il est néanmoins possible de comparer les ratios obtenus en aval des bandes riveraines par rapport aux ratios obtenus sur le cours d'eau où aucune bande riveraine n'est implantée. Pour ce faire, les charges totales s'écoulant à l'exutoire de la branche 14 ont été estimées à l'aide de celles obtenues à l'exutoire du bassin versant et celles obtenues à l'exutoire de la branche 15. Aucune bande riveraine n'est implantée sur le cours d'eau à partir de la station d'échantillonnage de la branche 14 jusqu'à sa confluence. Si l'effet des bandes riveraines est apparent, alors les ratios obtenus en aval des bandes riveraines devraient être plus faibles que ceux obtenus à l'exutoire de la branche 14. Les charges s'écoulant à l'exutoire de la branche 14 ont donc été estimées de manière itérative en soustrayant les charges totales à l'exutoire du bassin par les charges totales à l'exutoire de la branche 15 et ce, pour en obtenir une distribution possible des charges.

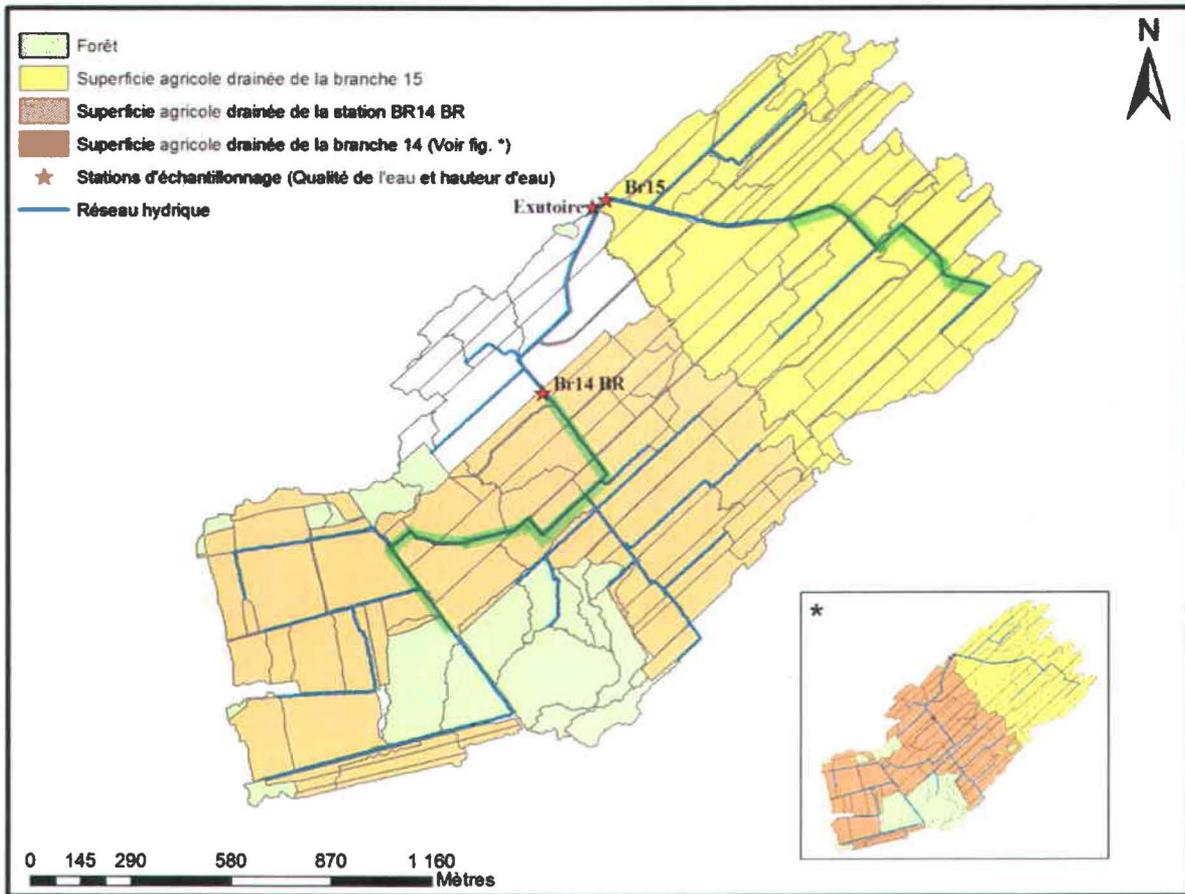


Figure 2.10 : Superficies agricoles drainées aux 3 stations d'échantillonnage de même qu'à l'exutoire de la branche 14 (voir figure *) du micro-bassin d'intervention. Les bandes riveraines sont représentées en vert foncé. Br14 BR représente la station située en aval de la section de bande riveraine, Br15 représente la station à l'exutoire de la branche 15, et Exutoire représente la station à l'exutoire du micro-bassin versant d'intervention.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Estimation des débits

3.1.1 Courbes de tarage

Cette section présente les résultats relatifs aux courbes de tarage annuelles obtenues à la station d'échantillonnage à l'exutoire du micro-bassin d'intervention de même que celles obtenues aux deux stations d'échantillonnage sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention. Les résultats relatifs à la station d'échantillonnage à l'exutoire du micro-bassin témoin sont présentés à l'ANNEXE E.

Comme mentionné précédemment, les hauteurs prises manuellement ont été utilisées comme élément entrant dans la courbe de tarage pour la majorité des années. Une régression linéaire entre les hauteurs manuelles et les hauteurs prises par la sonde était donc nécessaire afin de calculer les débits à l'aide des hauteurs moyennes journalières prises par la sonde. Les résultats obtenus pour ces régressions sont présentés aux Tableau 3.1 et Tableau 3.2.

Tableau 3.1: Coefficients des régressions hauteurs manuelles-hauteurs sonde à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.

	Exutoire		Branche 14		Branche 15	
	β_0	β_1	β_0	β_1	β_0	β_1
2005	-0,32	2,27				
2006	-0,21	1,78				
2007	-	-				
2008	-0,17	1,34				
2009	-0,05	1,69	0,00	1,13	0,02	0,64
2010	-0,08	1,68	0,03	1,09	-	-
2011	0,18	0,82	-	-	-	-
2012	0,25	0,44	-0,05	1,55	-	-

Tableau 3.2 : Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) des régressions hauteur manuelle - hauteur sonde à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Exutoire	R^2 (%)	82,33	93,35	-	83,94	85,33	68,18	43,85	62,98
	RMSE (m)	0,05	0,02	-	0,01	0,04	0,07	0,07	0,04
	Taille d'échantillon	15	28	-	8	20	10	13	13
Branche 14	R^2 (%)					33,09	91,63	-	95,28
	RMSE (m)					0,06	0,03	-	0,03
	Taille d'échantillon					10	11	-	5
Branche 15	R^2 (%)					41,67	-	-	-
	RMSE (m)					0,016	-	-	-
	Taille d'échantillon					9	-	-	-

Les espaces vides correspondent aux années 2005 à 2008 aux branches 14 et 15 où il n'y a pas de données recensées. Les tirets signifient qu'il n'y a pas eu de régression hauteur manuelle-hauteur sonde calculée pour cette année à ce point d'échantillonnage. On remarque que certaines régressions montrent un coefficient de détermination très faible (43,85 % en 2011 à l'exutoire; 33,09 % en 2009 à la branche 14 et 41,67 % en 2009 à la branche 15). Outre ces années, les régressions hauteurs manuelles-hauteurs sonde sont dans l'ensemble satisfaisantes. Bien que trois régressions montrent une faible corrélation, les débits en ressortant sont au bout du compte plus satisfaisants en utilisant les hauteurs prises manuellement qu'en prenant celles obtenues par la sonde. Très souvent, l'écoulement total annuel (mm) est beaucoup trop élevé en utilisant les hauteurs des sondes comme élément entrant dans la courbe de tarage (n'est pas illustré). Cela peut être dû à un mauvais étalonnage de l'instrument ou à un encombrement sur la section d'échantillonnage au moment du jaugeage. Les courbes de tarage obtenues avec les hauteurs prises manuellement ont été validées avec un bilan hydrologique annuel et en considérant les caractéristiques climatiques annuelles. La validation des courbes de tarage est présentée à la section 3.1.2. L'intérêt premier d'utiliser les hauteurs manuelles est de bien représenter les processus hydriques qui se sont produits sur l'année complète, et c'est le cas malgré les faibles coefficients de détermination pour certaines années.

Tableau 3.3: Coefficients des régressions débit-hauteur d'eau à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.

	Exutoire		Branche 14		Branche 15	
	β_0	β_1	β_0	β_1	β_0	β_1
2005	6,67	2,03				
2006	8,27	3,50				
2007	13,75	10,18				
2008	9,63	4,38				
2009	7,93	3,72	8,18	3,21	8,76	3,01
2010	7,28	3,25	8,94	4,74	5,61	1,77
2011	7,15	3,10	6,31	1,99	6,47	2,05
2012	8,01	4,36	6,47	3,63	7,25	2,61

Tableau 3.4: Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) des régressions débit-hauteur d'eau à l'exutoire de même qu'aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention pour chaque année.

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Exutoire	R^2 (%)	81,70	87,19	89,71	84,73	86,55	96,65	88,49	62,96
	RMSE (Ln[L/s])	0,59	0,29	0,24	0,26	0,41	0,22	0,33	0,59
	Taille d'échantillon	29	32	14	8	23	12	13	13
Branche 14	R^2 (%)					66,66	78,73	75,59	79,21
	RMSE (Ln[L/s])					1,056	0,916	0,545	0,719
	Taille d'échantillon					10	11	10	11
Branche 15	R^2 (%)					36,71	68,64	88,04	46,69
	RMSE (Ln[L/s])					0,972	0,489	0,305	1,208
	Taille d'échantillon					9	10	13	10

Les paramètres de régression de même que les coefficients de détermination (R^2) et la racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) des régressions linéaires simples entre le logarithme naturel des hauteurs d'eau et le logarithme naturel des débits sont présentés aux Tableaux 3.3 et 3.4. Les espaces vides correspondent aux années où il n'y a pas de données recensées. Les coefficients de détermination à l'exutoire se situent entre 81 % et 97 %, à l'exception de l'année 2012 où il est de 62,96 %. Pour ce qui est des branches 14 et 15, les R^2 sont moins élevés. Des points dispersés autour de la courbe peuvent découler de conditions hydrologiques variables, des changements dans la bathymétrie du cours d'eau durant l'année, d'événements de pluie créant de l'hystérèse, de travaux agricoles près de la section étudiée ou de changements dans l'abondance et dans les caractéristiques de végétation. Des erreurs d'observation ou de

manipulation causent aussi une très grande partie de l'incertitude. L'incertitude associée à l'estimation des débits par les courbes de tarage est présentée à la section 3.1.3.

3.1.2 Validation des courbes de tarage

Afin de bien évaluer la fiabilité et l'exactitude des courbes de tarage obtenues, une caractérisation météorologique annuelle et un bilan hydrologique annuel ont été calculés. Les valeurs d'évapotranspiration réelle et d'écoulement obtenues ont été comparées à des valeurs de référence. Le Tableau 3.5 présente les bilans hydrologiques annuels obtenus avec les courbes de tarage. Les précipitations totales et l'écoulement total sont d'abord présentés, suivis de l'évapotranspiration réelle (*ETR*) estimée par $ETR \cong P - E$. Le ratio d'écoulement par rapport aux précipitations puis les degrés-jours de croissance totaux du maïs (*Zea mays*) sont ensuite présentés. Les périodes annuelles utilisées lors des calculs de précipitation et d'écoulement complètent le tableau. Notons qu'il manque un peu plus d'un mois de données (mois de juillet) pour la valeur de degrés-jours en 2012. De plus, l'écoulement total obtenu sur les branches 14 et 15 est présenté en couleur grise. Ces valeurs permettent de visualiser si l'écoulement total correspond approximativement à la somme des écoulements sur les deux branches principales. Rappelons cependant que la section de jaugeage sur la branche 14 n'est pas située complètement en aval de celle-ci.

Tableau 3.5: Tableau récapitulatif des bilans hydrologiques et des caractéristiques météorologiques annuelles. «Pcp» signifie précipitation, «Écoule» signifie écoulement, «*» signifie qu'il manque des données pour cette valeur, «Branche 14 BR» signifie la station en aval des bandes riveraines et «Branche 15 EX» signifie la station située à l'exutoire de la branche 15.

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Pcp (Période) (mm)	Exutoire	686	992	992	1053	1014	847	1089	749
Écoulement (Période) (mm)	Exutoire	264	416	351	411	450	250	439	184
	Branche 14 BR					211	186	218	117
	Branche 15 EX					61	58	180	44
ETR (mm)	Exutoire	422	576	641	642	564	597	651	542
Écoulement./Pcp (%)	Exutoire	38,5	41,9	35,4	39,0	44,3	29,5	40,3	24,6
Degrés jour (°C)		1808	1725	1724	1651	1607	1827	1810	1344*
	Mois (pcp)	Juin à	Jan à	Jan à	Jan à	Jan à	Jan à	Jan à	Jan à
Période		oct.	nov.						
	Mois (écoulement)	Juil. à	Avr. à	Avr. à	Mai à	Mai à	Avr. à	Avr. à	Avr. à
		oct.	nov.						

Comme mentionné précédemment (section 2.3.4), une valeur de référence en termes d'évapotranspiration potentielle sur la région spécifique où se situe le micro-bassin versant se situe entre 400 mm et 500 mm selon l'Atlas agroclimatique du Canada (1976) et entre 500 mm et 600 mm selon l'Atlas national du Canada (Gouvernement du Canada; Ministère des Forêts et du Développement rural, 1974). Les valeurs d'*ETR* estimées se situent entre 422 mm et 651 mm. Ces valeurs sont cependant un peu plus élevées sur l'année complète, car l'écoulement total s'échelonne de mai à novembre. Le Tableau 3.6 présente les valeurs d'*ETR* obtenues par les courbes de tarage de même que les valeurs d'*ETP* utilisées par le modèle CATHY qui proviennent des travaux de doctorat de Mushombe Muma (Muma *et al.*, 2013). Bien que l'année 2009 présente une différence de 130 mm, les valeurs d'*ETR* des courbes de tarage et celles obtenues avec CATHY sont somme toute similaires (différences comprises entre 12 mm et 130 mm).

Tableau 3.6: Comparaison entre les valeurs d'évapotranspiration potentielles obtenues par les courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin d'intervention et celles obtenues par le modèle CATHY (Muma *et al.*, 2013). Le symbole «*» signifie qu'il manque des données pour cette valeur.

	Évapotranspiration (mm)							
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Courbes de tarage (<i>ETR</i>)	195*	354	424	311	494	443	505	454
Modèle CATHY (<i>ETP</i>)		444	437	281	624	488	524	
Période	17 mai au 15 novembre							

En ce qui a trait à l'écoulement entre avril et novembre obtenu en comparaison aux valeurs de référence, variant entre 380 mm et 518 mm dans l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional (Centre d'expertise hydrique du Québec, 2013), les écoulements des années 2006, 2008, 2009 et 2011 se retrouvent dans l'intervalle. Les années 2007, 2010 et 2012 présentent des valeurs d'écoulement en deçà de l'intervalle, ce qui s'explique par le fait que ce sont des années moins pluvieuses. En effet, les précipitations annuelles normales de 1971 à 2000 pour cette région se situent entre 1000 mm et 1500 mm de pluie (Statistique Canada, 2004). Notons que puisque les données disponibles pour l'année 2005 sont restreintes, cette comparaison n'est pas réalisée pour cette année. Finalement, les différences entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle (*P-ETP*) se situent entre 95 mm et 158 mm pour cette région (Atlas agroclimatique du Québec, 2012). Les valeurs de (*P-ETR*) obtenues avec les courbes de tarage sont, pour toutes les années, au-dessus de ce seuil. Notons d'ailleurs que les valeurs de (*P-ETR*) fournies par l'Atlas agroclimatique du Québec (2012) sont données pour l'ensemble du bassin en comparaison au micro-bassin d'intervention, qui possède des pourcentages de sols cultivés beaucoup plus grands.

Les ratios écoulement / précipitation varient quant à eux entre 24 % et 44 % (Tableau 3.5). En tenant compte du fait que ces ratios seraient en réalité un peu plus élevés puisque l'écoulement total ne s'échelonne pas sur l'année complète, les ratios sont satisfaisants, car ce ratio au niveau annuel pour cette région se situe entre 40 % et 50 %. De plus, la somme des écoulements des branches 14 et 15 est similaire à l'écoulement total à l'exutoire du micro-bassin, à l'exception de l'année 2009. Le ratio écoulement total – précipitation totale est d'ailleurs le plus élevé, à 44 %, pour cette année. Cependant, c'est une année plus froide en comparaison aux autres années et parmi les années les plus pluvieuses. De plus, comme le montre la Figure 3.1, une majeure partie de l'écoulement provient de gros événements de pluie survenus en fin juin, début juillet. Il est donc possible que l'écoulement total pour cette année soit plus élevé que pour les autres années. Ainsi, il se peut que ce soit l'une des courbes de tarage sur les branches qui sous-estime l'écoulement total. Les années 2010 et 2012 montrent les ratios écoulement/précipitation les plus faibles, à 29,5 % et 24,6 %, mais cela peut s'expliquer en partie par le fait qu'il y a eu très peu de précipitations en comparaison aux autres années d'étude (847 mm et 749 mm en 2010 et 2012 respectivement) et que ce sont des années chaudes (degrés-jours respectivement de 1827 °C et de 1344 °C (sans le mois de juillet)), ce qui augmente l'*ETR*.

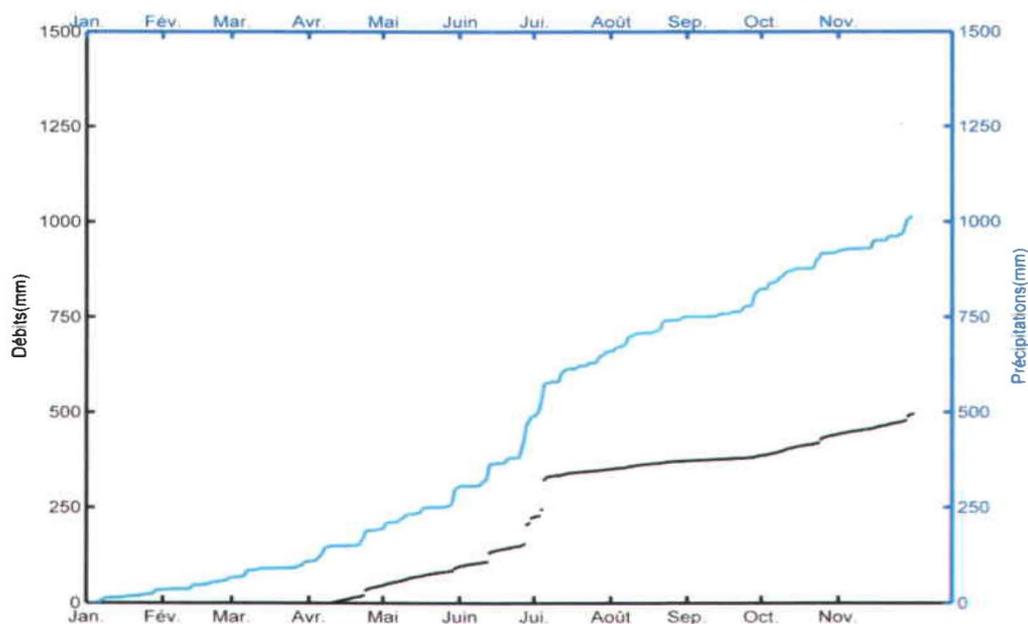


Figure 3.1: Écoulement médian (mm) cumulé (courbe noire) et précipitations (mm) (courbe bleue) cumulées à l'exutoire du bassin d'intervention en 2009.

Bref, les valeurs obtenues d'*ETR*, d'écoulement total de même que les ratios écoulement/précipitations ont permis de bien caractériser les années aux niveaux hydrologique et météorologique. Ces caractérisations annuelles ont aidé à confirmer ou infirmer la validité et la fiabilité des courbes de tarage. L'écoulement total annuel de même que le ratio écoulement/précipitation annuel concordent bien selon les années sèches, pluvieuses, chaudes et froides. En ce qui a trait à l'*ETR*, les valeurs s'échelonnent autour des valeurs de référence et, en les comparant aux valeurs d'*ETP* utilisées pour le modèle CATHY, elles sont très similaires, surtout pour les années moins pluvieuses.

Les écoulements obtenus à l'exutoire du bassin ont aussi été comparés à ceux obtenus sur la branche 14 et sur la branche 15. Les Figures 3.2 à 3.5 présentent les écoulements cumulés à l'exutoire et aux branches du micro-bassin d'intervention pour les années 2009 et 2012 respectivement. En 2009, l'écoulement suit le même signal sur les branches et à l'exutoire. En 2010, la branche 14 montre un signal différent de l'exutoire et de la branche 15. De la fin juin à la fin septembre, il y a de très faibles débits et on remarque ensuite un saut considérable à la fin de septembre. Il se peut que la sonde placée à la branche 14 ait été obstruée entre juillet et octobre ou que le cours d'eau l'ait été suite à des travaux agricoles. Les écoulements cumulés sur l'année montrent somme toute des valeurs satisfaisantes. L'année 2011 est la seule année où l'écoulement total sur la branche 15 prend une part aussi importante à l'écoulement total que l'écoulement sur la branche 14. Durant cette année, un ponceau a été détruit suite au passage de l'ouragan Irène vers la fin août sur la branche 14. Cet événement peut expliquer le chevauchement des courbes d'écoulement cumulé qui se produit au début du mois de septembre. En 2012, l'écoulement total à l'exutoire du micro-bassin est moins sensible aux variations que l'écoulement sur les deux branches.

Puisque la station située sur la branche 14 n'est pas complètement à l'exutoire de la branche, la somme des écoulements aux branches 14 et 15 devrait être inférieure à l'écoulement total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. C'est bien le cas puisqu'en sommant les écoulements sur les branches et en les comparant aux écoulements à l'exutoire, les différences obtenues sont de 39 %, 2 %, 9 % et 13 % pour les années 2009, 2010, 2011 et 2012. De plus, le pourcentage de superficie drainée entre la station d'échantillonnage de la branche 14 et l'exutoire de la branche 14 est de 18 %. Ces différences d'écoulement par rapport aux superficies drainées sont donc acceptables pour 2011 et 2012. Pour ce qui est de l'année 2009, il est probable que la courbe de tarage sur la branche 14 ou celle sur la branche 15 sous-estime les débits. De plus, l'année 2009 est une année caractérisée par plusieurs événements de pluie très intenses; il se peut donc qu'il y ait eu des refoulements à la station de mesure, car les ponceaux sont parfois trop petits pour la quantité d'eau qui y passe. Pour ce qui est des écoulements en 2010, comme il a été mentionné précédemment, la branche 14 pourrait être en cause, car elle présente un signal différent de la branche 15 et de l'exutoire.

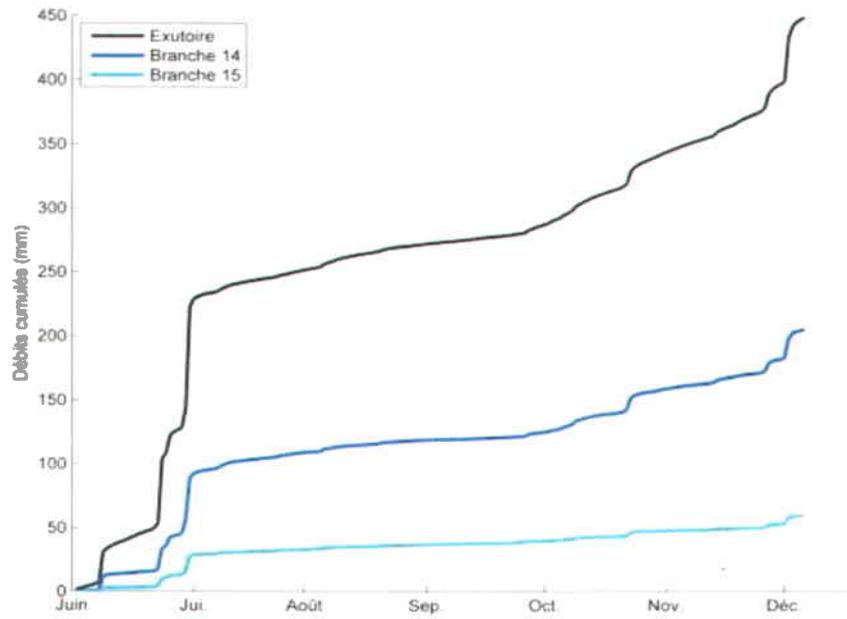


Figure 3.2: Écoulements médians cumulés en 2009 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.

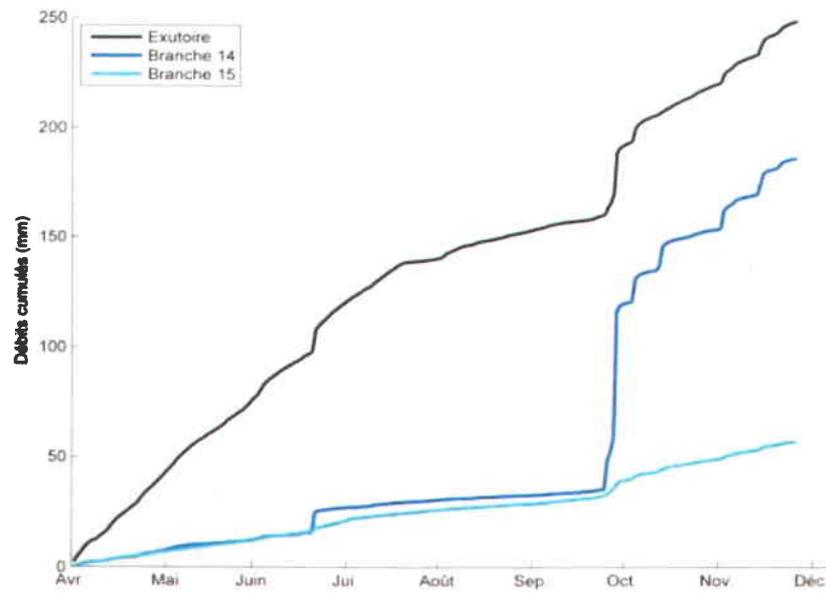


Figure 3.3: Écoulements médians cumulés en 2010 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.

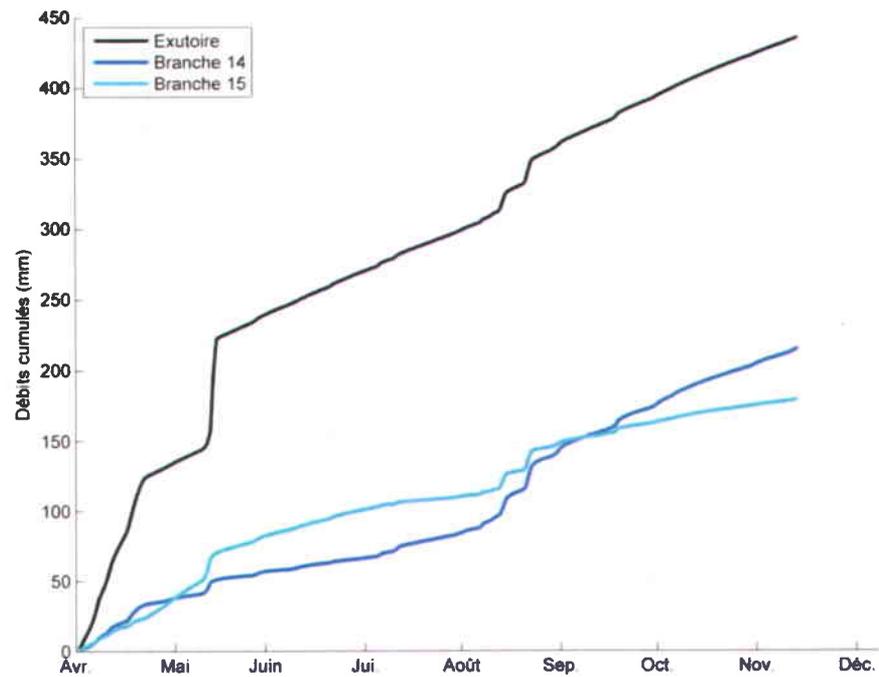


Figure 3.4 : Écoulements médians cumulés en 2011 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.

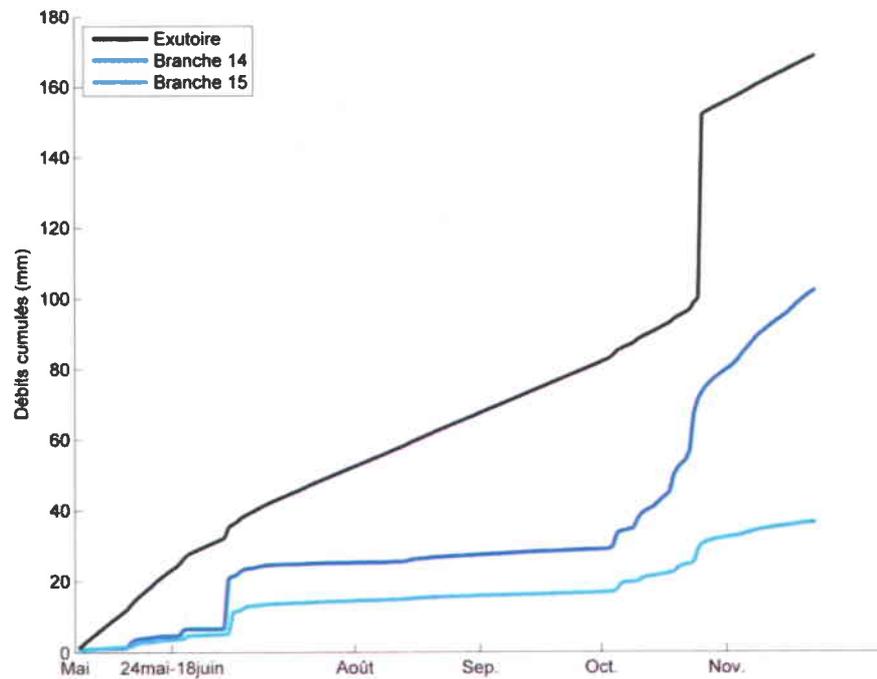


Figure 3.5 : Écoulements médians cumulés en 2012 à l'exutoire, à la branche 14 et à la branche 15 du bassin d'intervention.

3.1.3 Incertitudes des courbes de tarage

L'incertitude sur les calculs des débits est basée sur la variance des résidus de la régression. La Figure 3.6 présente les 10 000 simulations des paramètres obtenues du modèle avec les données mesurées log-transformées de débit et de hauteur d'eau à l'exutoire du micro-bassin versant d'intervention. Ces figures sont présentées plus en détail à l'ANNEXE F, de même que les courbes de tarage obtenues pour les branches 14 et 15 du bassin d'intervention de 2009 à 2012 et celles obtenues à l'exutoire du bassin témoin de 2005 à 2011. Les mêmes courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin d'intervention sont présentées à la Figure 3.7 sans la transformation logarithmique.

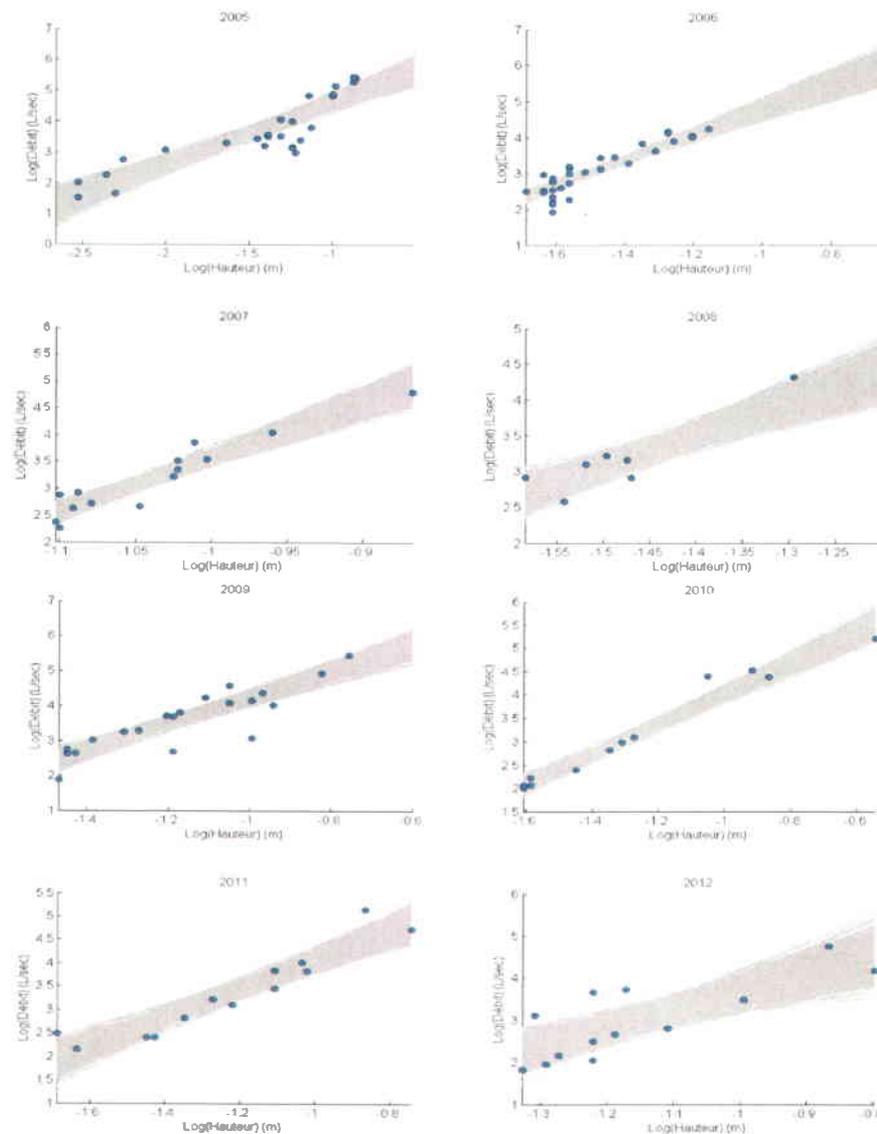


Figure 3.6: Logarithme naturel des débits par rapport aux hauteurs d'eau (points bleus) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ainsi que les régressions linéaires (droites de couleur grise) obtenues pour les années 2005 à 2012.

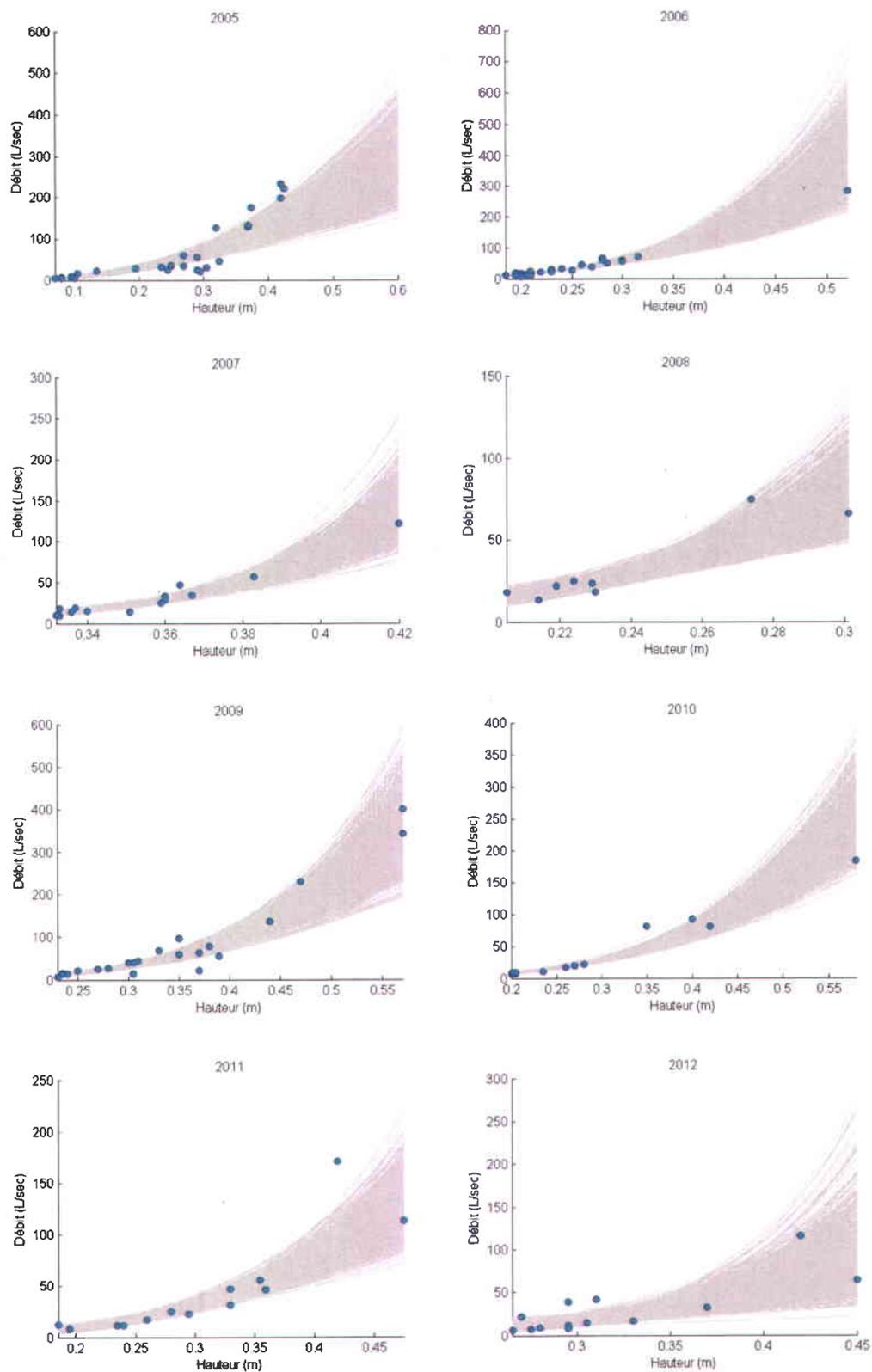


Figure 3.7 : Débits (L/s) par rapport aux hauteurs d'eau (m) (points bleus) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ainsi que les régressions (courbes de couleur grise) obtenues pour les années 2005 à 2012.

3.2 Calcul des charges en nutriments

3.2.1 Dépendance du débit

La méthode développée par Mailhot *et al.* (2008) a été utilisée afin d'estimer les paramètres des modèles et de sélectionner le meilleur modèle représentant les concentrations journalières en nutriments sur la période de 2005 à 2012. Les résultats présentés dans cette partie du mémoire sont ceux obtenus pour les concentrations en N-total et en P-total échantillonnées à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. Les résultats relatifs aux concentrations de N-total et de P-total obtenues aux branches 14 et 15 du bassin d'intervention sont présentés à l'ANNEXE H. En ce qui a trait aux autres formes de contaminants, les différents modèles retenus sont présentés à l'ANNEXE H. Ces calculs ont aussi été faits sur les concentrations de nitrate, de nitrite, d'ammonium, de phosphore particulaire, de phosphore dissous et des matières en suspension (*i.e.*, MES ou sédiments) et ce, pour les trois (3) stations d'échantillonnage. Les charges totales obtenues pour ces contaminants sont présentées à la section 3.2.4.

Tableau 3.7 : Classes de débits utilisées pour calculer les moyennes et les coefficients de variation des données de concentrations.

Classes de débit	Intervalles de débits (L/s)	Nombre de données
1	[0,1 ; 15,6]	80
2	[15,7 ; 24,8]	80
3	[24,9 ; 29,5]	60
4	[29,6 ; 34,9]	50
5	[34,9 ; 47,8]	50
6	[48,1 ; 76,7]	25
7	[77,6 ; 173,6]	25
8	[183,2 ; 2513,8]	19

Dans un premier temps, les modèles ont été testés en ne considérant que la dépendance sur le débit. Douze modèles ont été ajustés (2 distributions fois 3 fonctions $g_1(Q)$ fois 2 fonctions $g_2(Q)$), et ce, pour les concentrations en P-total, N-total, P particulaire, P dissous, NO_2 , NO_3 , NH_4 et les MES. Les tableaux 3.8 et 3.9 présentent les valeurs de log-vraisemblance maximisées des douze modèles pour les concentrations de N-total et de P-total échantillonnées à l'exutoire du micro-bassin versant d'intervention. Les modèles testés sur les concentrations en N-total montrent des valeurs de log-vraisemblance légèrement plus élevées avec la distribution Gamma. La fonction puissance de la moyenne montre les meilleures valeurs de log-vraisemblance. Pour tous les modèles, le terme de linéarité du coefficient de variation améliore significativement la valeur de log-vraisemblance en comparaison aux modèles avec une fonction constante du coefficient de variation (p-values du test du ratio de vraisemblance plus faibles que 0,0016). La Figure

3.8 présente les valeurs des moyennes et des coefficients de variation des concentrations de N-total par rapport aux débits divisés en huit classes (voir Tableau 3.7). On remarque qu'il n'y a pas de tendance positive apparente sur la moyenne des concentrations par rapport au débit. En ce qui a trait au coefficient de variation, les valeurs passent de 0,2 à 0,3 plus le débit augmente; cependant, on ne peut affirmer avec certitude qu'il y a une tendance positive évidente avec l'augmentation du débit. Dans le cas des concentrations de P-total, la distribution log-normale montre clairement des valeurs de log-vraisemblance plus élevées que la distribution Gamma.

Tableau 3.8: Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations de N-total en considérant une dépendance sur le débit.

Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V
Log-Normal	Puissance	Constante	3	-666,3
		Linéaire	4	-661,7
	Exponentiel	Constante	4	-672,6
		Linéaire	5	-665,1
	Quadratique	Constante	4	-667,3
		Linéaire	5	-662,1
Gamma	Puissance	Constante	3	-658,5
		Linéaire	4	-654,9
	Exponentiel	Constante	4	-664,5
		Linéaire	5	-658,3
	Quadratique	Constante	4	-660,6
		Linéaire	5	-656,7

Tableau 3.9: Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations de P-total en considérant une dépendance sur le débit.

Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V
Log-Normal	Puissance	Constante	3	-1174,7
		Linéaire	4	-1174,6
	Exponentiel	Constante	4	-1181,1
		Linéaire	5	-1180,6
	Quadratique	Constante	4	-1168,1
		Linéaire	5	-1167,5
Gamma	Puissance	Constante	3	-1249,4
		Linéaire	4	-1248,2
	Exponentiel	Constante	4	-1246,3
		Linéaire	5	-1245,9
	Quadratique	Constante	4	-1254,9
		Linéaire	5	-1252,6

L'ajout d'une fonction linéaire du coefficient de variation aux modèles n'est pas justifié, puisqu'elle n'améliore pas de façon significative la valeur de log-vraisemblance (p-values du test du ratio de vraisemblance plus élevés que 0,28). Ainsi, parmi les douze modèles de départ, les modèles représentés avec l'une des deux distributions ont d'abord été retenus. Parmi ces six modèles restants, trois modèles sont retenus tout dépendant si le terme de linéarité du coefficient de variation améliore ou non les modèles. Les trois modèles retenus sont donc ceux d'une distribution log-normale ayant des fonctions puissance, exponentielle et quadratique de la moyenne et une fonction constante du CV. La Figure 3.9 présente les valeurs des moyennes et des coefficients de variation des concentrations de P-total par rapport aux débits qui ont été divisés en huit classes (Tableau 3.7). On remarque que la moyenne des concentrations augmente en fonction du débit. Dans le cas des coefficients de variation, il n'y a pas de tendance particulière. Ces éléments corroborent ainsi le choix d'une fonction constante pour le coefficient de variation.

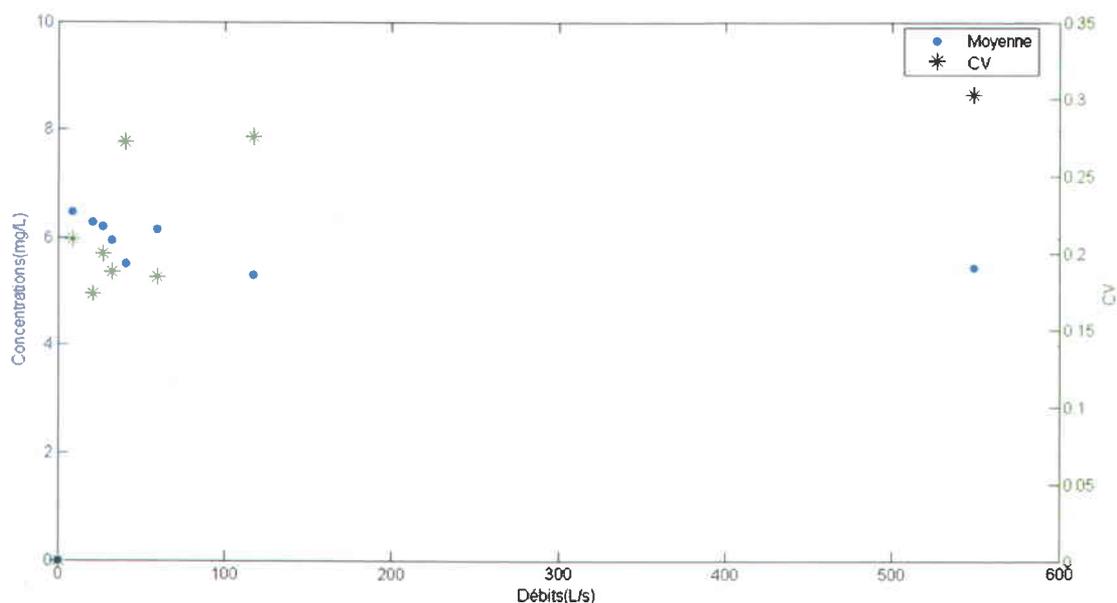


Figure 3.8: Moyennes et coefficients de variation des concentrations de N-total pour chaque classe de débits (voir Tableau 3.7). Les valeurs des moyennes se réfèrent à l'axe des y de gauche alors que les valeurs des coefficients de variation se réfèrent à l'axe des y de droite.

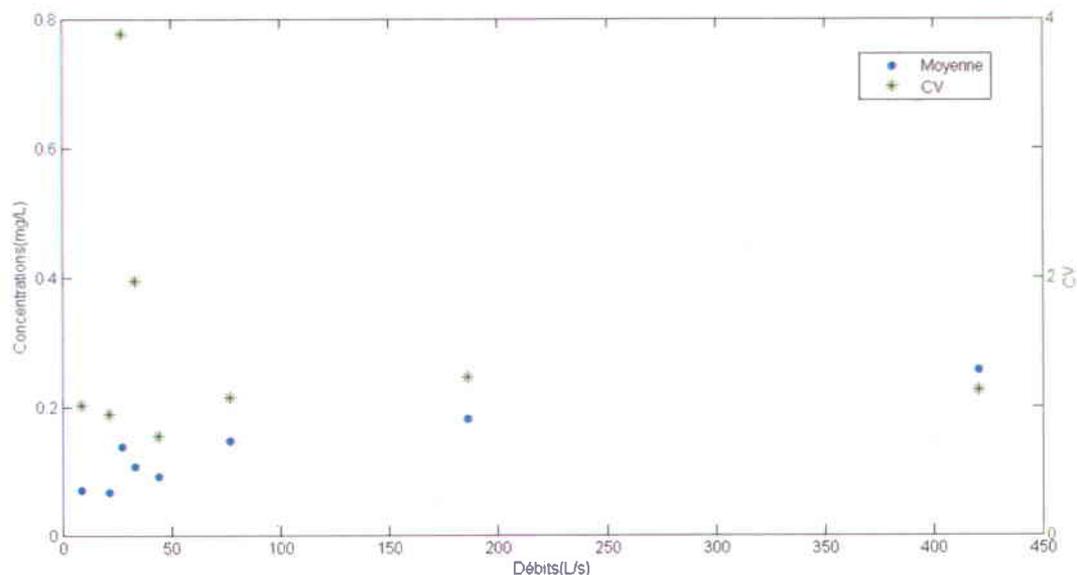


Figure 3.9: Moyennes et coefficients de variation des concentrations de P-total pour chaque classe de débits (voir Tableau 3.7). Les valeurs des moyennes se réfèrent à l'axe des y de gauche alors que les valeurs des coefficients de variation se réfèrent à l'axe des y de droite.

La Figure 3.10 présente les distributions de probabilité cumulées des concentrations en N-total observées par rapport à celles obtenues des trois modèles avec une distribution Gamma et une fonction linéaire du coefficient de variation. Cette figure compare donc les distributions cumulées correspondant aux trois modèles sélectionnés avec les distributions cumulées empiriques. On remarque que les trois modèles sont très semblables et estiment de manière très similaire les concentrations extrêmes. Le modèle avec une distribution Gamma, une fonction puissance de la moyenne et une fonction linéaire du coefficient de variation a donc été choisi pour représenter les concentrations de N-total puisqu'il montre la meilleure valeur de log-vraisemblance et estime bien les concentrations extrêmes.

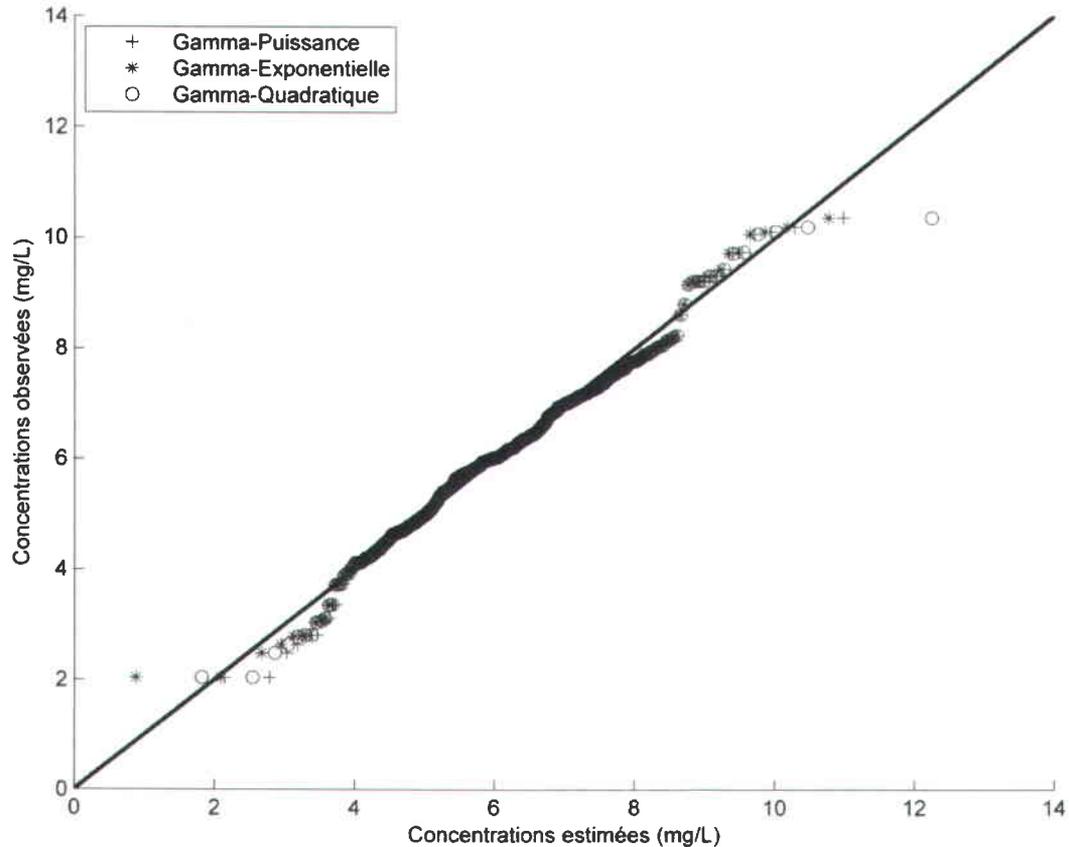


Figure 3.10: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de N-total (Gamma avec trois fonctions de la moyenne et un coefficient de variation linéaire).

La Figure 3.11 présente les distributions de probabilité cumulées des concentrations en P-total observées par rapport à celles obtenues à l'aide des trois (3) modèles ayant une distribution log-normale avec une fonction constante du coefficient de variation.

À partir de 0,25 mg/L, les trois modèles sous-estiment les concentrations en P-total (environ 14 données sur un total de 414). Les concentrations observées proviennent d'échantillons composites aux 3 et 4 jours; ainsi, peu de données de qualité de l'eau sont disponibles lors de hauts débits puisque les pics de concentrations sont lissés par l'échantillonnage en composite. Le microbassin d'intervention possède une forte réaction hydrologique, d'autant plus qu'il est très petit (2,36 km²) et possède des superficies annuelles de sols cultivés très élevées (entre 67 % et 70 %). De plus, entre 19 % et 45 % des volumes d'eau annuels s'écoulent lors des débits les plus élevés (98^e percentile des débits). Un échantillonnage de la qualité de l'eau en période de crue aurait été nécessaire sur ce bassin, et ce, particulièrement pour bien estimer les charges en P-total qui proviennent majoritairement de l'écoulement de surface. Ainsi, les

charges élevées en P-total obtenues à partir des concentrations sont sous-estimées par le modèle, et sont inévitablement sous-estimées avec la méthode d'échantillonnage utilisée sur le Bras d'Henri.

Malgré le fait que la fonction quadratique de la moyenne montre une valeur de log-vraisemblance légèrement supérieure, la fonction puissance de la moyenne a été choisie, car elle estime mieux les concentrations à des débits élevés. Le modèle retenu de dépendance du débit pour les concentrations de phosphore total est donc celui d'une distribution log-normale avec une fonction puissance de la moyenne et une fonction constante du coefficient de variation.

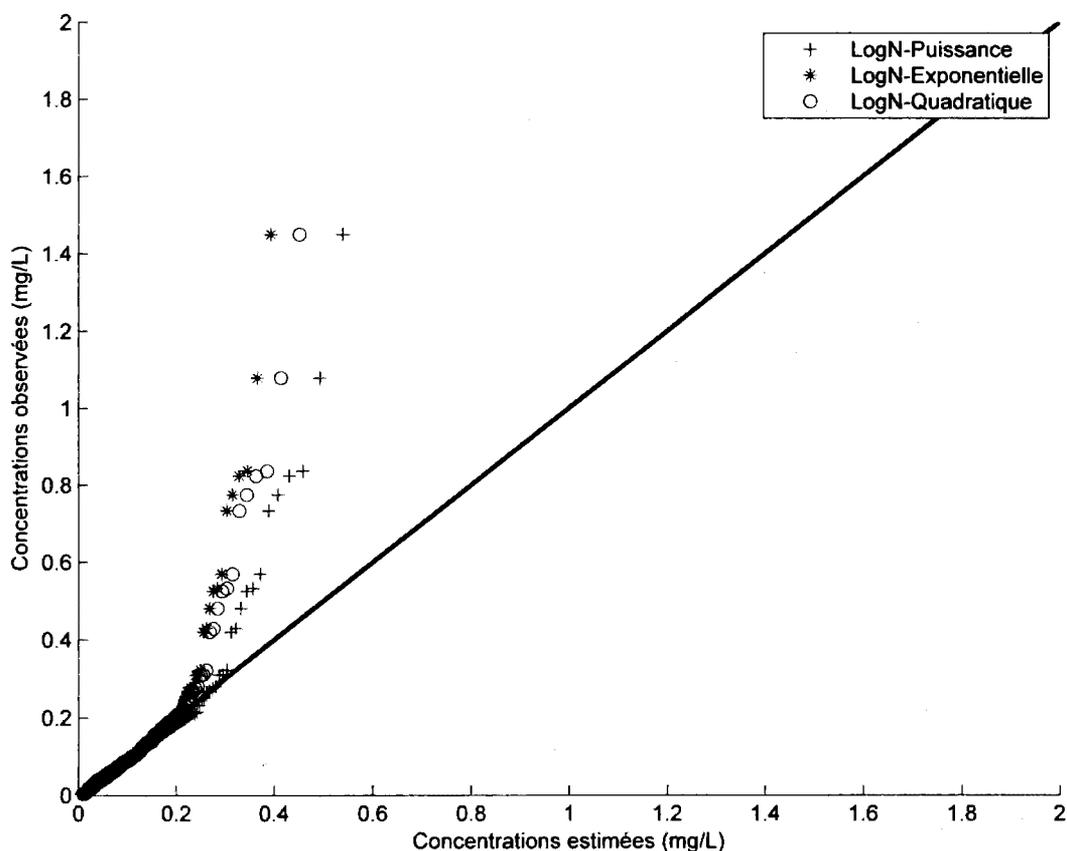


Figure 3.11: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de P-total (distribution log-normale avec trois fonctions de la moyenne et un coefficient de variation constant).

Les résidus normalisés Z_i des concentrations en N-total et en P-total ont été calculées avec les deux modèles sélectionnés selon la dépendance sur le débit uniquement. Les résidus normalisés des concentrations en N-total en fonction du débit de même que ceux en fonction du jour du calendrier sont présentés aux Figures 3.12 et 3.13. Dans le cas des concentrations en P-total, ils sont présentés aux Figures 3.14 et 3.15. On remarque que les résidus des concentrations de N-total sont uniformément dispersés autour de l'axe $y=0$ lorsqu'ils sont présentés en fonction du débit (voir Figure 3.12). Cependant, on remarque une tendance annuelle lorsqu'ils sont présentés en fonction du jour du calendrier. Cette figure laisse donc présager que l'introduction de la dépendance du jour du calendrier augmentera la précision du modèle. En ce qui a trait aux concentrations de P-total, les résidus sont uniformément dispersés autour de l'axe $y=0$ autant en fonction du débit qu'en fonction du jour du calendrier. Le jour du calendrier ne semble donc pas a priori avoir d'impact sur les concentrations de phosphore.

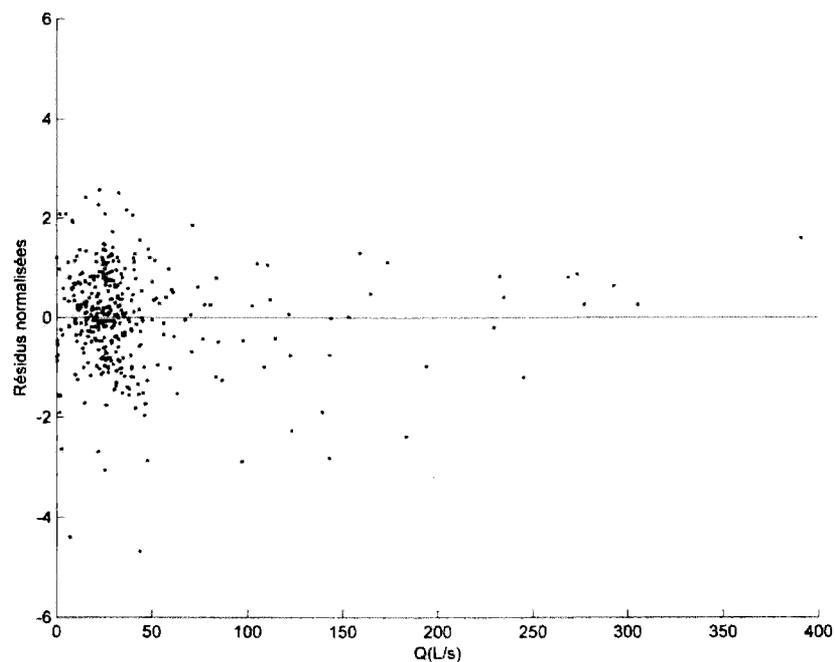


Figure 3.12 : Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction des données de débit.

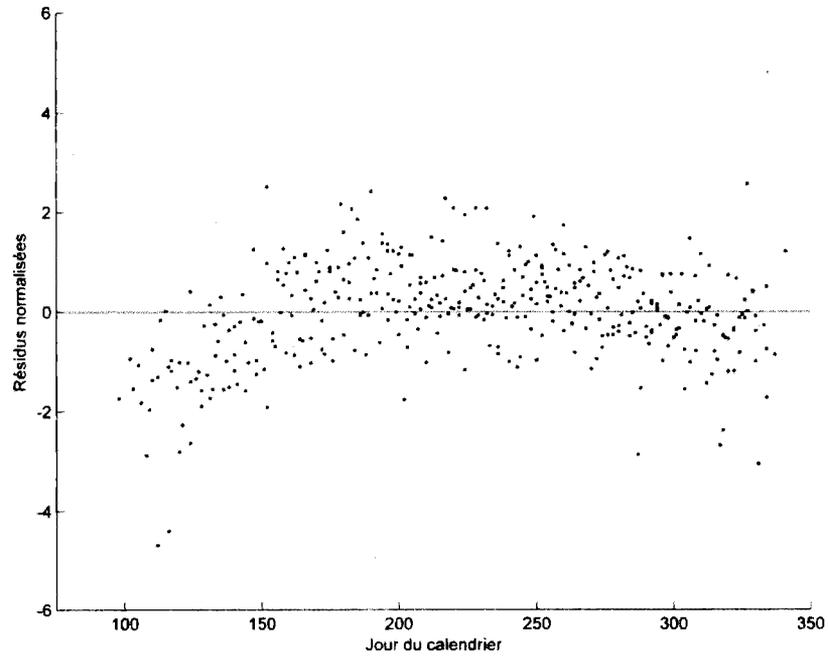


Figure 3.13 : Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction du jour du calendrier.

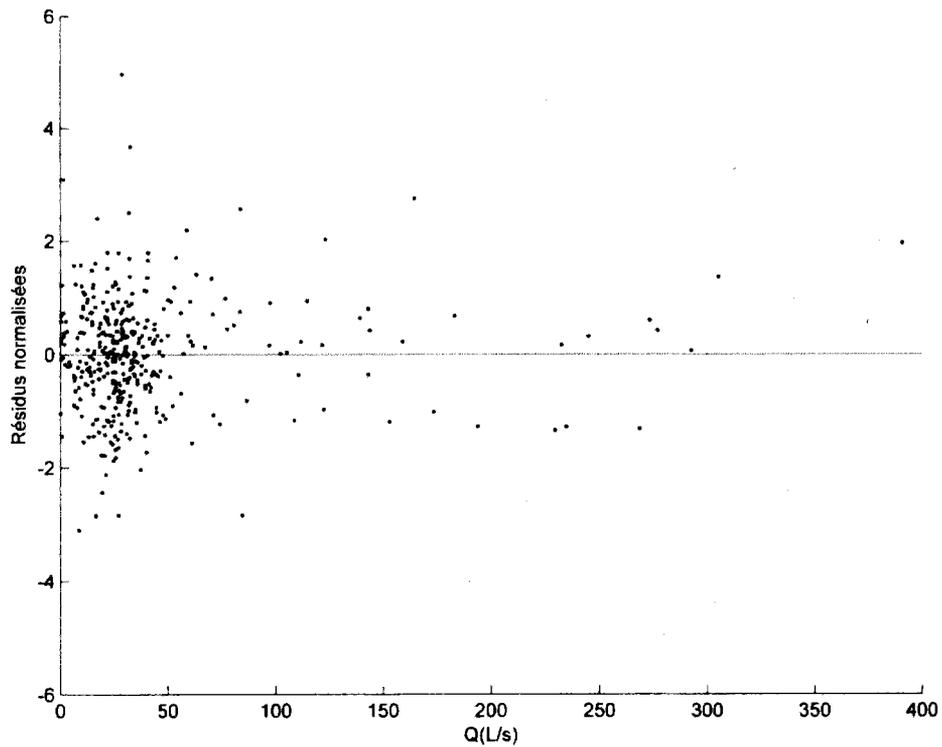


Figure 3.14 : Résidus normalisés des concentrations de P-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction des données de débit.

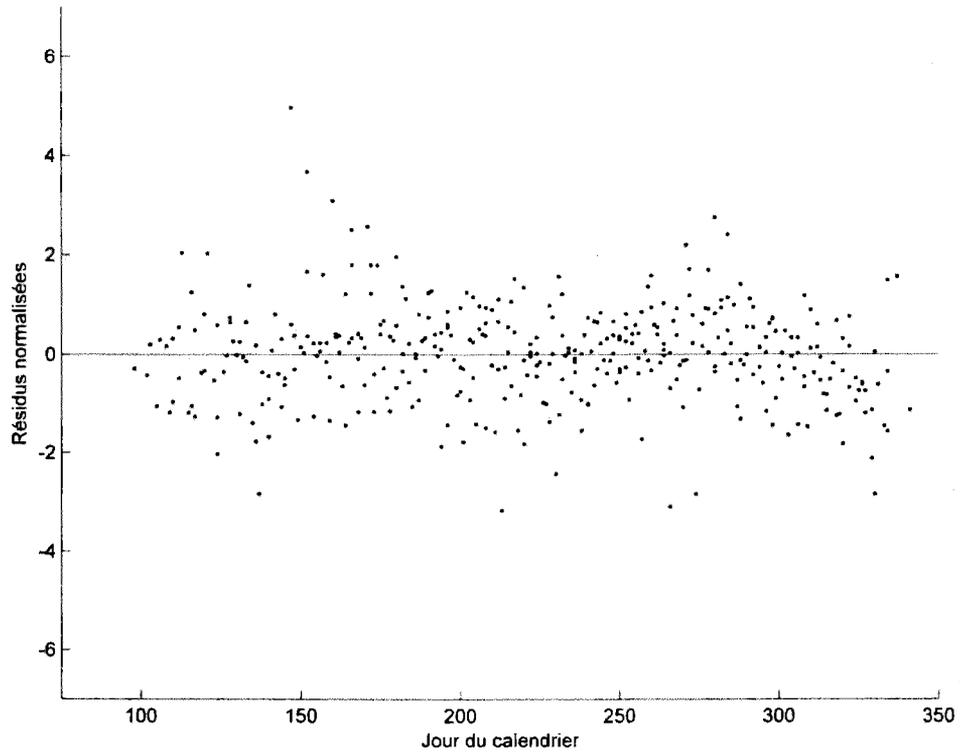


Figure 3.15: Résidus normalisés des concentrations de P-total pour le modèle de dépendance sur le débit en fonction du jour du calendrier.

3.2.2 Dépendance sur le jour du calendrier

La dépendance du jour du calendrier a ensuite été intégrée aux deux modèles de dépendance au débit retenus, soit le modèle N1 pour la concentration en N-total et le modèle P1 pour la concentration en P-total. Le Tableau 3.10 présente les valeurs de log-vraisemblance des modèles N1 et P1 et des modèles obtenus en intégrant la dépendance au jour du calendrier. Les différentes fonctions testées sont présentées à la section 2.4.2. Pour ce qui est des concentrations en N-total, il est clair que l'ajout de la dépendance sur le jour du calendrier dans le modèle initial N1 augmente les valeurs de log-vraisemblance. Le modèle N3 montre une valeur de log-vraisemblance la plus élevée parmi les modèles à sept paramètres. Le test du ratio de vraisemblance indique une augmentation significative lorsque le modèle N3 est comparé au modèle N1 (p-value <0,0001). Pour les modèles à neuf paramètres, c'est le modèle N6 qui montre une valeur de log-vraisemblance la plus élevée. L'augmentation du nombre de paramètres de N6 en comparaison avec N3 améliore significativement le modèle (p-value <0,001). Finalement, le modèle N7 à 13 paramètres ne montre pas une amélioration significative en comparaison au modèle N6 (p-value = 0,59). En ce qui a trait aux concentrations de phosphore total, l'ajout de la dépendance du jour du calendrier n'améliore pas significativement les valeurs de log-vraisemblance en comparaison au modèle P1 (p-values plus élevées que 0,65). Le modèle P1 a donc été gardé.

Tableau 3.10: Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.

		Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V
Azote total	N1	Gamma	$[g_1(Q)]_1$	$[g_2(Q)]_2$	5	-654,9
	N2		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_2$	7	-599,1
	N3		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_2 \cdot [h_2(J)]_2$	7	-591,4
	N4		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_2 \cdot [h_2(J)]_3$	9	-591,2
	N5		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_2$	9	-587,5
	N6		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_2 \cdot [h_2(J)]_2$	9	-584,0
	N7		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_2 \cdot [h_2(J)]_3$	13	-581,5
Phosphore total	P1	Log-Normal	$[g_1(Q)]_1$	$[g_2(Q)]_1$	4	-1174,7
	P2		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_1$	6	-1170,4
	P3		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_1 \cdot [h_2(J)]_2$	6	-1170,7
	P4		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_1$	$[g_2(Q)]_1 \cdot [h_2(J)]_3$	8	-1166,9
	P5		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_1$	8	-1166,2
	P6		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_1 \cdot [h_2(J)]_2$	8	-1168,1
	P7		$[g_1(Q)]_1 \cdot [h_1(J)]_2$	$[g_2(Q)]_1 \cdot [h_2(J)]_3$	12	-1160,5

La Figure 3.16 présente les distributions de probabilité cumulées des concentrations en N-total observées par rapport à celles obtenues à l'aide des modèles N1, N3 et N6. Le modèle N6 a été choisi car il estime mieux les concentrations extrêmes que les deux autres modèles. Les valeurs des paramètres obtenus avec les deux modèles retenus sont présentées au Tableau 3.11.

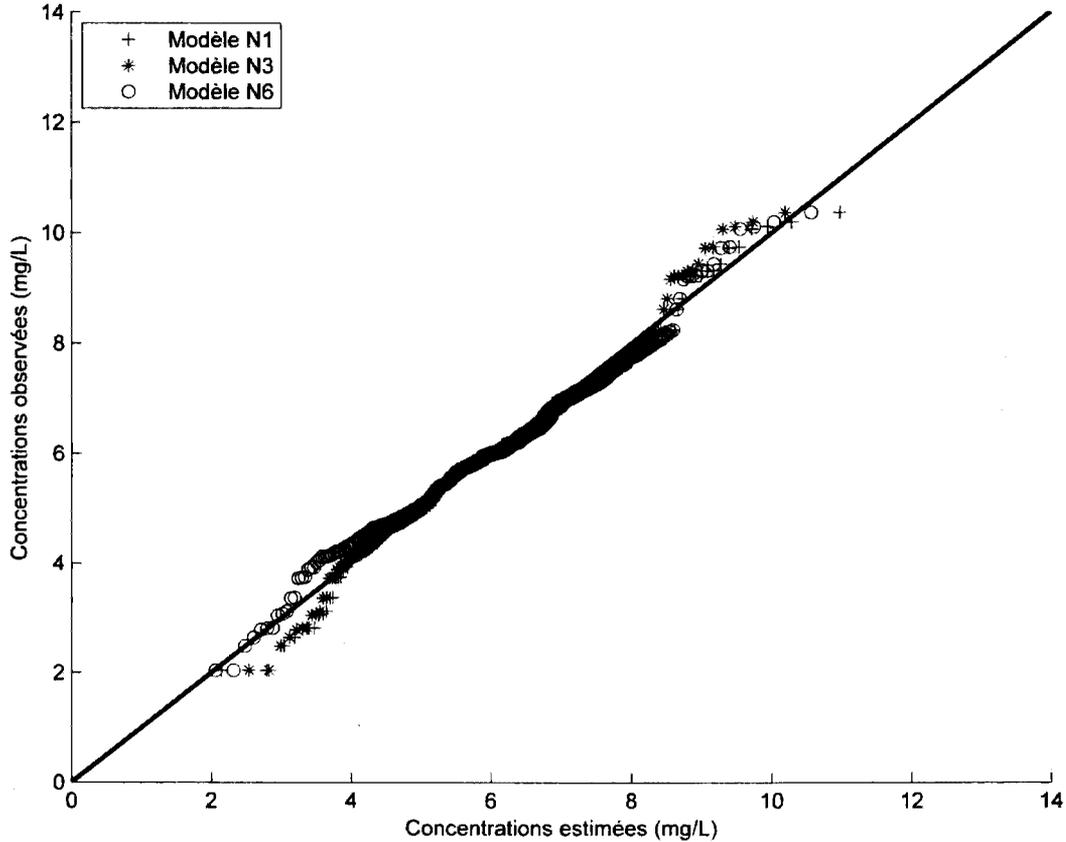


Figure 3.16: Fonction de densité cumulée empirique des données observées par rapport aux fonctions de densité cumulée des distributions théoriques des concentrations de N-total pour les modèles N1, N3 et N6.

La Figure 3.17 présente les résidus normalisés du modèle N6 en fonction du jour du calendrier. Les résidus sont maintenant bien distribués avec ce modèle. Les concentrations en azote total sont donc représentées suivant une loi Gamma avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q, J) = a \cdot (1 + bQ^c) \cdot \left(1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right) \right) \quad (3.1)$$

$$CV(n|Q, J) = (k + fQ) \cdot \left(\frac{1}{1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right)} \right) \quad (3.2)$$

Les concentrations en phosphore total suivent quant à elles une distribution log-normale avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q,r) = a \cdot (1 + bQ^c) \tag{3.3}$$

$$CV(n|Q,r) = k \tag{3.4}$$

Tableau 3.11: Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P1.

Modèle	a	b	c	k	f	d1	e1	d2	e2
Azote: N6	0,15	35,77	-0,02	-0,28	-0,24	-0,06	5,62E-02	0,21	1,25E-04
Phosphore: P1	5,22	0,11	5,60E-01	1,03					

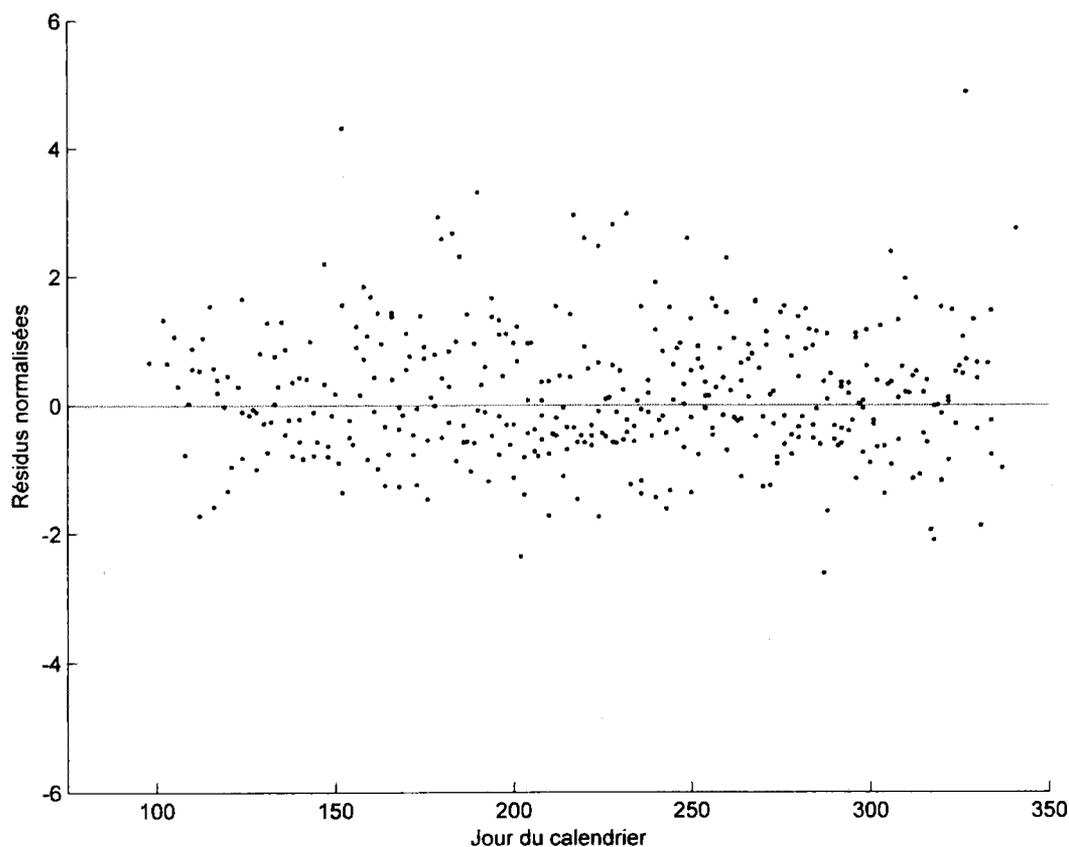


Figure 3.17: Résidus normalisés des concentrations de N-total pour le modèle N6 en fonction du jour du calendrier.

L'incertitude des paramètres des distributions statistiques a été obtenue par la méthode du *bootstrap* paramétrique (Efron & Tibshirani, 1993). Les paramètres obtenus (Tableau 3.11) ont été utilisés pour générer aléatoirement des nouvelles séries de concentrations, en utilisant les covariables Q et J . Ces nouvelles séries de concentrations ont permis de générer des nouvelles séries de paramètres par la méthode du maximum de vraisemblance. En tout, 10 000 séries de paramètres ont été générées; l'impact de l'incertitude des paramètres peut alors être inclus dans l'estimation des charges totales.

3.2.3 Indépendance des données

La méthode présentée ci-haut, permettant d'estimer les charges en nutriments et en sédiments, est basée sur l'hypothèse que les données de concentrations sont indépendantes l'une de l'autre. Les données disponibles de concentrations proviennent d'échantillons composites tous les trois et quatre jours alors que les données de débit sont disponibles quotidiennement. Les débits associés aux concentrations sont les valeurs moyennes pour les jours où les échantillons ont été composés. La taille des échantillons est de 429 pour les concentrations de N-total et 414 pour les concentrations de P-total. Les produits des résidus normalisés successifs ($Z_i \cdot Z_{i+1}$) sont présentés aux Figures 3.18 et 3.19. Les données sont distribuées symétriquement autour de zéro; l'indépendance des données peut donc être considérée pour les échantillons composites aux trois et quatre jours.

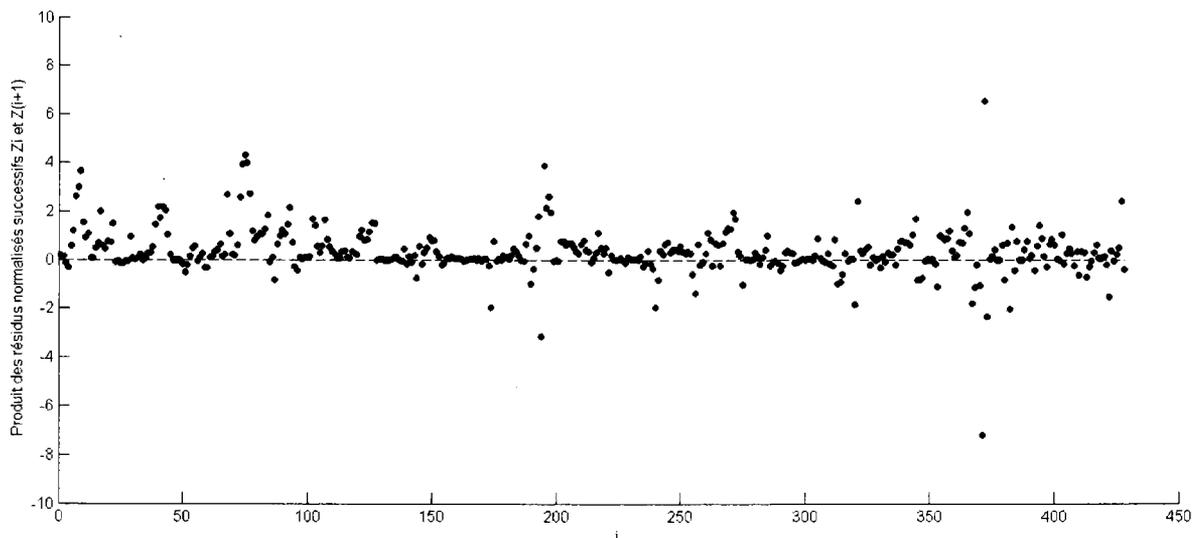


Figure 3.18: Valeurs du produit des résidus ($Z_i \cdot Z_{i+1}$) du modèle N6 représentant les concentrations de N-total.

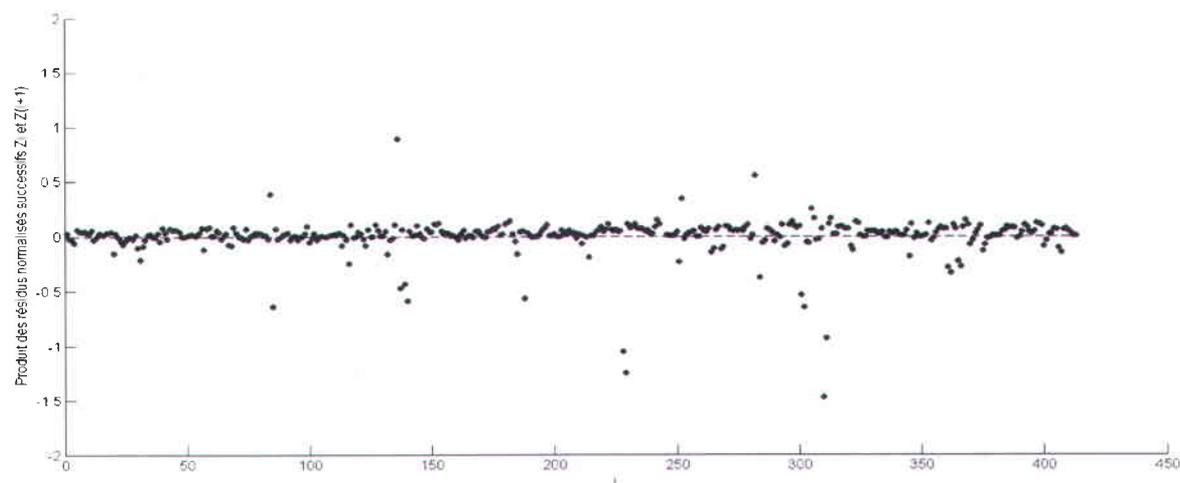


Figure 3.19 : Valeurs du produit des résidus ($Z_i \cdot Z_{i+1}$) du modèle P1 représentant les concentrations de P-total.

3.2.4 Calcul des charges

Les charges totales du printemps à l'automne de chaque année ont été estimées en utilisant les modèles retenus et les débits journaliers. La procédure suivante a permis de générer ces charges pour la période d'avril à novembre de chaque année (2005 à 2012) :

- (1) Chaque débit journalier est sélectionné aléatoirement à partir d'une distribution de 10 000 séries de valeurs (voir section 2.3.5);
- (2) Un ensemble de paramètres du modèle sélectionné est choisi aléatoirement à travers 10 000 valeurs de paramètres générées par le *bootstrap* paramétrique;
- (3) Les concentrations journalières sont générées aléatoirement à l'aide du modèle retenu (N6 et P1 pour le N-total et le P-total respectivement) avec l'ensemble de paramètres sélectionnés, les débits journaliers obtenus et les valeurs journalières du jour du calendrier;
- (4) Les concentrations journalières obtenues sont multipliées par les débits journaliers associés pour obtenir les charges journalières et pour calculer ensuite la charge totale pour la période de l'année à l'étude;
- (5) Les étapes 1 à 5 sont répétées 10 000 fois et l'on obtient une distribution des charges annuelles.

Les Figures 3.20 et 3.21 présentent les *box plots* des charges de N-total et de P-total estimées à l'exutoire du bassin d'intervention. Les résultats obtenus pour les autres formes de contaminants sont présentés à l'ANNEXE G. Les valeurs médianes des charges totales (kg), des charges par hectare agricole drainé

(kg/ha agr.) et des concentrations pondérées par les débits (*Flow Weighted Mean Concentrations*) (charge totale / volume d'eau écoulé, mg/L) sont présentées aux Tableaux 3.12, 3.13 et 3.14 respectivement.

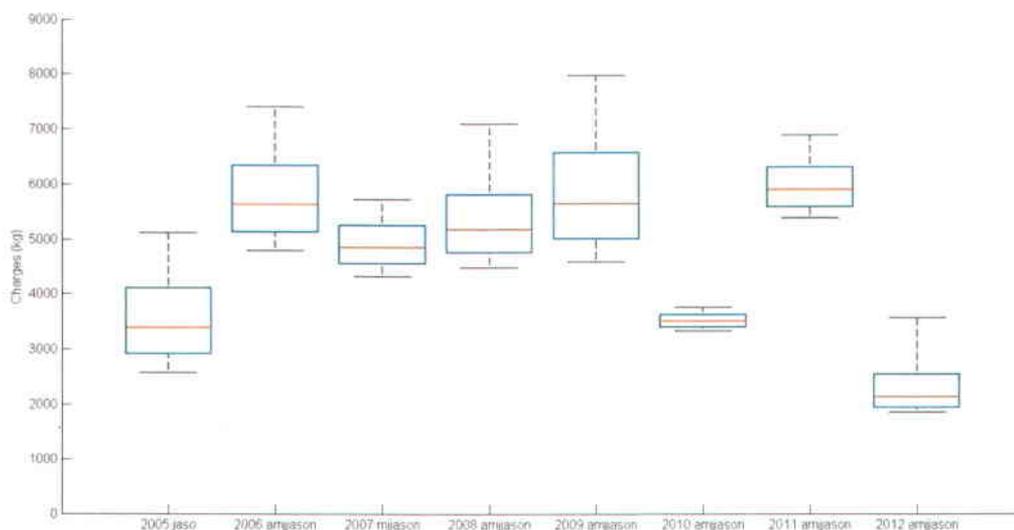


Figure 3.20: *Box plots* des charges totales en N-total (kg) de 2005 à 2012 à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25^e percentile, la médiane et le 75^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10^e et 90^e percentiles. Les lettres inscrites après l'année représentent la première lettre des mois où s'échelonne le calcul des charges.

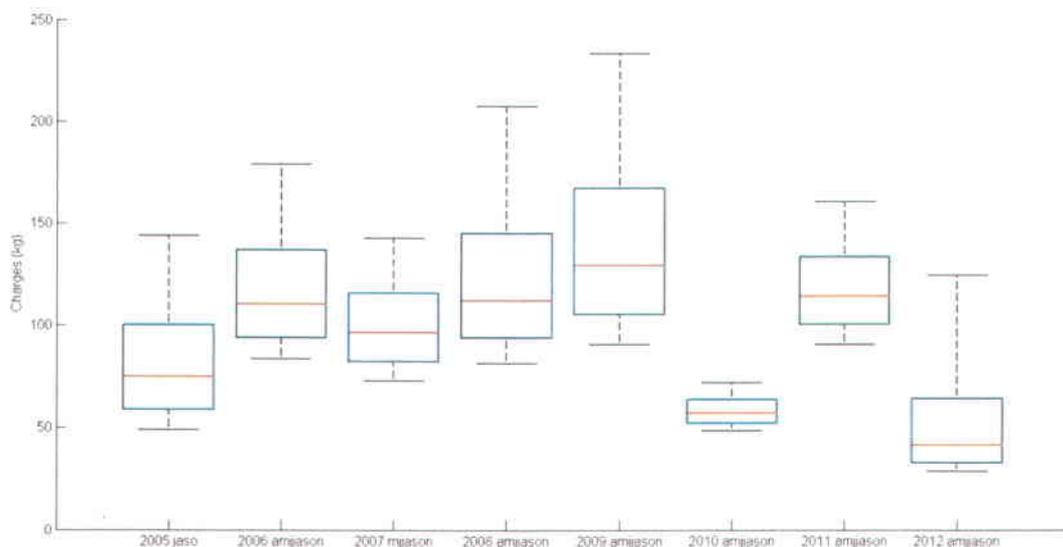


Figure 3.21: *Box plots* des charges totales en P-total (kg) de 2005 à 2012 à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25^e percentile, la médiane et le 75^e percentile des charges, les deux lignes aux extrémités représentent les 10^e et 90^e percentiles. Les lettres inscrites après l'année représentent la première lettre des mois où s'échelonne le calcul des charges.

Tableau 3.12 : Médiane des charges totales (kg) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.

Année	Exutoire								Branche 14								Branche 15							
	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES
kg																								
2005 (JASO)	3388	19	2493	47	75	47	33	19453																
2006 (AMJJASON)	5630	32	4257	83	110	75	47	30803																
2007 (AMJJASON)	4852	29	3758	79	96	65	40	26997																
2008(MJJASON)	5176	34	3961	84	112	76	48	31247																
2009 (AMJJASON)	5649	34	4142	82	129	49	59	34436	3292	14	3410	58	76	25	27	13832	1283	11	420	19	47	27	71	5972
2010 (AMJJASON)	3509	23	2741	58	57	45	21	17051	2624	10	1133	43	57	24	23	10337	857	5	464	22	23	12	12	4676
2011 (AMJJASON)	5890				114	81	46	33322	2748				49	28	26	14990	2921				76	42	54	13748
2012 (AMJJASON)	2128				41	31	16	11405	1705				31	24	21	7757	947				25	14	24	4273

Tableau 3.13: Médiane des charges totales par hectare agricole drainé (kg/ha agr) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.

Année	Exutoire								Branche 14								Branche 15							
	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES
kg /ha agr.																								
2005 (JASO)	21,3	0,1	15,7	0,3	0,5	0,3	0,2	122																
2006 (AMJJASON)	35,3	0,2	26,7	0,5	0,7	0,5	0,3	193																
2007 (AMJJASON)	30,5	0,2	23,6	0,5	0,6	0,4	0,3	169																
2008(MJJASON)	29,8	0,2	22,8	0,5	0,6	0,4	0,3	180																
2009 (AMJJASON)	32,5	0,2	23,9	0,5	0,7	0,3	0,3	198	31	0,1	32,2	0,5	0,7	0,2	0,3	131	29	0,2	9,6	0,4	1,1	0,6	1,6	136
2010 (AMJJASON)	20,2	0,1	15,8	0,3	0,3	0,3	0,1	98	25	0,1	10,7	0,4	0,5	0,2	0,2	98	20	0,1	10,6	0,5	0,5	0,3	0,3	107
2011 (AMJJASON)	33,9				0,7	0,5	0,3	192	26				0,5	0,3	0,3	142	67				1,7	1,0	1,2	313
2012 (AMJJASON)	12,3				0,2	0,2	0,1	66	16				0,3	0,2	0,2	73	22				0,6	0,3	0,5	97

Tableau 3.14: Médiane des *Flow Weighted Mean Concentrations* (Charge totale / volume d'eau écoulé (mg/L)) pour chaque année à l'exutoire et sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention.

Année	Exutoire								Branche 14								Branche 15								
	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	N-total	NO ₂	NO ₃	NH ₄	P-total	P part.	P. diss.	MES	
	mg/L																								
2005 (JASO)	5,5	0,03	4,01	0,07	0,12	0,08	0,05	31,2																	
2006 (AMJJASON)	5,7	0,03	4,34	0,08	0,11	0,08	0,05	31,5																	
2007 (AMJJASON)	5,9	0,04	4,54	0,10	0,12	0,08	0,05	32,7																	
2008 (MJJASON)	5,4	0,04	4,12	0,09	0,12	0,08	0,05	32,3																	
2009 (AMJJASON)	5,3	0,03	3,91	0,08	0,12	0,08	0,06	32,5	6,8	0,03	11,40	0,12	0,16	0,08	0,08	28,4	9,0	0,08	2,95	0,13	0,33	0,19	0,50	43,4	
2010 (AMJJASON)	6,0	0,04	4,66	0,10	0,10	0,08	0,04	29,0	6,1	0,02	4,07	0,10	0,13	0,08	0,08	24,0	6,4	0,04	3,45	0,17	0,17	0,09	0,09	34,5	
2011 (AMJJASON)	5,7				0,11	0,08	0,04	32,1	5,4				0,10	0,05	0,05	29,5	6,9				0,18	0,10	0,13	32,4	
2012 (AMJJASON)	5,0				0,10	0,07	0,04	26,7	6,2				0,11	0,09	0,08	28,2	9,5				0,25	0,14	0,23	41,8	

Les mêmes calculs ont été effectués sur les données obtenues sur les branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention. Les charges totales cumulées aux trois stations d'échantillonnage ont été calculées pour les années 2009, 2010, 2011 et 2012 afin de visualiser l'évolution des charges totales journalières. Comme l'on peut s'y attendre, ce sont les charges journalières très élevées qui augmentent considérablement la charge totale annuelle. En effet, le calcul d'indices $C_{2\%}$ estimant la proportion de la charge totale écoulée provenant des charges journalières les plus élevées montre qu'entre 17 % et 35 % de la charge totale de N-total écoulée provient des charges journalières les plus élevées (98^e percentile). Ces proportions augmentent considérablement pour le P-total, se situant entre 25 % et 57 % de la charge totale. Les charges cumulées de N-total et de P-total sont présentées aux figures ci-dessous. Chaque valeur représente la médiane de la charge journalière qui est disponible aux trois stations d'échantillonnage. Comme il a été mentionné à la section 3.1.2, les débits en 2010 obtenus à la branche 14 présentent un signal différent des deux autres stations avec peu de variabilité entre la fin juin et la fin octobre et un saut important au début septembre. Cet effet est aussi apparent au niveau des charges journalières cumulées, particulièrement pour le P-total. Globalement, les courbes suivent le même signal et, en se basant sur les charges totales pour chaque année, les charges des branches 14 et 15 représentent bien, en général, la charge totale s'écoulant à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. Notons cependant que les graphiques générés ci-dessous ne sont pas représentatifs de la charge totale annuelle, car ce sont les valeurs médianes des charges journalières qui sont utilisées; ce sont donc des approximations des charges obtenues en sommant les médianes journalières.

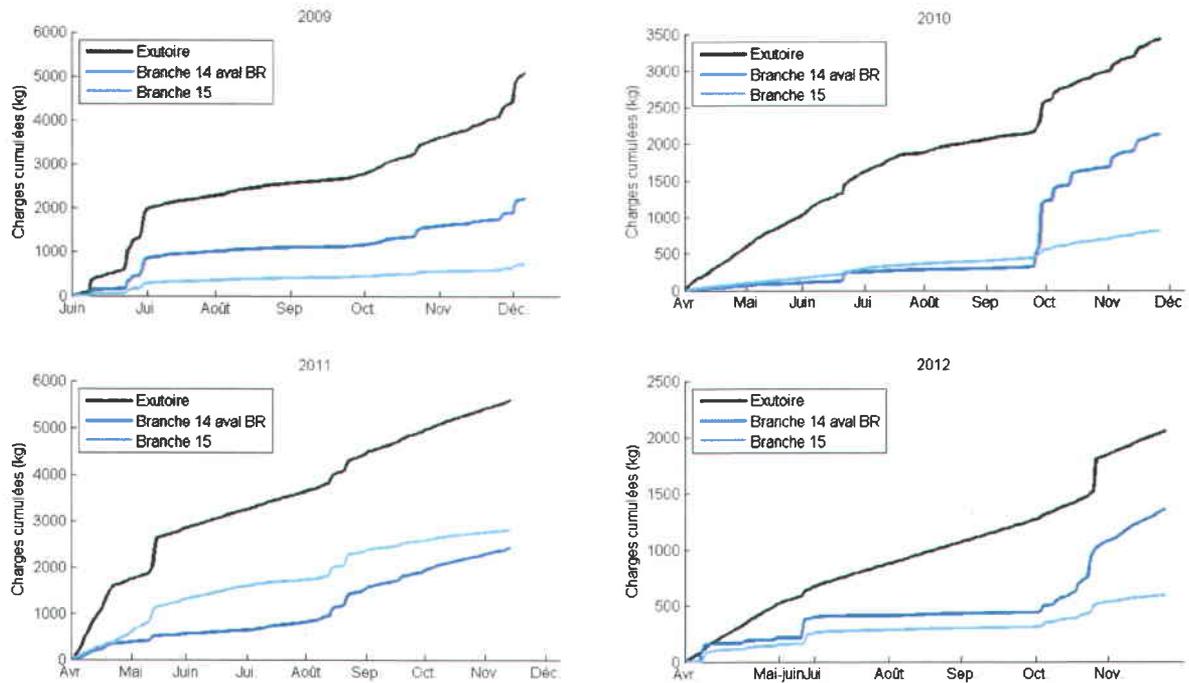


Figure 3.22 : Valeurs médianes des charges journalières cumulées de N-total obtenues à l'exutoire et aux branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention pour 2009 à 2012.

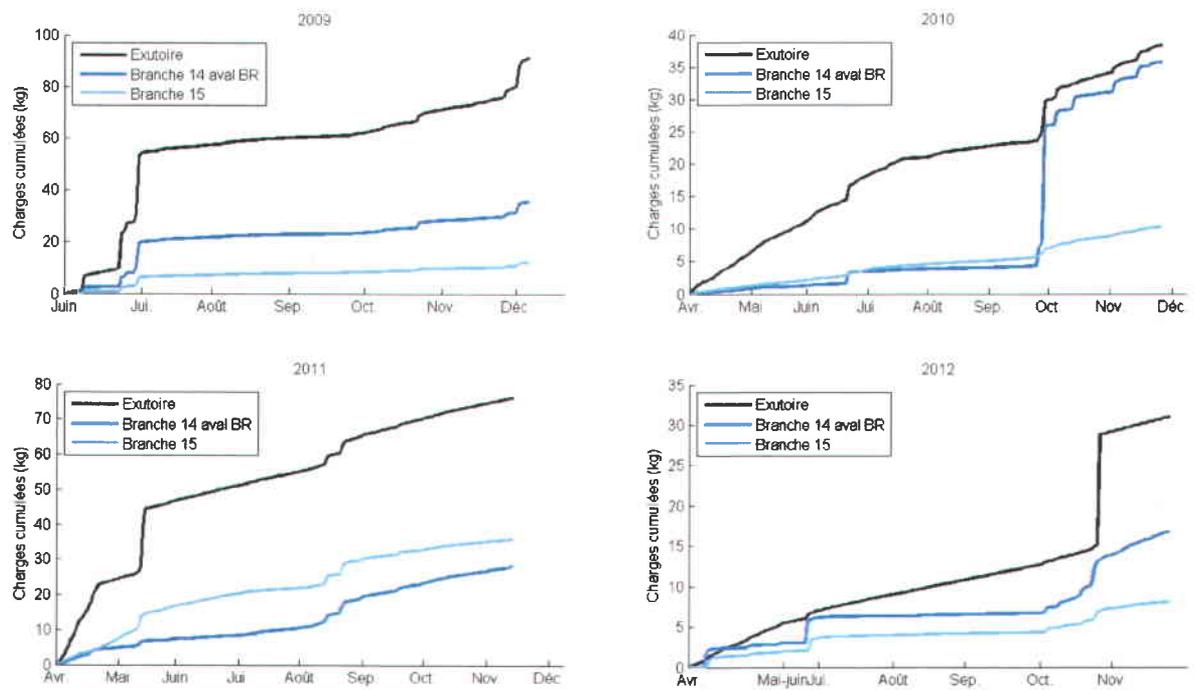


Figure 3.23 : Valeurs médianes des charges journalières cumulées de P-total obtenues à l'exutoire et aux branches 14 et 15 du micro-bassin d'intervention pour 2009 à 2012.

Les Figures 3.24 et 3.25 présentent les valeurs médianes de même que les 10^e et 90^e percentiles des débits journaliers, des concentrations journalières et des charges journalières de l'année 2006 du N-total et du P-total respectivement. Les figures présentant les autres années d'études sont présentées à l'ANNEXE I. Notons que les concentrations de N-total diminuent lorsque le débit augmente à l'inverse des concentrations de P-total qui suivent la même tendance que l'écoulement. Le P-total est donc lié à l'écoulement de surface, alors que le N-total montre des apports de charges presque constants et indépendants de l'écoulement de surface. Cela est discuté plus en détail à la section 3.5.3.

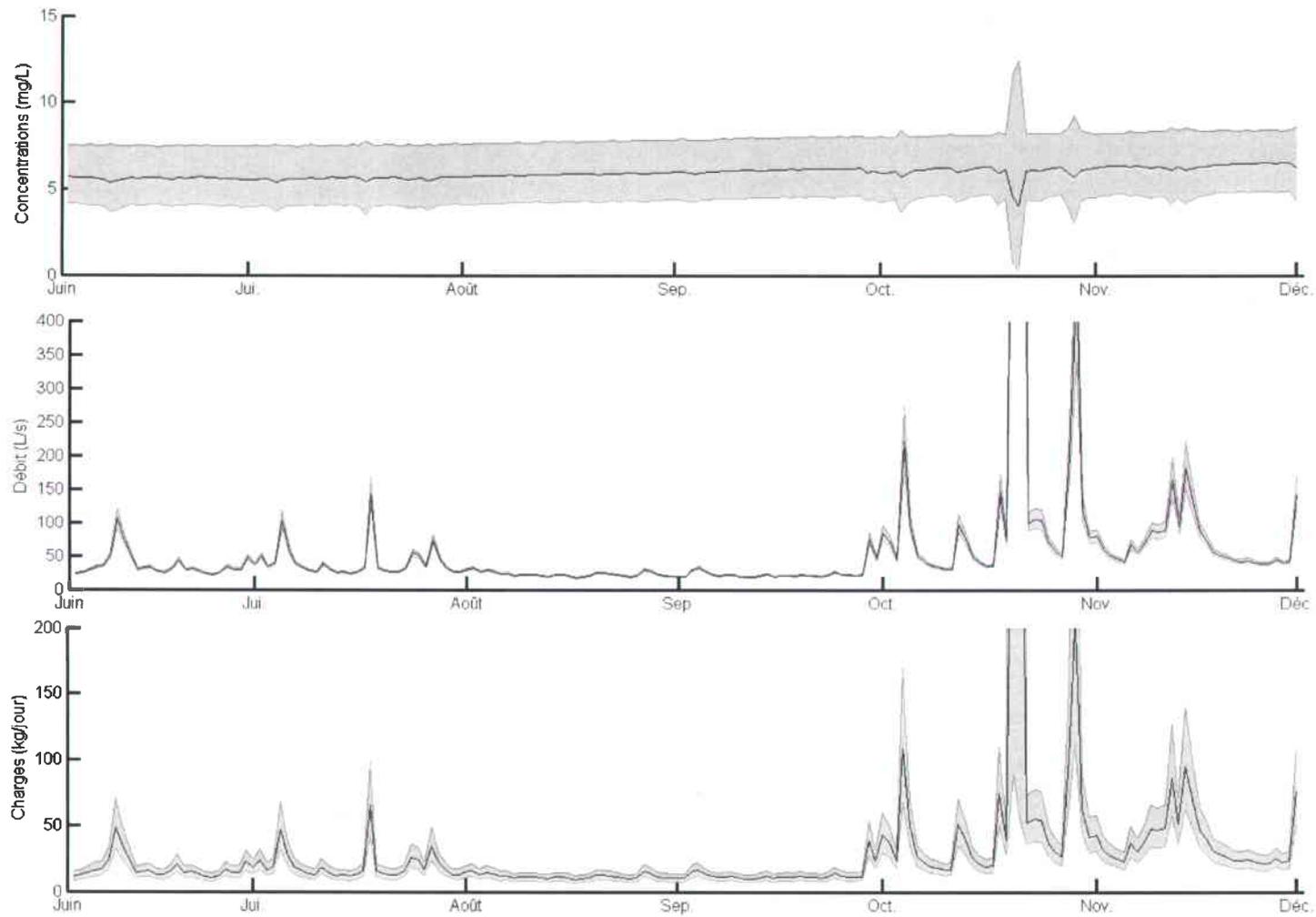


Figure 3.24 : Concentrations journalières (mg/L) (figure du haut), débits journaliers (L/s) (figure du centre) et charges journalières (kg/jour) (figure du bas) de N-total obtenues en 2006. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles. Coupure de l'axe des y des débits à 400 L/s et des charges à 200 kg/jour.

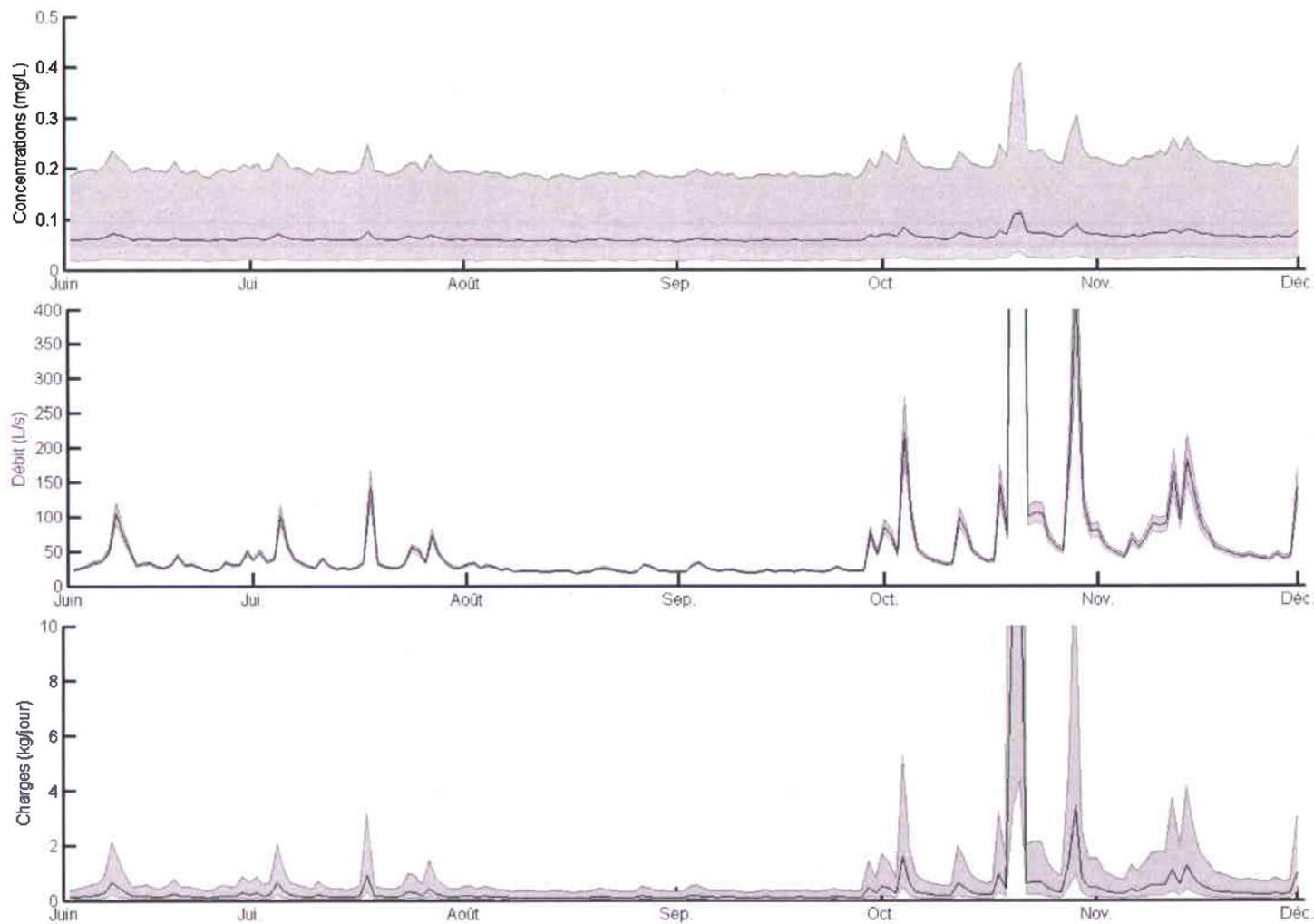


Figure 3.25 : Concentrations journalières (mg/L) (figure du haut), débits journaliers (L/s) (figure du centre) et charges journalières (kg/jour) (figure du bas) de P-total obtenues en 2006. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles. Coupure de l'axe des y des débits à 400 L/s et des charges à 10 kg/jour.

3.3 Bilans des nutriments à la surface du sol

Les bilans des nutriments à la surface du sol sont disponibles par champ agricole sur le micro-bassin versant d'intervention. Ils ont été calculés selon la superficie drainée à l'exutoire du bassin de même qu'aux branches 14 et 15. Les bilans annuels du micro-bassin d'intervention sont présentés au Tableau 3.15 sous forme de bilan total (kg), de bilan par rapport à la superficie drainée (kg/ha) et de bilan par rapport à la superficie agricole drainée (kg/ha agr.). Les bilans ont aussi été calculés selon la superficie drainée aux stations d'échantillonnage des branches 14 et 15 de même qu'à l'exutoire de la branche 14 (voir ANNEXE J).

Tableau 3.15: Bilans des nutriments (kg) de N-total et de P-total à l'exutoire. Les espaces blancs signifient que l'information n'est pas disponible.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
N-total	Importé (kg)	19043	20725	24734	27087	25955	32742	26157	30720	
	Exporté (kg)	14361	18568	19238	17929	13607	14952	16890	18975	
	Bilan (kg)	4682	2158	5496	9158	12348	17790	9267	11745	-1953
	Bilan (kg/ha agr.)	29	14	34	57	71	102	53	68	-11
	Bilan (kg/ha)	20	9	23	39	52	75	39	50	-8
P2O5	Importé (kg)	10012	10090	12066	12850	11906	14510	12859	13559	
	Exporté (kg)	4450	5742	6211	6341	4020	5027	5500	6137	
	Bilan (kg)	5562	4348	5855	6509	7886	9483	7358	7422	3658
	Bilan (kg/ha agr.)	35	27	37	41	45	55	42	43	21
	Bilan (kg/ha)	24	18	25	28	33	40	31	31	15
P-total	Importé (kg)	4369	4403	5266	5608	5196	6332	5612	5917	
	Exporté (kg)	1942	2506	2710	2767	1754	2194	2400	2678	
	Bilan (kg)	2427	1898	2555	2840	3441	4138	3211	3239	1596
	Bilan (kg/ha agr.)	15	12	16	18	20	24	18	19	9
	Bilan (kg/ha)	10	8	11	12	15	18	14	14	7
Superficie agricole (ha agr.)	159	159	159	159	174	174	174	174	174	
Superficie totale (ha)	236	236	236	236	236	236	236	236	236	
Culture pérenne (% superficie)	31	40	45	36	31	30	28	30	30	
Culture annuelle (% superficie)	69	60	55	64	69	70	72	70	70	

Les bilans totaux (kg) sont évalués en soustrayant les charges importées au champ et les charges exportées par la culture. Les charges de P-total sont obtenues à partir des charges en P_2O_5 . Notons que l'année 2012 présente un bilan négatif de N-total. Les rotations des cultures qui se produisent sur le bassin d'intervention ont fait en sorte que l'année 2012 a présenté la plus forte production de soja (*Glycine max*) comparativement aux années 2005 à 2011. Bien que le prélèvement en azote soit très élevé, il n'y a pas ou très peu d'application d'azote sur la culture de soja (*Glycine max*). En effet, jusqu'à 75 % des besoins en azote de la culture de soja (*Glycine max*) sont comblés par l'azote atmosphérique fixé par la plante (Bohner, 2013). Il y a donc peu de charges importées et une grande quantité de charges exportée, d'où le bilan négatif. Les bilans varient beaucoup d'une année à l'autre; ils ajoutent ainsi une information cruciale aux valeurs de charges totales obtenues pour chaque année. On remarque des valeurs très élevées à partir de 2007 jusqu'à 2011 et la valeur la plus élevée en 2009 avec 17790 kg N et 4138 kg P. Les bilans des nutriments sont utilisés dans la section 3.4.3 comme ratio avec les charges disponibles annuellement.

3.4 Évaluation de l'impact des bandes riveraines

3.4.1 Comparaison des bassins versants jumelés

Les résultats obtenus dans cette section sont présentés à titre indicatif. Une régression en fonction du temps sur la différence entre les concentrations de N-total et de P-total sur le micro-bassin d'intervention et les concentrations sur le micro-bassin témoin a été calculée. Les concentrations de N-total et de P-total ont été utilisées pour cette partie. Rappelons que les méthodes présentées ci-dessous (section 3.4.1) ne peuvent être considérées dans l'analyse des résultats puisque la comparaison entre les deux micro-bassins versants est compromise suite à une étude (Lamontagne *et al.*, 2010) révélant des différences pédologiques marquées entre les deux micro-bassins versants.

Les données de qualité de l'eau disponibles sur le bassin témoin sont de 2005 à 2010 uniquement. Aucune tendance saisonnière n'a été détectée; les composantes saisonnières ont donc été retirées. Le modèle régressif utilisé a donc deux parties : une composante linéaire et une composante résiduelle autorégressive de premier ordre.

$$C_{diff}(t) = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2(\beta_0 + \beta_1 X(t-1) - C_{diff}(t-1)) \quad (3.5)$$

Où t est la séquence de temps et β_0, β_1 et β_2 les paramètres de la régression. Les résultats sont

présentés aux Figures 3.26 et 3.27. Aucune tendance significative dans le temps n'a été révélée ($p=0,922$ pour N-total et $p=0,162$ pour P-total). Les résultats des régressions sont présentés à l'ANNEXE K.

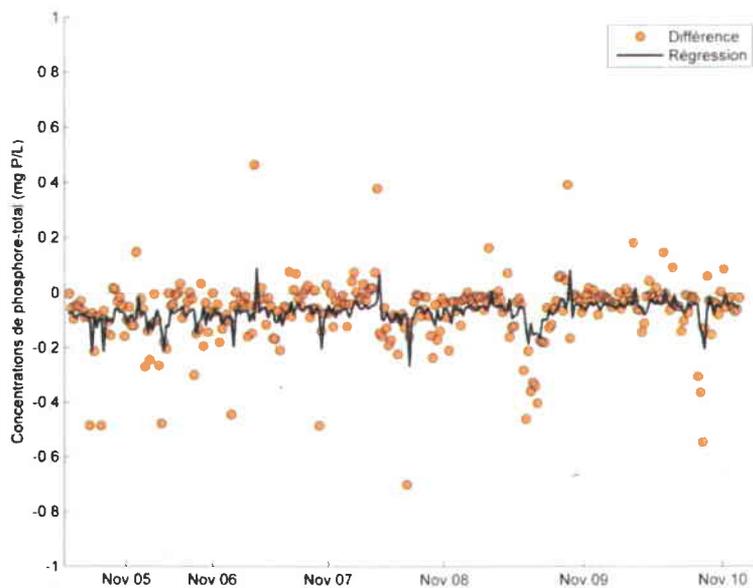


Figure 3.26 : Différence entre les concentrations moyennes journalières de P-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention et celles du micro-bassin témoin pour la période 2005-2010.

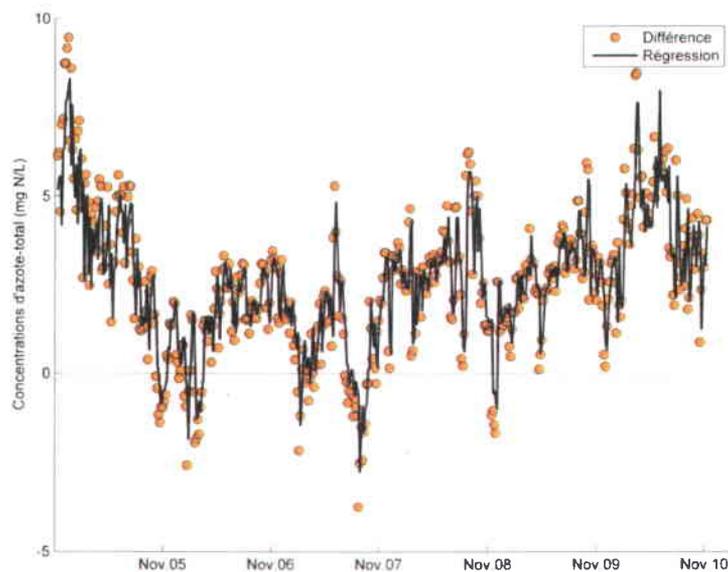


Figure 3.27 : Différence entre les concentrations moyennes journalières N-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention et celles du micro-bassin témoin pour la période 2005-2010.

Les concentrations obtenues à l'exutoire du micro-bassin d'intervention ont ensuite été comparées à celles obtenues à l'exutoire du micro-bassin témoin selon qu'elles proviennent de la période de calibration ou de la période de traitement (voir Figures 3.28 et 3.29). La méthode utilisée est décrite dans la section 2.6.1 à la page 43. Les résultats des régressions sont présentés à l'ANNEXE K. Le P-total n'a montré aucun changement significatif. Quant au N-total, il montre une diminution significative des concentrations sur le bassin d'intervention comparativement au bassin témoin ($\beta_2 = -0,3$, $p < 0,001$). Cette réduction est moins grande cependant à des concentrations élevées ($\beta_3 = 0,33$, $p < 0,001$). Notons cependant que la régression obtenue avec les concentrations de N-total en période de calibration sur le micro-bassin d'intervention par rapport au témoin montre une pente négative, ce qui s'explique aisément par la différence pédologique entre les deux micro-bassins. Les sols du micro-bassin d'intervention, caractérisés par une texture plus grossière et une perméabilité plus élevée que les sols du micro-bassin témoin, possèdent donc un potentiel de lessivage de l'azote plus élevé. De plus, les concentrations en N-total sur le micro-bassin d'intervention sont, en général, 3 fois plus élevées, à l'inverse du P-total qui est, en général, 2 fois moins élevé. De plus, les sols du micro-bassin d'intervention, à prédominance podzolique, possèdent une capacité de sorption du phosphore plus élevée que sur le micro-bassin témoin. Les risques de ruissellement entraînant des flux de phosphore vers le cours d'eau sont donc plus élevés. Les différences marquées entre les deux bassins versants sont donc apparentes à ce niveau; ainsi, les résultats sont présentés à titre indicatif seulement.

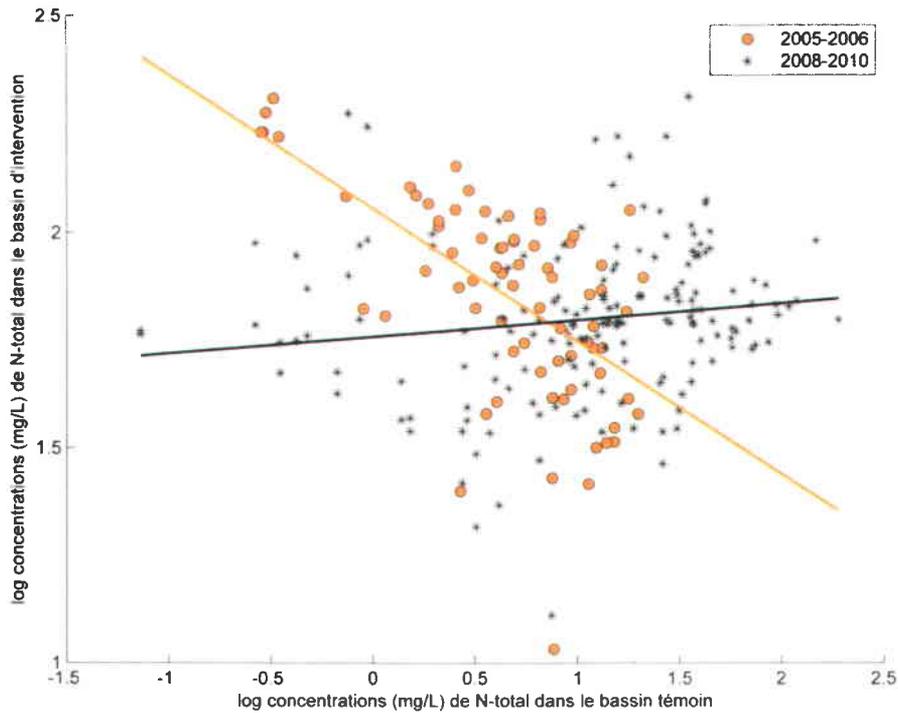


Figure 3.28 : Concentrations-log de N-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention vs micro-bassin témoin durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (2005 à 2006, points en orange) et la période après l'implantation des bandes riveraines (2008 à 2010, astérisques en noir).

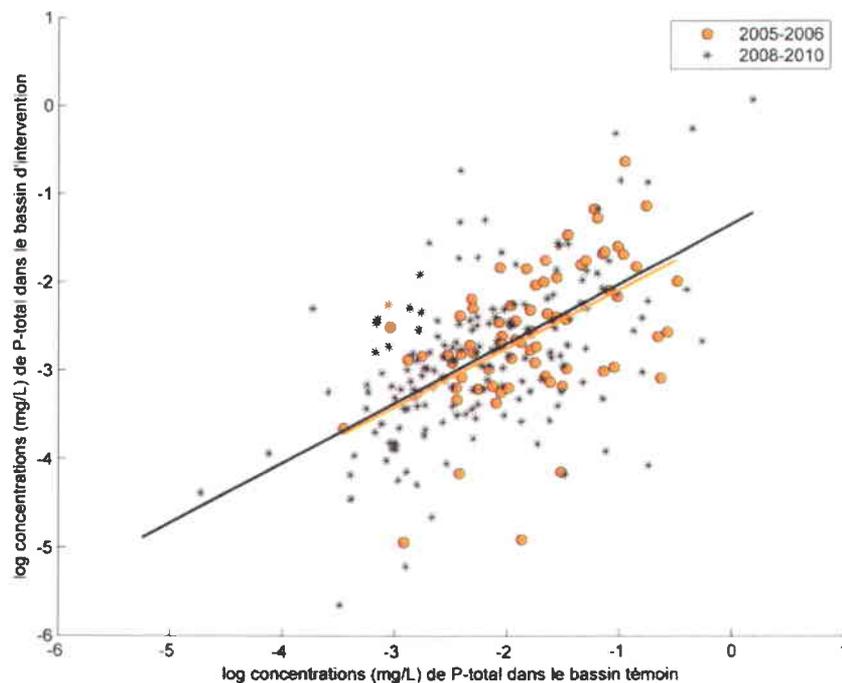


Figure 3.29 : Concentrations-log de P-total (mg/L) du micro-bassin d'intervention vs micro-bassin témoin durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (2005 à 2006, points en orange) et la période après l'implantation des bandes riveraines (2008 à 2010, astérisques en noir).

3.4.2 Comparaison avant et après l'implantation des bandes riveraines

Les concentrations des contaminants mesurées à l'exutoire du bassin d'intervention ont été comparées selon qu'elles proviennent de la période avant l'implantation des bandes riveraines (2005-2006) ou la période après leur implantation (2008-2010). Les figures *boxplots* des concentrations de N-total et de P-total sont d'abord présentées aux Figures 3.30 et 3.31. On remarque que les concentrations de P-total montrent une distribution plus asymétrique avec plus de valeurs extrêmes que les concentrations de N-total.

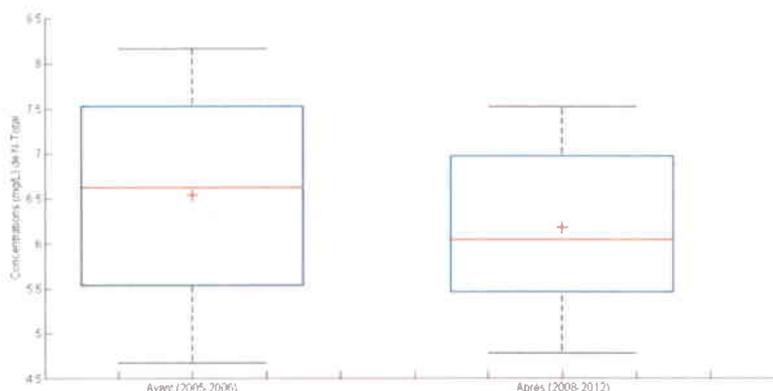


Figure 3.30 : *Boxplots* des concentrations de N-total (mg/L) durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (à gauche) et la période après (à droite) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25^e percentile, la médiane et le 75^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10^e et 90^e percentiles. Le symbole «+» représente la moyenne.

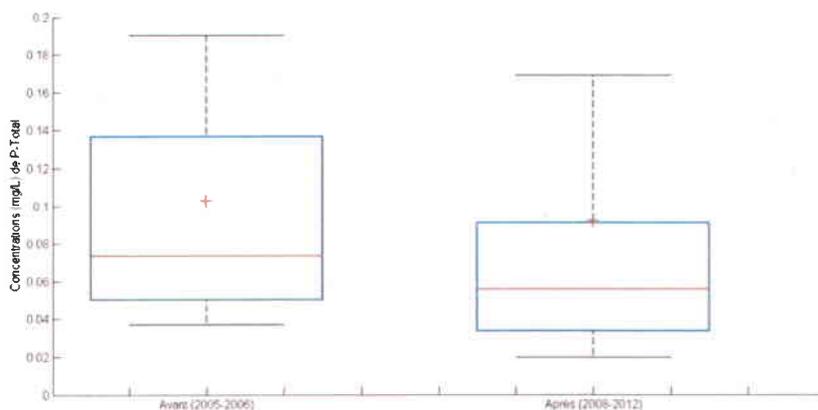


Figure 3.31 : *Boxplots* des concentrations de P-total (mg/L) durant la période avant l'implantation des bandes riveraines (à gauche) et la période après (à droite) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention; les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25^e percentile, la médiane et le 75^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10^e et 90^e percentiles. Le symbole «+» représente la moyenne.

La méthode du *bootstrap* non paramétrique est favorisée dans la comparaison des concentrations et des charges en période avant et après l'implantation des bandes riveraines. Les raisons favorisant cette méthode proviennent du fait que les concentrations de P-total, P-dissous et P-particulaire présentent plusieurs valeurs extrêmes et une distribution très asymétrique. L'hypothèse d'homoscédasticité n'est pas respectée non plus pour ces contaminants. Puisque seules les concentrations de N-total, NO₂, NO₃, et NH₄ respectent l'hypothèse d'homoscédasticité des échantillons, les tests comparant les concentrations et les charges avant/après l'implantation des bandes riveraines ont tout de même été effectués sur les transformations-log, mais les résultats ne sont pas présentés afin d'homogénéiser la méthode de calcul utilisée.

La Figure 3.32 présente un schéma simplifié de la méthode *bootstrap*. La statistique pour comparer les moyennes de deux échantillons est :

$$t_b^* = \frac{\hat{\theta}_b^* - \hat{\theta}}{\sqrt{\frac{\hat{\sigma}_{1b}^2}{n} + \frac{\hat{\sigma}_{2b}^2}{m}}} \quad (3.6)$$

Où $\hat{\theta}_b^*$ sont les différences entre les moyennes *bootstrap* \bar{X}_b^* et \bar{Y}_b^* , $\hat{\theta}$ est la différence observée des moyennes X et Y et $\hat{\sigma}_{1b}$ et $\hat{\sigma}_{2b}$ sont les écart-types des échantillons «*bootstrappés*» X_b^* et Y_b^* (voir ANNEXE L). Les Figures 3.33 et 3.34 présentent les répliques *bootstrap* obtenues dans le cas des concentrations de N-total et de P-total respectivement, à titre d'exemple de résultats obtenus avec cette méthode.

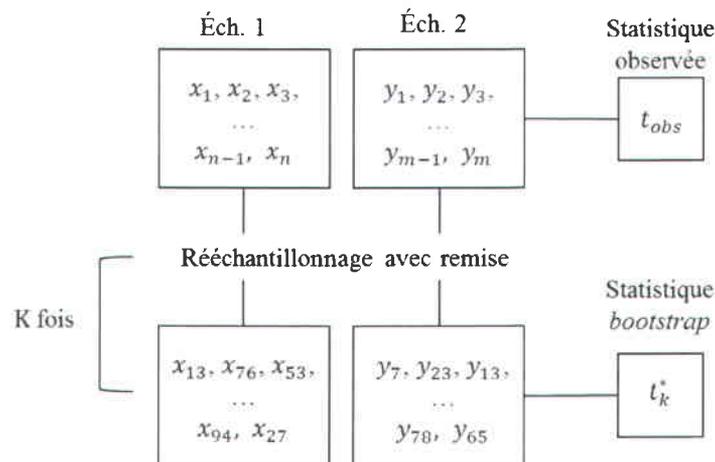


Figure 3.32: Représentation schématique de la méthode *bootstrap*.

Les valeurs de *p-value* obtenues par le test unilatéral sont présentées au Tableau 3.16. Les moyennes et les médianes des concentrations et des charges ont été comparées. Les résultats montrent que les concentrations et les charges de N-total et de NO₃ sont plus faibles après l'implantation des bandes riveraines. En ce qui concerne le NO₂ et le NH₄, on remarque une diminution au niveau des charges seulement. En ce qui a trait au phosphore, le P-total et le P-particulaire montrent une diminution de la médiane des concentrations et des charges après l'implantation des bandes riveraines. L'effet n'est pas apparent au niveau du P-dissous, où seuls les résultats comparant les moyennes des concentrations avant/ après montrent une diminution. Pour les sédiments en suspension, seule la médiane des charges a montré une diminution.

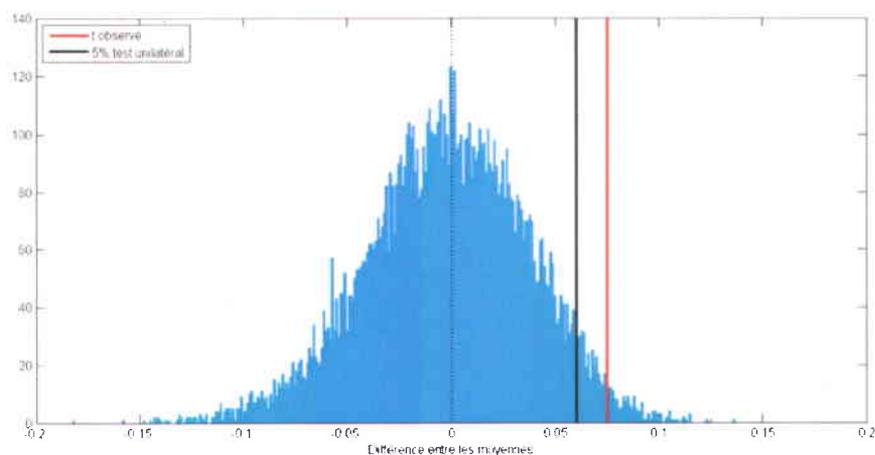


Figure 3.33 : Histogramme des réplications *bootstrap* des concentrations de N-total de la statistique t_b^* pour le test d'égalité des moyennes. La ligne rouge représente la valeur observée t_{obs} (voir ANNEXE L) et la ligne noire représente la valeur obtenue au seuil de 5 % du test unilatéral à droite.

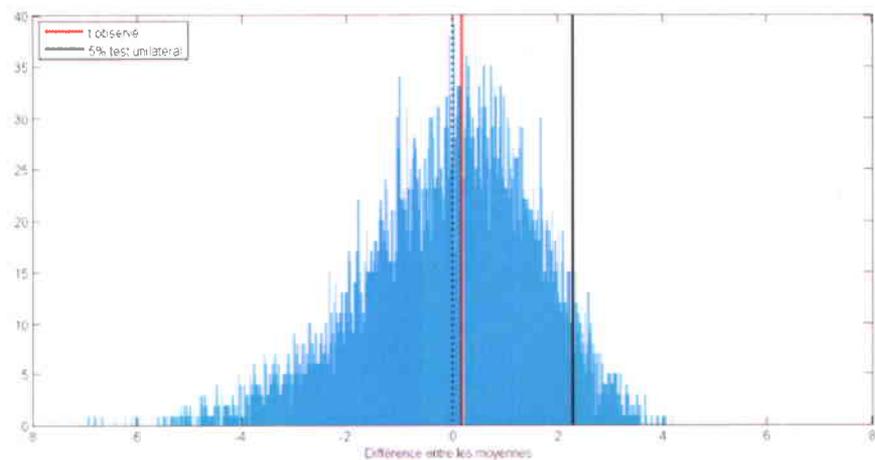


Figure 3.34 : Histogramme des réplications *bootstrap* des concentrations de P-total de la statistique t_b^* pour le test d'égalité des moyennes. La ligne rouge représente la valeur observée t_{obs} (voir ANNEXE L) et la ligne noire représente la valeur obtenue au seuil de 5 % du test unilatéral à droite.

Bien que les résultats montrent un effet des bandes riveraines, plusieurs variables peuvent jouer un rôle dans la variation des concentrations et des charges en nutriments / sédiments durant la période d'étude. Pour bien comprendre ce qui s'est passé, il faut regarder plus attentivement les précipitations des périodes à l'étude pour analyser les variations des charges et des concentrations. En général, les caractéristiques climatiques pour chaque période de temps doivent être considérées pour s'assurer que la diminution des charges n'est pas due à de faibles précipitations. L'ajout de ces caractéristiques climatiques aux résultats a été analysé plus en détails à la section 3.4.4. De même, les charges totales sont intrinsèquement liées aux charges d'engrais épandus durant la période de temps. Les bilans des nutriments sont intégrés au calcul des charges sous la forme d'un ratio des charges sur les bilans des nutriments; ces résultats sont présentés à la prochaine section (3.4.3).

Tableau 3.16: Résultats des comparaisons des moyennes et des médianes des concentrations / charges avant et après l'implantation des bandes riveraines avec la méthode du *bootstrap* non paramétrique. Les valeurs en gras représentent une diminution significative au seuil de 5 % après l'implantation des bandes riveraines. Le terme «05-11» signifie de 2005 à 2011.

		<i>P-value</i> (Unilatéral à droite)							
		N-total (05-11)	P-total	MES	NO ₂ (05-11)	NO ₃ (05-10)	NH ₄ (05-11)	P. part	P. dissous
Moyenne	Concentrations	0,02	0,47	0,84	0,80	< 0,001	0,63	0,56	0,002
	Charges	< 0,001	0,07	0,20	< 0,001	< 0,001	0,001	0,03	0,19
Médiane	Concentrations	< 0,001	0,01	0,06	0,17	< 0,001	0,25	< 0,001	0,09
	Charges	< 0,001	< 0,001	0,01	< 0,001	0,01	< 0,001	< 0,001	0,50

3.4.3 Ratios des charges par rapport aux bilans des nutriments à la surface du sol

Les valeurs médianes des ratios sont présentées au Tableau 3.17. Rappelons que les valeurs négatives des ratios en 2012 pour le N-total proviennent du bilan en N-total négatif. De plus, les résultats relatant des contaminants autres que le N-total et le P-total sont issus des bilans des nutriments de N-total et de P-total. Ainsi, les rapports entre les ratios pour ces contaminants sont valables, mais les valeurs brutes ne sont pas représentatives.

Les ratios (charges/bilans de la superficie agricole drainée (kg/ha agr. / kg /ha agr.)) à comparer sont ceux à l'exutoire de la branche 14 (Br.14) et ceux de la branche 14 en aval des bandes riveraines (Br.14 (Aval BR)). Afin de mieux comparer les valeurs, un rapport entre les deux ratios a été calculé pour obtenir le ratio des ratios. Ces valeurs sont présentées au Tableau 3.18

Tableau 3.17 : Valeurs médianes des ratios des charges/bilans de la superficie agricole drainée (kg/ha agr. / kg /ha agr.) aux trois stations d'échantillonnage, c'est-à-dire à l'exutoire du micro-bassin, à l'exutoire de la branche 15 et en aval d'une section de bande riveraine sur la branche 14. Les charges correspondant à l'exutoire de la branche 14 sont obtenues en soustrayant les charges à l'exutoire du micro-bassin et celles à l'exutoire de la branche 15.

Médiane des ratios Charges/Bilans des nutriments (kg/kg)				
	2009	2010	2011	2012
N-total				
Exutoire	0,32	0,38	0,50	-1,09
Br.15	0,29	0,37	0,99	-1,94
Br.14	0,32	0,38	0,33	-0,85
Br.14 (Aval BR)	0,30	0,46	0,38	-1,43
NO2				
Exutoire	0,002	0,002	0,003	
Br.15	0,001	0,002	0,006	
Br.14	0,002	0,002	0,003	
Br.14 (Aval BR)	0,001	0,002	0,002	
NO3				
Exutoire	0,25	0,30	0,38	
Br.15	0,22	0,29	0,76	
Br.14	0,25	0,30	0,26	
Br.14 (Aval BR)	0,13	0,17	0,30	

NH4				
Exutoire	0,006	0,007	0,010	
Br.15	0,003	0,007	0,019	
Br.14	0,006	0,008	0,007	
Br.14 (Aval BR)	0,007	0,010	0,011	
P-total				
Exutoire	0,03	0,02	0,04	0,03
Br.15	0,05	0,03	0,09	0,06
Br.14	0,03	0,01	0,02	0,02
Br.14 (Aval BR)	0,03	0,03	0,02	0,03
P-particulaire				
Exutoire	0,02	0,01	0,03	0,02
Br.15	0,01	0,01	0,04	0,02
Br.14	0,02	0,01	0,02	0,02
Br.14 (Aval BR)	0,01	0,01	0,01	0,02
P-dissous				
Exutoire	0,01	0,01	0,01	0,01
Br.15	0,01	0,01	0,02	0,02
Br.14	0,01	0,01	0,01	0,01
Br.14 (Aval BR)	0,02	0,03	0,01	0,01

Tableau 3.18 : Rapport entre les ratios charges/bilans (kg/ha agr. / kg /ha agr.) obtenus en aval de la bande riveraine et ceux obtenus à l'exutoire de la branche 14. Les valeurs en caractère gras représentent une diminution significative (au seuil de 95 %) des médianes journalières des ratios en aval de la bande riveraine par rapport à l'exutoire de la branche 14.

Rapport des médianes des ratios Charges/Bilans (kg/kg)				
	2009	2010	2011	2012
N-total	0,94	1,22	1,15	1,68
P-total	0,98	2,06	1,32	1,52
NO ₂	0,65	0,72	0,87	
NO ₃	0,51	0,56	1,16	
NH ₄	1,11	1,25	1,55	
P-particulaire	0,34	0,74	0,69	0,96
P-dissous	1,80	4,06	0,64	1,13

Le Tableau 3.18 présente les rapports entre le ratio obtenu en aval de la section de bande riveraine sur la branche 14 et le ratio obtenu à l'exutoire de la branche 14. Si l'effet des bandes riveraines est apparent, le rapport devrait être inférieur à 1. Ainsi, lorsque les ratios démontrent une diminution significative (seuil de 95 %), cela illustre des améliorations relatives du ratio en aval de la section de bande riveraine. Afin d'évaluer si une réduction est significative, la méthode *bootstrap* non paramétrique a été utilisée pour comparer les deux échantillons (ratios en aval des bandes riveraines versus à l'exutoire de la branche 14). Dans le Tableau 3.18, les valeurs en caractères gras signifient qu'il y a une réduction significative du ratio en aval de la bande riveraine par rapport au ratio à l'exutoire de la branche 14. Ces mêmes valeurs significatives ont été soustraites à 1 et multipliées par 100 afin de visualiser la réduction relative (%) des charges par rapport aux bilans des nutriments en aval de la section de bande riveraine. Ces valeurs sont présentées au Tableau 3.19. On remarque une réduction sur le N-total et le P-total en 2009. En ce qui a trait aux autres formes de contaminants, le NO₂ et le P-particulaire montrent une réduction significative pour 2009, 2010 et 2011 et le NO₃ une diminution pour 2009 et 2010. L'année 2009 est donc l'année où l'on retrouve le plus de contaminants présentant une réduction significative. Rappelons cependant que les résultats relatant des ratios des contaminants autres que le N-total et le P-total sont des estimations obtenues avec les bilans des nutriments de N-total et de P-total.

Tableau 3.19 : Réductions relatives des ratios des charges sur les bilans des nutriments (kg agr. / kg agr.) à l'exutoire de la section de bande riveraine en comparaison aux ratios à l'exutoire de la branche 14.

Réductions relatives (%) des charges/bilans (kg agr. / kg agr.)				
	2009	2010	2011	2012
N-total	6			
P-total	2			
NO ₂	35	28	13	
NO ₃	49	44		
NH ₄				
P-particulaire	66	26	31	
P-dissous			36	

Les ratios obtenus pour la section du cours d'eau située entre la station d'échantillonnage en aval de la bande riveraine et l'exutoire de la branche 14 ont aussi été calculés :

$$Ratio_{section} = \frac{L_{Exutoire\ br14} - L_{Aval\ BR}}{B_{Exutoire\ br14} - B_{Aval\ BR}} \quad (3.7)$$

Où $L_{Exutoire\ br14}$ représente la valeur médiane de la charge totale estimée s'écoulant à l'exutoire de la branche 14, $L_{Aval\ BR}$ la valeur médiane de la charge totale s'écoulant à la station d'échantillonnage en aval de la section de bande riveraine sur la branche 14, $B_{Exutoire\ br14}$ les bilans des nutriments à l'exutoire de la branche 14 et $B_{Aval\ BR}$ les bilans des nutriments au point d'échantillonnage en aval de la section de bande riveraine sur la branche 14 (voir la Figure 2.10 pour l'emplacement des stations d'échantillonnage et des superficies drainées). Les valeurs de $L_{section}$ ont été calculées pour l'année 2009, qui montre une réduction significative de P-total et de N-total. Les ratios obtenus sont de 0,407 et 0,0336 pour le N-total et le P-total respectivement. Comme l'on pouvait s'y attendre, les ratios obtenus pour la petite section située entre la station d'échantillonnage et l'exutoire de la branche 14 sont plus élevés que ceux obtenus à la station d'échantillonnage qui représente la section drainée en partie par les bandes riveraines (ratio de 0,3033 et de 0,0300 pour le N-total et le P-total). Cette hausse du ratio sur la section où l'on ne retrouve pas de bandes riveraines n'est pas due à un apport différent des bilans des nutriments sur cette section, car les charges importées aux champs sont de 102,6 kg/ ha sur la section entière drainée de la branche 14, de 102,2 kg/ ha sur la section en amont des bandes riveraines et de 103,75 kg/ha sur la section en aval de la bande riveraine, ce qui est très similaire.

Un rapport entre le ratio en aval de la bande riveraine et le ratio obtenu sur la section entre les deux stations d'échantillonnage (voir l'équation 3.7) a été calculé pour l'année 2009. Le taux d'efficacité de la bande riveraine (%) s'écrit :

$$\text{Taux d'efficacité (\%)} = \left[1 - \frac{\frac{L_{Aval BR}}{B_{Aval BR}}}{\frac{L_{Exutoire br14} - L_{Aval BR}}{B_{Exutoire br14} - B_{Aval BR}}} \right] \times 100 \quad (3.8)$$

Les taux obtenus pour l'année 2009, l'année présentant des réductions significatives du ratio en aval de la bande riveraine, sont de 25,4 % d'abattement du flux d'azote total et 10,7 % d'abattement du flux de phosphore total.

Afin d'interpréter ces résultats à l'échelle saisonnière, des ratios ont été calculés au printemps, à l'été et à l'automne. Le 20 juin délimite le printemps et l'été puisque c'est la date approximative où les cultures de maïs (*Zea mays*) atteignent le stade de 10-12 feuilles et ont un besoin accru en eau selon un calendrier cultural débutant le 1^{er} mai. L'été représente donc une période où l'érosion des sols est plus faible. Le 21 septembre délimite les saisons d'été et d'automne. De la même manière que présentés au Tableau 3.18, les rapports des ratios obtenus par saison sont présentés au Tableau 3.20. Le printemps débute donc le 1^{er} mai et se termine le 20 juin (sauf pour 2009 qui débute le 6 juin), l'été allant quant à lui du 21 juin au 20 septembre et l'automne du 21 septembre au 30 novembre.

Tableau 3.20 : Rapport entre les ratios charges/bilans (kg agr./kg agr.) obtenus en aval de la bande riveraine et ceux obtenus à l'exutoire de la branche 14 pour chaque saison.

Saison	Contaminant	Rapport des ratios Charges/Bilans (kg agr./kg agr.)			
		2009	2010	2011	2012
Printemps		0,25	1,40	1,95	0,60
Été	N-total	0,31	0,88	0,94	0,54
Automne		0,22	0,18	0,50	0,26
Printemps		0,21	1,38	1,88	0,54
Été	P-total	0,29	0,78	0,98	0,50
Automne		0,27	0,13	0,61	0,31

Chaque saison est caractérisée par un nombre d'événements de pluie. Ces événements peuvent être caractérisés par la précipitation totale journalière (mm/jour) dépassant un seuil de pluie maximale journalière. Le seuil choisi ici est de 11,1 mm, qui correspond au 90^e percentile des précipitations journalières de la période d'étude (2005 à 2012).

Les résultats saisonniers illustrent que les bandes riveraines sont moins efficaces au printemps. En effet, les résultats introduits au Tableau 3.20 montrent que les ratios sont plus élevés au printemps pour chaque année à l'exception 2009. Cependant, les données disponibles pour le printemps de 2009 débutent très tard, le 6 juin, ce qui peut donc être une raison pourquoi cette année diffère des autres. Suite au gel-dégel et aux crues printanières, les bandes riveraines n'ont pas atteint leur pleine croissance au printemps et sont moins efficaces lors de gros événements de pluie. Cependant, en comptabilisant le nombre d'événements de pluie survenant pour chaque saison, il en ressort que le printemps ne montre pas plus d'événements de pluie que les autres saisons. C'est donc dire que c'est vraisemblablement la croissance de la bande riveraine qui affecterait le plus son efficacité durant le printemps. Ces résultats ressortent autant pour le N-total que pour le P-total. De plus, les bandes riveraines semblent en général être moins efficaces lors de gros événements de pluie. Le printemps 2011 est la saison présentant le plus d'événements de pluie et c'est, du même coup, la saison ayant un ratio le plus élevé. Par ailleurs, l'été 2009 présente le ratio le plus élevé comparativement aux autres saisons de cette même année.

3.4.4 Facteurs expliquant la variabilité annuelle de la charge en nutriments

Afin d'intégrer les informations relatives aux différentes variables pouvant possiblement être corrélées aux charges annuelles obtenues, une régression multiple a été testée afin d'estimer un modèle des charges selon différentes variables hydrologiques, météorologiques et agronomiques. Ces différentes variables incluent les types de culture, les précipitations et les bilans des nutriments. Une régression a d'abord été effectuée entre les charges totales annuelles et les différents types de cultures annuelles. Les pourcentages des cultures de soja (*Glycine max*), de maïs ensilage (*Zea mays*), de maïs grain (*Zea mays*) et de prairies ont été utilisés dans la régression. Elles représentent entre 75 % et 100 % des superficies cultivées annuellement de 2005 à 2012. Les cultures d'orge (*Hordeum vulgare*), d'avoine (*Avena sativa*) et celles inconnues ont été laissées de côté, d'abord parce que l'orge (*Hordeum vulgare*) a été cultivé uniquement en 2005 et l'avoine (*Avena sativa*) en très faible quantité et pas à toutes les années. De plus, les superficies des cultures inconnues ne sont pas disponibles de 2005 à 2007 (voir Figure 1.3. pour plus d'informations). Bien que les R^2 des régressions entre les charges et les types de culture

soient satisfaisants (Tableau 3.21), aucune variable n'est significative dans le modèle à un seuil de 10 % en testant les contributions marginales de chaque variable. Néanmoins, le meilleur ensemble de variables explicatives a été sélectionné par une méthode de type régression pas à pas, qui consiste à introduire et/ou retrancher une à la fois les variables selon leurs contributions marginales. Le meilleur modèle pour les charges en N-total comporte une variable explicative, le maïs grain (*Zea mays*), avec un *p-value* de 0,08. Aucune variable n'est significative dans le modèle des charges en P-total. En résumé, les types de cultures annuelles ont été considérés comme n'étant pas corrélés aux charges totales.

Tableau 3.21 : Statistiques des régressions des bilans des nutriments (à gauche) et des charges en nutriments (à droite) par rapport aux superficies des cultures.

	Bilans (kg/ha agr.)		Charges (kg/ha agr.)	
	N-total	P-total	N-total	P-total
R² (%)	99,9	99,9	97,5	87,0
RMSE	2,14	0,44	2,86	0,22

Par ailleurs, une régression entre les types de cultures annuelles et les bilans des nutriments annuels a aussi été testée. Comme l'on pouvait s'y attendre, il existe une forte corrélation entre les deux. Les contributions marginales des différents types de cultures sont toutes significatives au seuil de 5 % dans le cas d'une régression avec les bilans de N-total, et de même pour les bilans de P-total à un seuil de 10 % (Voir ANNEXE M pour plus d'informations).

Les précipitations ont ensuite été comparées aux médianes des charges totales annuelles. Les Figures 3.35 et 3.36 présentent les *boxplots* des charges totales obtenues à l'exutoire du micro-bassin d'intervention de même que les précipitations totales obtenues pour chaque période par année. Au premier coup d'œil, les précipitations semblent être corrélées aux charges totales. Une régression linéaire simple a effectivement montré une corrélation significative entre les deux variables (*p-value*<0,05) dans le cas des charges (kg) en N-total mais pas pour les charges en P-total. Il n'y a pas non plus de corrélation en prenant les charges totales sur la superficie agricole drainée (kg/ha agr.). En ce qui a trait aux bilans des nutriments, il y a évidemment une corrélation avec les charges totales (kg) (*p-values*<0,05). Les charges totales sur la superficie agricole drainée n'ont cependant pas montré de corrélation.

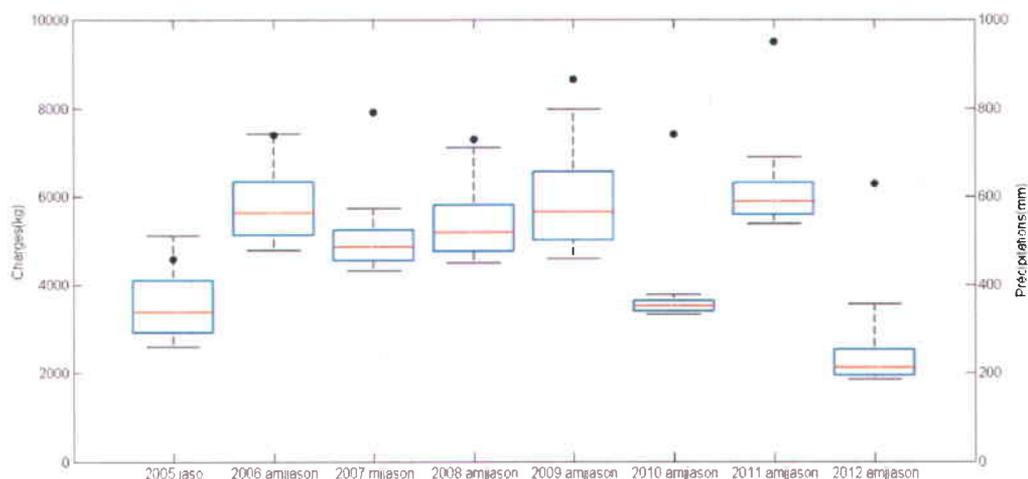


Figure 3.35 : *Boxplots* des charges totales (kg) de N-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention pour chaque année sur la période (axe de gauche). Les points noirs «•» représentent les précipitations totales annuelles sur la période (axe de droite).

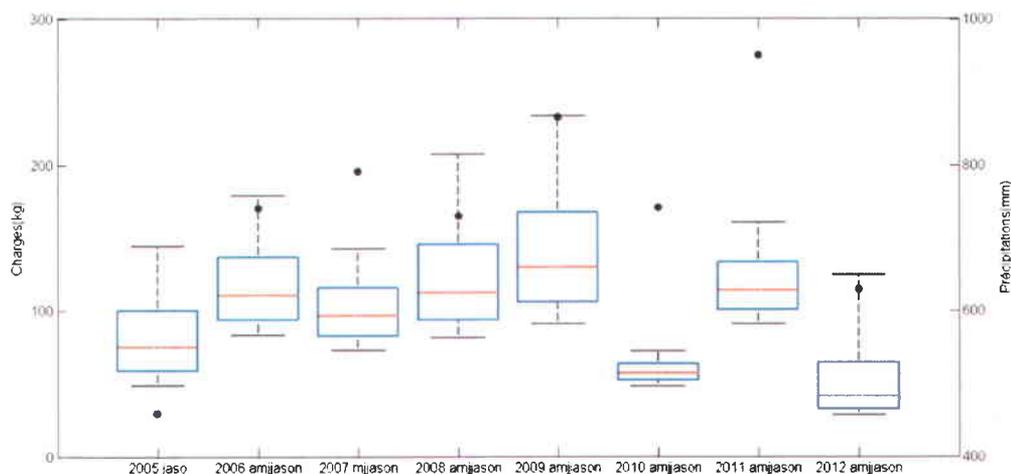


Figure 3.36 : *Boxplots* des charges totales (kg) de P-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention pour chaque année sur la période (axe de gauche). Les points noirs «•» représentent les précipitations totales sur la période (axe de droite).

En résumé, les charges totales annuelles (kg) sont corrélées d'abord aux bilans des nutriments représentant les intrants chimiques et organiques épandus au champ. Les charges varient aussi selon les précipitations totales, mais cette corrélation est visible seulement pour les charges de N-total. Bien que les bilans soient corrélés aux types de culture annuels, les charges n'ont pas, quant à elles, montré de corrélation significative. Les charges totales ont été modélisées en

considérant toutes ces variables, mais seuls les bilans des nutriments demeurent une variable explicative dans le modèle après une régression pas à pas. La méthode des ratios intègre donc bien les informations pertinentes à la variation annuelle des charges, puisque les bilans des nutriments et les débits sont inclus dans les calculs.

3.5 Discussion

3.5.1 Estimation des débits

L'estimation des débits lors du calcul des charges en nutriments a été une étape cruciale dans le cadre de ces travaux. Une réalité récurrente dans la cueillette de données de débits sur le terrain est le manque ou l'absence de débits élevés dans la relation hauteur d'eau – débit. La courbe de tarage est alors calculée sans considérer ces données et les débits élevés peuvent donc être mal estimés. La validation des courbes de tarage devient alors très importante sachant qu'une grosse proportion des charges annuelles provient de ces quelques événements ponctuels où l'on retrouve de hauts débits. Les estimations annuelles de l'évapotranspiration réelle et de l'écoulement ont permis de valider les courbes de tarage. La validation s'est concentrée uniquement au niveau annuel, les courbes de tarage peuvent donc ne pas être représentatives au niveau mensuel ou à un plus faible intervalle de temps. Il s'agit d'une courbe provenant de points échantillonnés sur l'année et elles peuvent donc représenter moins efficacement des événements de pluie ponctuels par exemple. Puisque les travaux se concentrent sur l'estimation des charges en nutriments pour une période à l'étude fixe d'année en année, la fiabilité des courbes de tarage a été évaluée sur cette échelle de temps.

L'aspect le plus complexe lors du calcul des courbes de tarage provenait des ajustements nécessaires à faire pour estimer correctement les débits élevés. Il pourrait être intéressant d'établir les courbes de tarage sur plusieurs segments, c'est-à-dire d'utiliser des courbes pour des bas débits, des moyens débits et des hauts débits (Braca, 2008). Le débit peut être estimé aussi en utilisant l'équation de Manning. Cependant, dans le cadre de ces travaux, cette méthode ne peut s'appliquer, car la pente du cours d'eau, la bathymétrie de la section et le coefficient de rugosité du canal sont très variables dans le temps. L'équation de Manning peut cependant être utilisée comme une première estimation du débit pour de grands cours d'eau.

Puisque la relation entre le débit et la hauteur d'eau sur une section de cours d'eau donnée varie à longueur d'année selon la saison et même selon le jour où les données de hauteurs d'eau et de débits sont recueillies, il est important d'inclure les incertitudes reliées aux calculs des débits. Les différents facteurs expliquant les changements dans la relation hauteur / débit sont discutés plus loin. Afin d'inclure l'incertitude associée au débit, il peut être intéressant d'estimer les paramètres de régression en procédant par ré-échantillonnage lorsque plusieurs paires de points sont disponibles. L'incertitude peut aussi être estimée à partir de la variance des paramètres de la régression (Venetis, 1970), de même qu'être basée sur la variance des résidus de la régression

(Clarke, 1999; Herschy, 1999; Clarke *et al.*, 2000). C'est cette approche qui a été utilisée dans le cadre de ce mémoire. D'autres travaux présentent diverses méthodes portant sur les techniques de régression pour estimer l'incertitude associée aux courbes de tarage (Petersen-Øverleir, 2004; Petersen-Øverleir & Reitan, 2005; Petersen-Øverleir, 2006). Plusieurs ouvrages se concentrent surtout sur l'incertitude des concentrations en nutriments lors de l'estimation des charges et utilisent une valeur fixe d'incertitude pour les débits. Les diverses méthodes présentées ci-haut permettent d'intégrer les erreurs humaines, environnementales et celles liées à la régression. D'autre part, la variance des résidus de la régression est intrinsèquement liée à des erreurs de mesure ou à des conditions hydrologiques variables. Par ailleurs, Le Coz (2012) fait part que dans la mesure du possible, l'incertitude devrait être exprimée sous la forme d'une fonction de densité de probabilité. Moyeed et Clarke (2005) ont présenté une approche bayésienne pour calculer les courbes de tarage. Cette méthode a comme avantage de modéliser explicitement les courbes de tarage en déterminant une distribution de probabilité sur les débits en fonction de covariables. La possible hétéroscédasticité de la relation débit-hauteur d'eau peut, entre autres, être facilement intégrée au calcul. D'autres études récentes présentent des techniques d'inférence bayésienne et de simulation Monte Carlo Chaîne de Markov (Reitan & Petersen-Øverleir, 2008; Petersen-Øverleir & Reitan, 2009). Ces méthodes requièrent cependant d'avoir recours à d'autres variables que la hauteur d'eau et donc, d'avoir recours à une analyse du régime hydraulique et des incertitudes associées à ces différentes variables. En effet, d'autres facteurs jouent un rôle dans la relation débit-hauteur; ils sont présentés plus bas.

Bien que le débit soit souvent représenté comme une fonction unique de la hauteur d'eau, la relation existant entre le débit et la hauteur d'eau ne devrait pas être considérée uniquement comme une fonction mathématique. La relation débit – hauteur peut être modifiée par plusieurs facteurs, les principaux étant une variation de la bathymétrie du cours d'eau (Figure 3.37(f)), une variation dans le type et la densité de végétation (Figure 3.37 (e)), des effets de remous (Figure 3.37 (b)), des effets d'hystérèse (Figure 3.37 (c)) ou une accumulation de débris ou de végétation (Figure 3.37 (d)) (Rantz, 1982b).

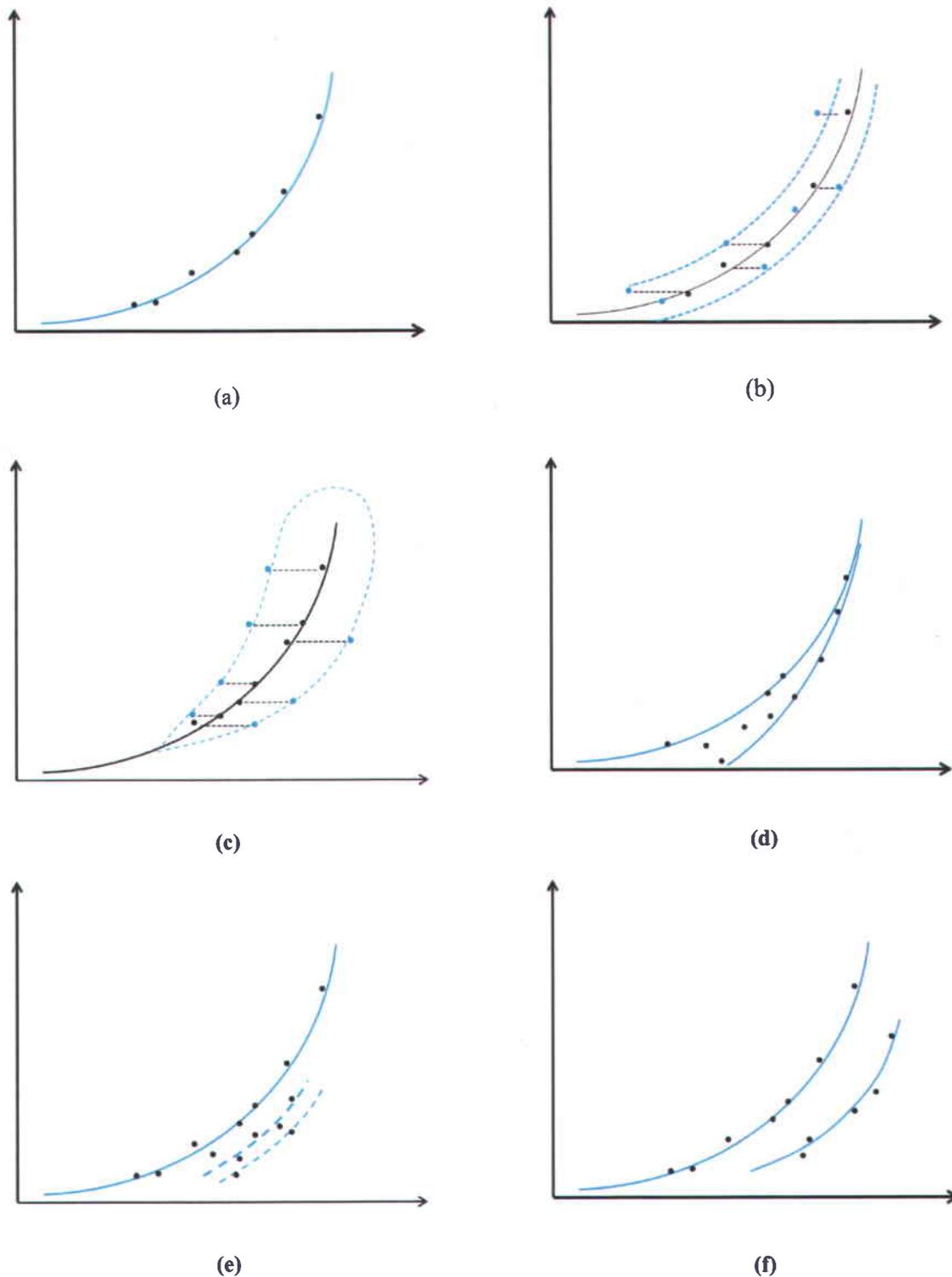


Figure 3.37 : Facteurs propices à affecter une courbe de tarage. Les courbes représentent les tendances des paires de points qui ne sont pas affectées (noir) et affectées (bleu). (a) Courbe de tarage stable (b) Courbe de tarage affectée par des effets de remous (c) Courbe de tarage avec un effet d'hystérèse (d) Courbe de tarage affectée par le transport et le dépôt des sédiments sur le lit du cours d'eau (e) Courbe de tarage affectée par une variation dans les caractéristiques et la densité de la végétation aquatique (f) Courbe de tarage affectée par une variation dans la bathymétrie du cours d'eau.

Ces différents facteurs font en sorte qu'une unique courbe ne peut représenter la relation débit – hauteur sans inclure des paramètres additionnels. Ces paramètres peuvent être, par exemple, la hauteur d'eau qui varie beaucoup au moment de début et de fin du jaugeage (surtout lors d'événements de pluie) ou de la pente du cours d'eau. Les figures suivantes présentent des exemples des effets des différents processus physiques sur les courbes de tarage. Lorsque ces effets sont apparents, la relation débit-hauteur n'est plus efficace pour définir le débit. D'autres paramètres devraient être inclus, comme par exemple la pente de l'écoulement (Braca, 2008).

Les facteurs ayant affecté la relation hauteur – débit lors des jaugeages effectués sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri sont multiples. La variation de la bathymétrie du cours d'eau est fort probablement le facteur ayant le plus affecté le calcul des courbes de tarage. Sur les sections de jaugeage situées sur les branches 14 et 15, très peu d'eau s'écoule et l'on retrouve une forte végétation dans le cours d'eau et sur le talus; il se peut donc qu'une variation de la densité de la végétation puisse avoir affecté la relation hauteur – débit. Les courbes de tarage situées sur ces sections sont d'ailleurs beaucoup moins précises que celles obtenues à la section située à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. La Figure 3.38 permet de visualiser la variation de la bathymétrie du cours d'eau d'une année à l'autre. Cette figure montre l'importance d'effectuer les calculs de courbes de tarage le plus souvent possible pour une même section du cours d'eau.

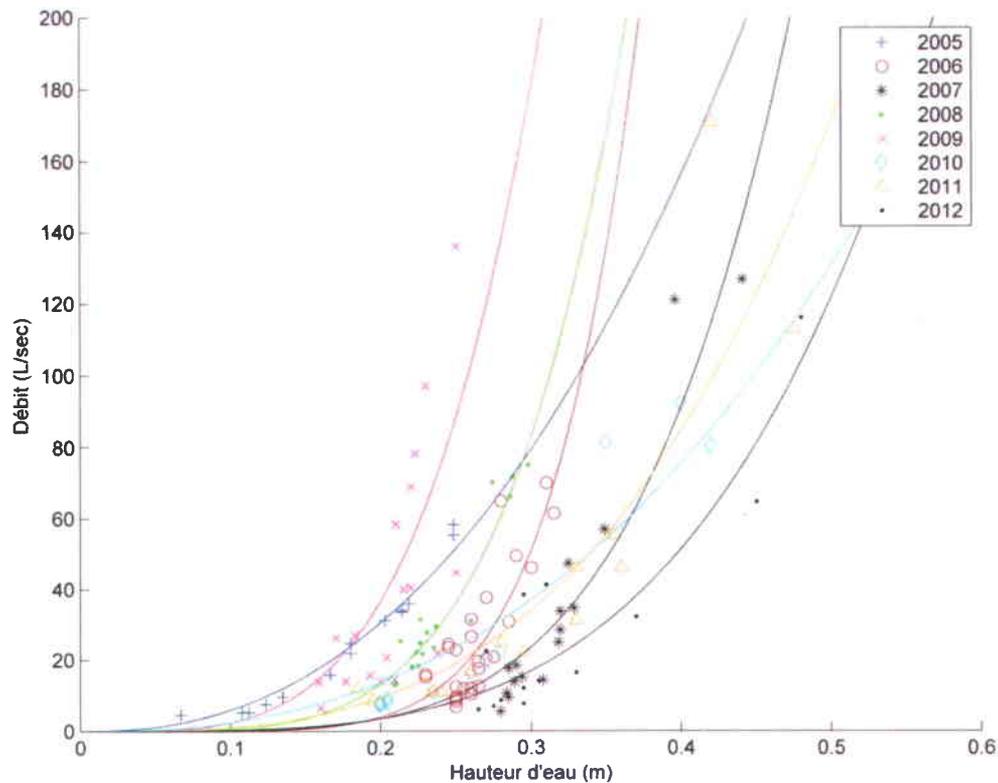


Figure 3.38 : Représentations des paires de points débit – hauteur d'eau et de courbes de tarage obtenues annuellement à l'exutoire du micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri.

Les résultats relatant des bilans hydrologiques ont montré que les écoulements de même que l'évapotranspiration, évalués avec les courbes de tarage, tenaient la route. À l'exutoire du micro-bassin d'intervention, les valeurs d'évapotranspiration réelle varient entre 422 mm et 651 mm alors que les écoulements obtenus varient entre 184 mm et 450 mm. L'année 2009 montre cependant un écoulement total un peu trop élevé (450 mm). Comme le montre la Figure 3.1, cela peut être dû à une surestimation des débits élevés. L'écoulement sur les branches montre les mêmes tendances qu'à l'exutoire à l'exception de la branche 14 en 2010 (voir Figures 3.2 à 3.5). Comme mentionné précédemment, le plateau entre la fin de juillet 2010 et la fin de septembre 2010 est probablement dû au fait que la sonde ait été obstruée ou que le cours d'eau l'ait été durant cette période. À l'exception de l'année 2009, où l'écoulement à l'exutoire est légèrement surestimé, les écoulements aux branches représentent bien l'écoulement total annuel à l'exutoire.

3.5.2 Estimation des charges en nutriments

L'estimation des charges s'est effectuée en deux étapes. D'abord, les concentrations en nutriments disponibles ont été modélisées en ajustant des modèles avec des fonctions multiplicatives de covariables. Ensuite, les charges ont été estimées en utilisant un procédé de simulation du style *bootstrap* paramétrique. La méthode développée par Mailhot *et al.* (2008) pour estimer les charges en nutriments comporte plusieurs avantages comparativement aux méthodes de régression conventionnelles. Comme il est mentionné dans l'article, malgré la complexité mathématique et l'intensité des calculs numériques, cette méthode permet de construire des modèles statistiques avec des covariables qui influencent les caractéristiques de la distribution des concentrations. L'article mentionne également que Walling et Webb (1981, 1988) ont montré que les méthodes de régression peuvent produire des résultats fortement biaisés en raison de la transformation logarithmique, ce qui n'est pas le cas avec la méthode présentée ci-haut. Finalement, l'incertitude reliée à l'estimation des concentrations est prise en compte en utilisant la méthode *bootstrap* paramétrique sur les paramètres du modèle. Les valeurs médianes des charges de N-total obtenues à l'exutoire du micro-bassin d'intervention varient entre 12,3 kg/ha agr. et 35,3 kg/ha agr. et les FWMC varient entre 5,0 mg/L et 6,0 mg/L sur les périodes annuelles. Les valeurs médianes de P-total varient quant à elles entre 0,2 kg/ha agr. et 0,7 kg/ha agr. et les FWMC se situent entre 0,10 mg/L et 0,12 mg/L. En ce qui a trait aux concentrations moyennes de P-total, elles varient entre 0,05 mg/L et 0,07 mg/L annuellement. Bien que la probabilité de dépasser le seuil de qualité de l'eau en P-total (0,03 mg/L) soit passée de 96,4 % à 67,3 % de 2005 à 2012, il faut poursuivre les efforts pour réduire les flux de contaminants agricoles sur ce bassin afin d'atteindre le seuil de qualité de l'eau en matière de phosphore.

Les modèles testés sur les concentrations en considérant la dépendance sur le débit ont montré que les concentrations de N-total, de NO₃ et de NH₄ suivent une distribution Gamma alors que les concentrations de P-total, de P-particulaire, de P-dissous, de NO₂ et de MES suivent une distribution log-normale. Les moyennes des concentrations sont toutes représentées par la fonction puissance. En ce qui a trait au coefficient de variation, il suit une fonction linéaire pour les concentrations de N-total, de NO₂, de NO₃ et de NH₄, alors que pour les concentrations de P-total, de P-particulaire, de P-dissous et de MES, il demeure constant. Ensuite, la dépendance sur le jour du calendrier a été intégrée aux meilleurs modèles retenus. Uniquement les modèles des concentrations de N-total, de NO₂, de NO₃ et de MES montrent une amélioration significative en incluant un cycle annuel à la fonction de la moyenne (N-total, NO₂, NO₃, MES) et à la fonction

du coefficient de variation (N-total, NO₃). Les charges totales annuelles de 2005 à 2012 ont été estimées en utilisant les modèles retenus et les débits journaliers. En ce qui a trait aux graphiques représentant les charges journalières cumulées, l'aspect des courbes représentant les charges cumulées est directement lié aux débits obtenus par les courbes de tarage; une variation dans le signal des courbes entre l'exutoire, la branche 14 et la branche 15 provient donc possiblement des courbes de tarage obtenues pour chaque tronçon.

3.5.3 Évaluation de l'efficacité des bandes riveraines.

Le projet d'EBPH a pour objectif d'évaluer l'efficacité de PGB implantées sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri à atténuer les flux de contaminants agricoles. Parmi ces PGB, des bandes riveraines d'une largeur de 3 m ont été implantées en 2007 sur une longueur d'environ 6684 m. Parmi les méthodes utilisées afin d'évaluer l'efficacité des PGB, une comparaison de micro-bassins versants jumelés représente une méthode efficace. Cette méthode permet d'éliminer des facteurs environnementaux tels que les précipitations et les températures lorsque les bassins versants comparés sont proches. Les résultats relatifs à la comparaison du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin n'ont pas témoigné de l'efficacité des bandes riveraines. Le fait que les concentrations en phosphore total et en azote-total ne tendent pas à diminuer dans le temps peut s'expliquer par le fait que les intrants chimiques et organiques appliqués aux cultures sur le bassin d'intervention augmentent de 2005 à 2010. Les bilans des nutriments sont donc des informations importantes à intégrer dans le calcul des charges lorsque l'on souhaite comparer les charges annuelles obtenues d'une année à l'autre.

Par ailleurs, soulignons que les micro-bassins ont fait l'objet d'études de comparaison sachant qu'ils présentent des différences marquées aux niveaux pédologique et agronomique. Les résultats qui ressortent de la comparaison ne peuvent donc pas être interprétés adéquatement. Par ailleurs, les résultats de la comparaison avant-après l'implantation des bandes riveraines montrent une diminution significative des concentrations et des charges de N-total, de P-total, de P-particulaire et de NO₃ après l'implantation des bandes riveraines de même que pour les charges de NH₄, de NO₂ et de MES. Comme il a été mentionné précédemment, seuls les bilans des nutriments sont corrélés aux charges à l'inverse des précipitations et des types de culture annuels. De plus, les précipitations sont demeurées plus ou moins stables et les bilans des nutriments ont augmenté graduellement durant la période d'étude, ce qui favoriserait une hausse des charges exportées au cours d'eau durant la période après 2007. La période après l'implantation des bandes

riveraines montre donc une diminution des charges qui n'est pas due à une période moins pluvieuse ni à une diminution des charges importées au champ.

L'information relative aux intrants agricoles appliqués aux champs a été intégrée sous forme de ratio entre les charges totales annuelles à une station d'échantillonnage et les bilans des nutriments annuels de la superficie agricole drainée à cette station. Les résultats obtenus des ratios sont les plus pertinents puisqu'ils rassemblent plusieurs variables faisant varier les concentrations. Les débits, et donc en moindre mesure les précipitations, sont inclus par le calcul des charges. Par ailleurs, un modèle des charges a été calculé en tenant compte des précipitations, des bilans des nutriments et des types de culture annuels. Seuls les bilans des nutriments demeurent des variables explicatives pour le P-total et le N-total. Les résultats portant sur les ratios des charges par rapport aux bilans des nutriments montrent une diminution significative en aval des bandes riveraines en 2009 dans le cas du N-total et du P-total. L'effet est aussi marqué pour les autres contaminants, pour lesquels on note une diminution significative du NO_3 pour 2009 et 2010 et du NO_2 et du P-particulaire pour 2009, 2010 et 2011. Ces ratios sont cependant des estimations obtenues avec les bilans des nutriments de P-total et de N-total. Notons aussi que les contaminants autres que le N-total et le P-total présentent plus d'incertitude, particulièrement pour le NO_2 et le NH_4 , car il manque beaucoup plus de données de qualité de l'eau pour ces contaminants.

Plus concrètement, les réductions relatives des ratios charges / bilans sont de 6 % pour le N-total (2009) et de 2 % pour le P-total (2009). Le NO_3 montre une réduction de 49 % et 44 % en 2010 et 2011, le NO_2 de 42 %, 29 % et 15 % en 2009, 2010 et 2011, et finalement le P-particulaire de 66 %, 26 % et 31 % en 2009, 2010 et 2011. Les ratios obtenus par saison ont montré que les bandes riveraines sont moins efficaces au printemps, ce qui est vraisemblable en période de crue, suite au gel-dégel et aussi parce que la bande n'a pas atteint sa pleine croissance. De plus, les résultats ont montré que la bande riveraine est moins efficace lors de saisons caractérisées par des événements de pluie intenses. D'ailleurs, les années 2010 et 2011 sont les années présentant le plus grand nombre de réductions des contaminants. L'année 2010 se trouve parmi les années les moins pluvieuses des années d'étude alors que l'année 2011 est une année relativement pluvieuse, mais sans événement de pluie majeur pouvant affecter l'efficacité de la bande riveraine.

En 2009, le taux d'efficacité de la bande riveraine est de 25,4 % de réduction du flux d'azote total et de 10,7 % de réduction du flux de phosphore total. Sachant que le micro-bassin d'intervention se caractérise par de fortes pentes (3 % à 8 %) et que la largeur de la bande riveraine est de 3 m

(si le talus est inférieur à 3 m, 1 m de bande riveraine est ajouté sur le replat), les taux d'efficacité obtenus semblent cohérents. D'autres résultats d'études précédentes présentent des taux de réduction de N-total de 54 % (Dillaha *et al.*, 1989), 73 % (Dillaha *et al.*, 1989) et 84 % (Young *et al.*, 1980) pour une bande riveraine herbacée de 5 m, 9 m et 27 m respectivement, et de 60 % à 98 % (James *et al.*, 1990) et 93 % (Jacobs & Gilliam, 1985) pour une bande riveraine arbustive de 10 m et 16 m respectivement. En ce qui au P-total, des réductions de 61 % (Dillaha *et al.*, 1989) et de 79 % (Dillaha *et al.*, 1989) ont été obtenues avec une bande riveraine herbacée de 5 m et 9 m respectivement, et de 74 % (Peterjohn & D.L., 1984) avec une bande riveraine arbustive de 19 m.

Les Figures 3.24 et 3.25 présentant les débits journaliers, les concentrations journalières et les charges journalières montrent que les concentrations de N-total diminuent lorsque le débit augmente à l'inverse des concentrations de P-total qui suivent la même tendance que l'écoulement. En milieu agricole au Québec, 70 % des charges de N-total proviennent des nitrates (Gangbazo & Le Page, 2005). Or, les nitrates s'infiltrent dans le sol et se retrouvent surtout dans les eaux souterraines. Il y a donc un apport quasi constant des charges de nitrates vers le cours d'eau provenant de l'écoulement de base par temps sec et surtout des eaux de drainage souterrain en période de pluie ou lors de la fonte printanière. À l'inverse, le P-total, qui a une contribution en phosphore particulaire importante, se retrouve surtout dans les eaux de surface qu'il atteint par ruissellement. Les nitrates, contrairement au phosphore particulaire, agissent donc comme une source indépendante de l'hydrologie de surface. Ainsi, ces éléments corroborent les résultats obtenus au niveau journalier (voir Figures 3.24 et 3.25) et montrent aussi que l'impact de bandes riveraines est plus notable au niveau du P-total lors d'événements de pluie.

La variabilité du climat, de l'écoulement, des types de cultures et des charges d'engrais épandus font en sorte que les flux de nutriments sont très variables d'une journée à l'autre et même d'une année à l'autre. L'évaluation de l'efficacité des bandes riveraines devient alors plus difficile à court terme. Pour des études similaires, une longue série de données est donc essentielle pour bien évaluer l'efficacité de PGB. De plus, il y a un temps de réponse à l'implantation de PGB qui peut être de plusieurs années, pouvant aller jusqu'à 5 à 10 ans (Mulla *et al.*, 2005). Une étude à long terme est d'autant plus appropriée lors d'une comparaison de bassins versants jumelés. D'un autre côté, l'effet bénéfique des bandes riveraines décroît avec le temps. En effet, la bande riveraine peut avec le temps devenir saturée en phosphore (Wenger, 1999). Pour cette raison, la réduction des flux de contaminants agricoles ne devrait pas être fondée uniquement sur l'implantation de bandes riveraines ou de voies d'eau engazonnées. Sur le micro-bassin

d'intervention de la rivière Bras d'Henri, plusieurs changements ont aussi été effectués de la part des producteurs à cet effet, comme par exemple la rotation des cultures, la gestion des résidus, les nouvelles techniques d'épandage du lisier de porc, le contrôle de l'érosion des sols, *etc.* Bref, il est essentiel de combiner une gestion des sources de nutriments et de sédiments à une gestion du transport de ces contaminants au cours d'eau afin d'optimiser les réductions de flux de contaminants agricoles.

L'impact des écoulements préférentiels sur l'efficacité des bandes riveraines est également un élément important à intégrer. Une étude sur le Bras d'Henri de Sylvain *et al.* (2013), qui a pour but d'évaluer l'efficacité des bandes riveraines en présence de mouvement préférentiel, a montré qu'un écoulement souterrain passait sous la bande riveraine pour atteindre par la suite le cours d'eau, diminuant ainsi l'efficacité de la bande riveraine. L'écoulement de surface concentré affecte également l'efficacité de la bande riveraine. Sur le Bras d'Henri, l'implantation d'une voie d'eau engazonnée a pris la place d'un écoulement préférentiel. Bien que la superficie des voies d'eau ne fait pas l'objet de culture, l'ajout de voies d'eau engazonnées s'avère une solution efficace permettant d'augmenter l'efficacité de la bande riveraine en freinant l'écoulement, et en favorisant ainsi l'infiltration et le dépôt des sédiments.

En résumé, les résultats obtenus avec le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin doivent être interprétés avec précaution, car les deux micro-bassins jumelés présentent des différences pédologiques et agronomiques marquées. Malgré ces différences, on remarque que les résultats obtenus selon la méthode des ratios proposée, appliquée au micro-bassin d'intervention, confirme l'efficacité des bandes riveraines à atténuer les concentrations en phosphore total et en azote total plus particulièrement. La comparaison des concentrations et des charges avant / après 2007 confirme une amélioration de qualité de l'eau, résultant de l'introduction de nouvelles pratiques agricoles et d'aménagements hydro-agricoles. Notons par ailleurs qu'il y a lieu de refaire les calculs au fur et à mesure que les données seront disponibles afin d'augmenter la validité empirique des résultats.

CHAPITRE 4

CONCLUSION

4.1 Méthode d'évaluation des charges en nutriments

Ces travaux ont introduit une approche méthodologique basée sur la détermination de courbes de tarage, l'estimation des charges en nutriments et l'évaluation de l'efficacité de bandes riveraines implantées sur un petit bassin versant.

La première étape a été de mettre en place une base de données (BD) géoréférencée des données de qualité de l'eau et de bilans agronomiques obtenues sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin. Cette BD permet d'accéder facilement à de longues séries de données spatiales. Les données de qualité de l'eau sont disponibles sur quatre stations d'échantillonnage (trois sur le micro-bassin d'intervention et une sur le micro-bassin témoin) et les données agronomiques sont identifiées par champ. Les données brutes de même que les données résultant de la méthode proposée dans ce mémoire ont été incluses.

Le développement de la méthode d'estimation des charges en nutriments débute par le calcul des débits. Les débits sont estimés à l'aide de courbes de tarage annuelles qui sont validées selon des caractéristiques météorologiques et hydrologiques propres chaque année. Les valeurs d'évapotranspiration réelle ont aussi été comparées à des valeurs de référence. L'incertitude sur l'estimation des débits est ensuite estimée en représentant les résidus de la courbe de tarage par une distribution statistique. Le meilleur modèle représentant les concentrations des nutriments et des sédiments est déterminé au moyen de distributions de probabilité où les paramètres sont des fonctions multiplicatives de covariables (débit, jour julien) représentant la moyenne et le coefficient de variation des concentrations. L'incertitude des paramètres obtenus est calculée avec

la méthode du « *bootstrap* » paramétrique. Une distribution des charges totales annuelles est donc calculée à l'aide des débits journaliers et des concentrations journalières.

Des méthodes visant à évaluer l'effet de l'implantation de bandes riveraines sur le micro-bassin versant sont ensuite mises en place. D'abord, la méthode de comparaison de bassins versants jumelés permet de comparer les charges ou les concentrations en nutriments obtenues sur un bassin où des PGB ont été implantées et sur un autre bassin qui sert de témoin. Cette méthode permet d'éliminer les variables climatiques lorsque les deux bassins versants sont situés très près l'un de l'autre. Cette méthode requiert cependant que les deux bassins aient des caractéristiques pédologiques et agronomiques très similaires. Les résultats portant sur la comparaison du micro-bassin d'intervention avec le micro-bassin témoin ont été présentés dans ces travaux, mais leur validité demeure discutable étant donné que les deux bassins à l'étude sont très différents aux niveaux pédologique et agronomique. La méthode avant/après a été utilisée afin de comparer d'abord les concentrations puis les charges obtenues avant et après l'implantation des bandes riveraines. Une méthode par ratios des charges / bilans des nutriments (kg / ha agr. / kg/ ha agr.) permet ensuite de comparer à l'échelle spatiale les charges s'écoulant dans le cours d'eau. Les charges s'écoulant en aval d'une section de bandes riveraines sont comparées aux charges s'écoulant plus loin dans le même cours d'eau, à l'exutoire de la branche 14.

4.2 Évaluation de l'efficacité des bandes riveraines sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri

Parmi les PGB implantées sur le micro-bassin d'intervention de la rivière Bras d'Henri, des bandes riveraines d'une largeur de 3 m sont maintenant respectées sur une longueur de 6684 m. Les concentrations de même que les charges de N-total, de P-total, de P-particulaire et de NO₃ montrent une diminution significative après l'implantation des bandes riveraines de même que les charges de NH₄, de NO₂ et de MES montrent une diminution significative (seuil de 95 %). Un modèle des charges a été construit par rapport aux précipitations, aux types de culture et aux bilans des nutriments et une analyse de régression a montré que seuls les bilans des nutriments sont une variable explicative dans le modèle. De plus, cette diminution des charges durant la période après l'implantation des bandes riveraines n'est pas due à une période moins pluvieuse ni à une diminution des charges d'engrais épandus. Les charges d'engrais épandus sont d'ailleurs plus élevées après l'implantation des bandes riveraines (210 % et 53 % plus élevées en charge (kg) de N-total et P-total respectivement). La méthode des ratios montre une diminution

significative des ratios charges/bilans en aval des bandes riveraines pour le P-total et le N-total au seuil de 95% en 2009. Les ratios ont montré également une diminution du NO₃ (pour 2009 et 2010), du NO₂ et du P-particulaire (pour 2009, 2010 et 2011). Les réductions relatives des ratios charges / bilans sont de 6 % pour le N-total et de 2 % pour le P-total en 2009. Le NO₃ montre une réduction de 49 % et 44 % en 2011, le NO₂ de 42 %, 29 % et 15 % en 2009, 2010 et 2011, et finalement le P-particulaire de 66 %, 26 % et 31 % en 2009, 2010 et 2011. L'année 2009 est l'année présentant le plus grand nombre de réductions des contaminants. Cela peut être relié au fait que les données en 2009 sont disponibles à partir du début juin et qu'ainsi, les périodes de crues printanières ne sont pas entièrement incluses dans les calculs. Les ratios obtenus par saison ont d'ailleurs montré que la bande riveraine est moins efficace durant la saison printanière et qu'elle est en général moins efficace lors de saisons caractérisées par des événements de pluie intenses.

4.3 Recommandations pour des travaux futurs

Dans le but d'atténuer la variabilité agro-hydro-climatique, un suivi de la qualité de l'eau sur une base minimale de trois ans est recommandé lorsque plusieurs années d'échantillonnage sont disponibles, et ce, particulièrement pour des petits bassins versants avec une proportion élevée de superficies agricoles. De plus, lorsque l'on souhaite faire un suivi de la qualité de l'eau en milieu agricole, la majeure portion de la charge totale écoulee provient d'événements de pluie. Il s'avère donc important d'évaluer, par exemple, des indices hydriques donnant une idée de la portion du volume d'eau qui s'écoule lors d'événements de pluie, ceux-ci pouvant aider à dicter ou ajuster la stratégie d'échantillonnage requise pour un cours d'eau.

Dans le cadre d'une étude d'évaluation de l'impact de bandes riveraines sur la qualité de l'eau, il serait intéressant de fixer des points d'échantillonnage en amont et en aval de la bande riveraine lorsque cela est possible. L'eau s'écoulant entre les deux stations est alors intrinsèquement liée aux bandes riveraines. Dans le cas du micro-bassin d'intervention du Bras d'Henri, une très faible quantité d'eau s'écoule en amont des bandes riveraines; il n'était donc pas possible d'installer une station d'échantillonnage à cet endroit. De plus, une problématique majeure rencontrée durant le projet a été d'estimer les courbes de tarage, d'abord à cause des hauteurs d'eau mesurées par la sonde installée au-dessus de ce dernier. L'installation de la sonde à l'intérieur d'une structure précalibrée augmenterait énormément la précision et l'exactitude des hauteurs d'eau de même que les débits mesurés à cet endroit. Cette structure peut être un canal ou un déversoir par exemple. Cela réduirait les erreurs reliées, entre autres, à la variation de la bathymétrie du cours d'eau ou à

l'accumulation de végétation au-dessus de la sonde. Si l'emplacement ne le permet pas ou que la sécurité n'est plus assurée, la section du cours d'eau doit alors être entretenue avec rigueur pour qu'il n'y ait pas d'obstruction au-dessus de la sonde. En général, vu l'important transport des matériaux solides dans le cours d'eau, une maintenance doit se faire régulièrement pour avoir plus de précision dans la mesure des débits. En résumé, les sections d'échantillonnage et de jaugeage doivent demeurer le plus stable possible durant toute la campagne d'échantillonnage, d'où la pertinence d'avoir une structure précalibrée. De plus, il est recommandé d'avoir une tige rigide graduée pour avoir des mesures fiables de hauteurs d'eau durant les mesures avec le vélocimètre et de s'assurer que la mesure de la hauteur d'eau associée au débit soit toujours réalisée au même endroit sur le cours d'eau, dans la mesure du possible juste en-dessous de la sonde. Les calculs de débits par la méthode vitesse-surface devraient débiter toujours au même endroit sur la section, c'est-à-dire à la ligne des hautes eaux, ou bien nous devrions faire un relevé bathymétrique de la section du cours d'eau et situer spatialement où débutent les calculs. Il est aussi essentiel de mesurer les débits lors d'événements de pluie afin de limiter les erreurs d'extrapolation dans la courbe de tarage. Finalement, les caractérisations pédologique et agronomique des deux micro-bassins versants devraient se faire au tout début de l'étude, car il est essentiel que les caractéristiques de ces bassins versants soient similaires lors d'une étude de comparaison de bassins versants jumelés.

En ce qui a trait au développement d'une méthode d'estimation des charges en nutriments, une étude mettant en place l'échantillonnage de la qualité de l'eau devrait, d'une part, se concentrer sur l'échantillonnage des concentrations en nutriments et en sédiments, qui doit être effectué le plus souvent possible, et d'une autre part, mettre en place une stratégie de jaugeage efficace et précise. L'ajout de variables explicatives autres que la hauteur d'eau est un atout majeur à l'estimation du débit (Braca, 2008). Comme il a été mentionné auparavant, d'autres paramètres devraient être inclus pour bien définir le débit. Lorsque des analyses du régime hydraulique et des variables explicatives sont possibles, des techniques d'inférence bayésienne seraient à prioriser pour modéliser efficacement le débit (voir les travaux de Petersen-Øverleir (2004), Petersen-Øverleir et Reitan (2009) et Moyeed et Clarke (2005)).

Bibliographie

- Agriculture et Agroalimentaire Canada (1976) *Atlas Agroclimatique du Canada: Évapotranspiration potentielle annuelle*. Section de recherches et services agrométéorologiques, institut de recherches chimiques et biologiques, Direction de la recherche, Agriculture Canada, Ottawa, Ontario.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2004-2013) *Atlas géographique du projet du Bras d'Henri/Fourchette (Québec), Programme national d'Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (ÉPBH)*. Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec (QC), Canada.
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2010) *Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPBH)*. Résumé technique No 1, Volet biophysique: Examen quadriennal (2004/5 - 2007/8).
- Atlas agroclimatique du Québec (2012) *Atlas agroclimatique du Québec: Un outil d'aide à la décision et de sensibilisation*. <http://dev.agrometeo.org/index.php/atlas> (Consulté le 06/01/14)
- Bates B, Kundzewicz ZW, Wu S & Palutikof J (2008) *Le changement climatique et l'eau. Document technique du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Secrétariat du GIEC, Genève.*
- Bentrop G (2008) *Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways*. Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC:Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.
- Birgand F, Appelboom TW, Chescheir GM & Skaggs RW (2011) Estimating nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes in forested and mixed-use watersheds of the lower coastal plain of North Carolina: Uncertainties associated with infrequent sampling. *Transactions of the ASABE*, 54(6):2099-2110.
- Blanco-Canqui H, Gantzer CJ & Anderson S (2006) Performance of grass barriers and filter strips under interrill and concentrated flow. *Journal of Environmental Quality*, 35(6):1969-1974.
- Bohner H (2013) *Apport d'azote pour le soya à fort rendement*. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Gouvernement de l'Ontario, <http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/field/news/croptalk/2013/ct-0613a10.htm> (Consulté le 09/10/13)
- Braca G (2008) *Stage-discharge relationships in open channels: practices and problems*. Agency for Environmental Protection and Technical Services, Université de Trento, Département d'ingénierie civil, Rome, Italie. 24 p.

- Campbell Scientific (2013) *SR50-L* <http://www.campbellsci.com/sr50> (Consulté le 16/12/13)
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN & Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3):559-568.
- Cassidy R & Jordan P (2011) Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology* 405(1-2):182-193.
- Centre d'expertise hydrique du Québec (2013) *Atlas hydroclimatique du Québec méridional – Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050*. Québec. 51 p.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (2010) *Guide de référence en fertilisation*. 2ème Éd. 473 p.
- Clarke R (1999) Uncertainty in the estimation of mean annual flood due to rating-curve indefiniton. *Journal of Hydrology* 222(1):185-190.
- Clarke R, Mendiondo E & Brusa L (2000) Uncertainties in mean discharges from two large South American rivers due to rating curve variability. *Hydrological Sciences Journal* 45(2):221-236.
- Clausen JC & Spooner J (1993) *Paired watershed study design*. Environmental Protection Agency, Washington.
- Comité de bassin de la rivière Chaudière (2013), <http://www.cobaric.qc.ca/>
- Dillaha TA, Reneau R, Mostaghimi S & Lee D (1989) Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2):0513-0519.
- Dosskey MG, Helmers MJ, Eisenhauer DE, Franti TG & Hoagland KD (2002) Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6):336-343.
- Dubrovsky NM, Burow KR, Clark GM, Gronberg J, Hamilton PA, Hitt KJ, Mueller DK, Munn MD, Nolan BT & Puckett LJ (2010) *The Quality of Our Nation's Water: Nutrients in the Nation's Streams and Groundwater, 1992-2004*. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Éditeur officiel du Québec (1986) *Loi sur les forêts*. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/F_4_1/F4_1.HTM (Consulté le 26/04/13)
- Éditeur officiel du Québec (1997) *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole*. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R26.HTM (Consulté le 26/04/13)

- Éditeur officiel du Québec (2002) *Règlement sur les exploitations agricoles*. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R26.HTM (Consulté le 26/04/13)
- Éditeur officiel du Québec (2005) *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R35.htm (Consulté le 26/04/13)
- Efron B & Tibshirani R (1993) *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman and Hall, New York, Vol 57.
- Fagerland MW & Sandvik L (2009) The Wilcoxon-Mann-Whitney test under scrutiny. *Statistics in Medicine* 28:1487-1497.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998) *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group.
- Ferguson RI (1987) Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth Surface Processes and Landforms* 12(1):95-104.
- Gagnon É & Gangbazo G (2007) *Efficacité des bandes riveraines: analyse de la documentation scientifique et perspectives*. Québec. 17 p.
- Gangbazo G & Le Page A (2005) *Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires*. Direction des politiques de l'eau, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec (Québec).
- Gangbazo G, Roy J & Le Page A (2005) *Capacité de support des activités agricoles par les rivières: le cas du phosphore total*. Direction des politiques en milieu terrestre, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec (Québec).
- Ging P (1999) Water-quality assessment of south-central Texas: Comparison of water quality in surface-water samples collected manually and by automated samplers. *US Department of the Interior, US Geological Survey*.
- Gouvernement du Canada; Ministère des Forêts et du Développement rural (1974) *Atlas National du Canada: Évapotranspiration potentielle*. 4ème édition, <http://geogratis.gc.ca/api/fr/nrcan-rncan/ess-sst/a650fb95-1104-504b-a344-0fe05877b7cf.html> (Consulté le 06/11/12)
- Grabow GL, Spooner J, Lombardo LA & Line DE (1999) Detecting water quality changes before and after BMP implementation: Use of SAS for statistical analysis. *The NCSU Water Quality Group Newsletter*.
- Guerrero J, Westerberg IK, Halldin S, Xu C & Lundin LC (2012) *Temporal variability in stage-discharge relationships*. *Journal of Hydrology*. 446-447, 490-102 p.

- Gumiere SJ, Rousseau AN, Hallema DW & Isabelle PE (2013) Development of VFDM: a riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds. *Canadian Water Resources Journal* 38(3):169-184.
- Harmel RD, King KW & Slade RM (2003) Automated storm water sampling on small watersheds. *Transactions of the ASAE*, 19(6):667-674.
- Harmel RD & King KW (2005) Uncertainty in measured sediment and nutrient flux in runoff from small agricultural watersheds. *Transactions of the ASAE*, 48(5):1713-1721.
- Harmel RD, Cooper RJ, Slade RM, Haney RL & Arnold JG (2006a) Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *Transactions of the ASABE*, 49(3):689-701.
- Harmel RD, King KW, Haggard BE, Wren DG & Sheridan JM (2006b) Practical guidance for discharge and water quality data collection on small watersheds. *Transactions of the ASABE*, 49(4):937-948.
- Hefting M, Beltman B, Karssenberg D, Rebel K, van Riessen M & Spijker M (2006) Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 139(1):143-156.
- Herschey RW (1999) *Hydrometry: principles and practice*. John Wiley & Sons Ltd, 2e Éd. 376 p.
- Herschey RW (2009) *Streamflow measurement*. Taylor and Francis, London, New York, 3e Éd. 536 p.
- Hould Gosselin G, Rousseau AN, Gumiere SJ & Hallema DW (2013) *Evaluating the impact of BMP's on sedimentological connectivity on a small watershed in a temperate climate using MHYDAS-Erosion*. 2013 Joint Scientific CMOS-CGU-CWRA Congress, 26-30 mai, 2013, Saskatoon, Saskatchewan.
- Jaccon G (1986) *Manuel d'hydrométrie, Tome V: Tracé de la courbe de tarage et calcul des débits*. Éditions de l'Orstom. 225 p.
- Jacobs TC & Gilliam JW (1985) Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, 14(4):472-478.
- James BR, Bagley BB & Gallagher PH (1990) *Riparian zone vegetation effects on nitrate concentrations in shallow groundwater*. Proceedings 1990 Chesapeake Bay Research Conference.
- Jansson M (1985) *A comparison of detransformed logarithmic regressions and power function regressions*. Geografiska Annaler. Series A. Physical Geography. 61-70 p.
- Jaynes DB, Dinnes DL, Meek DW, Karlen DL, Cambardella CA & Colvin TS (2004) Using the late spring nitrate test to reduce nitrate loss within a watershed. *Journal of Environmental Quality*, 33:669-677.
- King KW & Harmel RD (2003) Considerations in selecting a water quality sampling strategy. *Transactions of the ASAE*, 46(1):63-73.

- La Financière agricole du Québec (2013) *Rendements de référence 2013 en assurance récolte*. Direction de la Recherche et du développement. 44 p.
- Lamontagne L, Martin A & Nolin MC (2010) Étude pédologique du bassin versant du Bras d'Henri (Québec). *Laboratoires de pédologie et d'agriculture de précision, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Service national d'information sur les terres et les eaux. Direction générale de la recherche. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec, (Québec):78 pp. + Annexes.*
- Lang M, Perret C, Renouf É, Sauquet E & Paquier A (2006) Incertitudes sur les débits de crue. *La Houille Blanche*, 6:33-41.
- Lazorchak JM, Klemm DJ & Peck DV (1998) *Environmental monitoring and assessment program-surface waters: field operations and methods for measuring the ecological condition of wadeable streams. Section 6: Stream discharge*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio
- Le Coz J (2012) *A literature review of methods for estimating the uncertainty associated with stage-discharge relations*. Cemagref, Hydrology-Hydraulics, Lyon, France.
- Lee C (2011) *Corn Growth Stages and Growing Degree Days: A Quick Reference Guide*. University of Kentucky College of Agriculture, Lexington, Vol AGR-202.
- Lee KH, Isenhardt TM & Schultz RC (2003) Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(1):1-8.
- Lemelin D, Gagnon A, Beaudoin E & Brochu M (2008) *Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPB): Aménagements hydro-agricoles d'un micro-bassin versant dans le sous-bassin hydrographique Bras d'Henri de la rivière Chaudière*. Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec, Sainte-Marie, Québec.
- Lemke AM, Kirkham KG, Lindenbaum TT, Herbert ME, Tear TH, Perry WL & Herkert JR (2011) Evaluating agricultural best management practices in tiles-drained subwatersheds of the Mackinaw River, Illinois. *Journal of Environmental Quality*, 40(4):1215-1228.
- Li S, Elliott JA, Tiessen KHD, Yarotski J, Lobb DA & Flaten DN (2011) The effects of multiple beneficial management practices on hydrology and nutrient losses in a small watershed in the Canadian prairies. *Journal of Environmental Quality*, 40(5):1627-1642.
- Mailhot A, Rousseau AN, Talbot G, Gagnon P & Quilbé R (2008) A framework to estimate sediment loads using distributions with covariates: Beaurivage river watershed (Québec, Canada). *Hydrological Processes*, 22:4971-4985.
- McFarland A & Hauck L (2001) *Strategies for monitoring nonpoint-source runoff*. Texas Institute for Applied Environmental Research, Stephenville, Texas, Vol 115.
- Ministère de l'Environnement (2003) *Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec*. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025. 143 p.

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune & des Parcs (2002) *L'Eau. La Vie. L'Avenir. Politique Nationale De L'Eau*. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN, 2-550.
- Moyeed RA & Clarke RT (2005) The use of Bayesian methods for fitting rating curves, with case studies. *Advances in Water Resources* 28(8):807-818.
- Mulla DJ, Birr AS, Kitchen N & David M (2005) Evaluating the effectiveness of agricultural management practices at reducing nutrient losses to surface waters.
- Muma M, Gumiere SJ, Rousseau AN, Scudeler C & Paniconi C (2013) *Implementation of a root water extraction module in CATHY: Comparison of four empirical root-density distribution models*. Four Decades of Progress in Monitoring and Modeling of Processes in the Soil-Plant-Atmosphere System: Applications and Challenges, 19-21 juin, Naples, Italie, *Procedia Environmental Sciences* Vol 19. 57-66 p.
- North Dakota Agricultural Weather Network (2013) *Corn Growing Degree Days*. <http://ndawn.ndsu.nodak.edu/help-corn-growing-degree-days.html> (Consulté le 20 août)
- Osborne LL & Kovacic DA (1993) Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream. *Freshwater Biology*, 29(2):243-258.
- Pappenberger F, Matgen P, Beven KJ, Henry J-B, Pfister L & De Fraipont P (2006) Influence of uncertain boundary conditions and model structure on flood inundation predictions. *Advances in Water Resources*, 29:1430-1449.
- Patoine M, Hébert S & D'Auteuil-Potvin F (2012) Water quality trends in the last decade for ten watersheds dominated by diffuse pollution in Québec (Canada). *Water Science & Technology* 65(6):1095-1101.
- Peace Corps (1987) Les cultures de référence. *Cultures traditionnelles de plein champ*, Bibliothèque pour le développement durable et les besoins humains essentiels, New Zeland Digital Library, University of Walkato, Hamilton, Nouvelle-Zélande.
- Pelletier PM (1988) Uncertainties in the single determination of river discharge: a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering* 15(5):834-850.
- Peterjohn WT & D.L. C (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations of the role of riparian forest. *Ecological Society of America*, 65(5):1466-1475.
- Petersen-Overleir A (2004) Accounting for heteroscedasticity in rating curve estimates. *Journal of Hydrology* 292(1):173-181.
- Petersen-Overleir A & Reitan T (2005) Objective segmentation in compound rating curves. *Journal of Hydrology* 311(1):188-201.
- Petersen-Overleir A (2006) Modelling stage—discharge relationships affected by hysteresis using the Jones formula and nonlinear regression. *Hydrological Sciences Journal* 51(3):365-388.

- Petersen-Overleir A & Reitan T (2009) Bayesian analysis of stage–fall–discharge models for gauging stations affected by variable backwater. *Hydrological Processes*, 23(21):3057-3074.
- Quilbé R, Rousseau AN, Duchemin M, Poulin A, Gangbazo G & Villeneuve J-P (2006) Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage river (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326:295-310.
- Rantz SE (1982a) Measurement and computation of streamflow: Volume 1. Measurement of stage and discharge. *US Geological Survey Water-Supply paper*, 7:211-226.
- Rantz SE (1982b) Measurement and computation of streamflow; Volume 2. Computation of discharge. *US Geological Survey Water-Supply paper*, 10:332-360.
- Reitan T & Petersen-Overleir A (2008) Bayesian power-law regression with a location parameter, with applications for construction of discharge rating curves. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 22(3):351-365.
- Rousseau AN, Savary S, Hallema DW, Gumiere SJ & Foulon E (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.
- Ruxton GD (2006) The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann-Whitney U test. *Behavioral Ecology*.
- Schilling KE & Spooner J (2006) Effects of watershed-scale land use change on stream nitrate concentrations. *Journal of Environmental Quality*, 35:2132-2145.
- Schwartz SS & Naiman DQ (1999) Bias and variance of planning level estimates of pollutant loads. *Water Resources Research*, 35(11):3475-3487.
- Sharpley AN, Kleinman P, Jordan P, Bergström L & Allen A (2009) Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed. *Journal of Environmental Quality*, 38(5):1981-1988.
- Sharpley AN, Richards P, Herron S & Baker D (2012) Case study comparison between litigated and voluntary nutrient management strategies. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(5):442-450.
- Singh KP & Durgunoglu A (1989) *Developing accurate and reliable stream sediment yields*. Proc Symp Sediment and the Environment, Champaign, Illinois. 193-199 p.
- Skovlund E & Fenstad GU (2001) Should we always choose a nonparametric test when comparing two apparently nonnormal distributions? *Journal of Clinical Epidemiology* (54):86-92.
- Slade RM (2004) General methods, information, and sources for collecting and analyzing water-resources data. *CD-ROM textbook for EPCT 2403 Field Methods with Natural Waters, Class in Environmental Resource and Technology Department at Austin Community College*.

- Sontek (2012) *FlowTracker Handheld-ADV*. <http://www.sontek.com/flowtracker.php> (Consulté le 16/09/13)
- Statistique Canada (2004) Human Activity and the Environment. Annual Statistics 2004:100 p.
- Sylvain C, Allaire SE, Lange S, Thériault G & Michaud A (2013) *Efficacité des bandes riveraines en présence de mouvement préférentiel*. 27e congrès annuel de l'AQSSS: «Les sols à bout de souffle?», Chicoutimi, 27-30 mai 2013.
- Teledyne Isco (2013) *710 ultrasonic flow module*. <http://www.isco.com/products/products3.asp?PL=2016020> (Consulté le 16/09/13)
- Teledyne Isco (2014) *6712 Full-Size Portable Sampler*. (Consulté le 6 mai)
- Tremblay Y, Rousseau AN, Plamondon AP, Lévesque D & Prévost M (2009) Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes*, 23(5):764-776.
- United States Department of Agriculture (2003) *National water quality handbook*. Vol 614.
- Venetis C (1970) A note on the estimation of the parameters in logarithmic stage-discharge relationships with estimates of their error. *Hydrological Sciences Journal* 15(2):105-111.
- Walling DE & Webb BW (1981) *The reliability of suspended sediment load data, erosion and sediment transport measurement*. IAHS Publication no. 133, Proceedings of the Florence Symposium, Exeter, Royaume-Uni
- Wenger S (1999) A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. *Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Georgia*.
- Wilde FD, Radtke DB, Gibs J & Iwatsubo RT (1998) National field manual for the collection of water-quality data: US Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. Book 9, chap. A-6, variously paged.
- World Meteorological Organization (2010) *Manual on stream gauging, Volume 1*. Chairperson, Publications Board, Genève, Suisse
- Yang W, Rousseau AN & Boxall P (2007) An integrated economic-hydrologic modeling framework for the watershed evaluation of beneficial management practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(6):423-432.
- Young RA, Huntrods T & Anderson W (1980) Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *Journal of Environmental Quality*, 9(3):483-487.
- Zimmerman DW & Zumbo BD (1993) Rank transformations and power of the Student t test and Welch t test for nonnormal populations with unequal variances. *Canadian Journal of Experimental Psychology* 47:523-539.

Annexes

ANNEXE A

Stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau, méthodes d'estimation des débits et méthodes d'estimation des charges en nutriments

A.1 Introduction

La recherche et le développement en matière d'évaluation de la qualité de l'eau sont souvent restreints au manque ou à l'inexactitude des données de transport de contaminants. La qualité de la collecte de données de débits et de qualité de l'eau dépend précisément du temps et du personnel disponibles, de la maintenance des équipements et de l'analyse des échantillons. Le manque de ressources et de temps disponibles est particulièrement apparent lors d'échantillonnage pendant des événements de pluie. Les concentrations en nutriments et les débits ressortant des événements pluvieux sont souvent peu disponibles ou même manquants, et les charges s'écoulant à ces moments prennent une part très importante de la charge totale annuelle. Des erreurs d'extrapolation peuvent donc fausser l'estimation de la charge.

L'incertitude associée à la mesure de données de qualité de l'eau provient de quatre procédures (Harmel *et al.*, 2006a) : la mesure de débit, la collecte d'échantillons, le stockage et la conservation des échantillons et l'analyse en laboratoire. Il existe plusieurs stratégies d'échantillonnage de la qualité de l'eau qui peuvent être choisies selon les caractéristiques hydrologiques et météorologiques du site étudié, selon les conditions du terrain et selon les ressources et le temps disponibles afin de réduire les sources d'incertitude et d'augmenter la fiabilité des données de qualité de l'eau. Cette annexe a pour objectif de faire un survol des types d'échantillonnage de la qualité de l'eau et de la mesure des débits afin de bien mettre en contexte

les données recueillies par Agriculture et Agroalimentaire Canada qui ont été utilisées dans le cadre de ce mémoire. Ainsi, ce travail a permis de bien comprendre la portée et les incertitudes inhérentes à ces données.

A.2 Échantillonnage de la qualité de l'eau

A.2.1 Échantillonnage périodique

L'échantillonnage d'eau sur une base périodique est nécessaire afin de bien quantifier les contributions des rejets ponctuels et diffus en rivières. Afin de fournir des données les plus utiles, l'échantillonnage d'eau sur une base périodique devrait être effectué le plus souvent possible à des intervalles de temps réguliers (Harmel *et al.*, 2006b). Birgand *et al.* (2011) ont d'ailleurs présenté un diagramme des fréquences d'échantillonnage intéressant afin de calculer l'intervalle minimum d'échantillonnage de l'eau à un niveau d'incertitude désiré et pour une réactivité hydrologique donné d'un bassin versant. Comme nous pouvons nous y attendre, l'incertitude augmente en augmentant l'intervalle d'échantillonnage (Birgand *et al.*, 2011). De plus, une collecte des données hebdomadaire est préférable afin de bien capter la variabilité des concentrations (Harmel *et al.*, 2006b). Les échantillons sont habituellement prélevés à un endroit unique dans le cours d'eau, généralement au centre du courant, parce que les concentrations des constituants sont supposément uniformes à travers la section, à moins que le site soit localisé tout juste en aval d'une source de rejets ponctuels (Ging, 1999; Harmel *et al.*, 2006b). Afin de capter les concentrations élevées durant des événements hydrologiques, il n'est cependant pas suggéré d'espacer les échantillons de façon égale dans le temps (Birgand *et al.*, 2011), c'est pourquoi l'échantillonnage lors d'événements de pluie devient important.

A.2.2 Échantillonnage lors d'événements pluvieux

Ce type d'échantillonnage permet de quantifier les charges en nutriments lors d'événements de pluie et de bien différencier les sources de rejets ponctuels des sources de rejets diffus. Il est typique d'utiliser sur de petits bassins versants des auto-échantillonneurs programmés qui s'enclenchent lors d'événements de pluie, ne forçant donc pas le personnel à se rendre sur les sites et à manuellement récolter les échantillons. La constance dans la procédure d'échantillonnage sur plusieurs sites, le fait qu'ils prennent plusieurs échantillons et qu'ils le fassent sur toute la durée de l'événement de pluie sont les avantages majeurs à utiliser les auto-échantillonneurs. Ces auto-échantillonneurs sont cependant dispendieux et demandent beaucoup d'entretien, ils exigent donc un investissement financier considérable (United States Department of Agriculture, 2003). En ce qui a trait à l'échantillonnage manuel, les deux techniques les plus

utilisées sont les procédures de la *U.S Geological Survey*, l'une étant l'EWI (*Equal-Width-Increment*) et l'autre l'EDI (*Equal-Discharge-Increment*) (voir Wilde *et al.* (1998) pour plus d'informations). L'échantillonnage manuel durant un événement de pluie à un moment ou un endroit aléatoire peut aussi être considéré, mais ce procédé peut occasionner des incertitudes dans la variabilité spatiale et temporelle des concentrations (Harmel *et al.*, 2006a). L'incertitude dans la mesure des données de qualité de l'eau provient du choix du procédé d'échantillonnage. Pour plus d'informations sur la propagation d'erreurs lors de la collecte des données de qualité de l'eau et de débit, une compilation des résultats de récentes recherches est présentée dans Harmel *et al.* (2006a).

A.3 Programmation des auto-échantillonneurs

A.3.1 Introduction

La programmation des auto-échantillonneurs est essentielle pour déterminer combien d'échantillons seront pris lors d'événements de pluie, à quel moment et de quelle façon. Il implique d'abord de déterminer le seuil minimal d'eau à atteindre pour commencer et terminer l'échantillonnage, de déterminer un intervalle de temps ou de débits à utiliser entre deux échantillons, et finalement de choisir d'utiliser des échantillons uniques ou des échantillons composites. Ces trois composantes sont discutées ci-après.

A.3.2 Seuil de dépassement

La première composante critique lors de la programmation de l'auto-échantillonneur est de déterminer le seuil que la hauteur du cours d'eau doit atteindre pour que l'échantillonnage s'enclenche. Lorsque le cours d'eau excède ce seuil, l'auto-échantillonneur se déclenche et continue d'être en opération jusqu'à ce que le cours d'eau revienne en-dessous du seuil. Des résultats de Harmel *et al.* (2003) montrent que des erreurs d'échantillonnage apparaissent lorsque le seuil augmente. En effet, un seuil élevé réduit le nombre d'échantillons et augmente la différence entre la charge de polluants réelle et celle mesurée. D'un autre côté, un seuil faible augmente le nombre d'échantillons pris, mais qui à son tour peut excéder la capacité d'échantillonnage et les ressources en laboratoire disponibles. Somme toute, le seuil devrait être choisi afin d'échantillonner le plus possible lors d'événement de pluie.

A.3.3 L'intervalle de temps et l'intervalle de débits

Une autre composante critique lors de la programmation de l'auto-échantillonneur est de déterminer quel intervalle utiliser entre deux prises d'échantillons. Il est possible d'utiliser un

intervalle de temps entre deux échantillons, cette option étant simple et sa procédure fiable. Cependant, des intervalles de temps trop courts augmentent le nombre d'échantillons et peuvent remplir toutes les bouteilles disponibles avant que l'événement ne soit terminé. Il est aussi possible d'utiliser les valeurs de débits pour définir les intervalles d'échantillonnage. Cette procédure requiert cependant de mesurer continuellement les valeurs de débits afin de déterminer l'intervalle d'échantillonnage. Plusieurs études dont celles de King et Harmel (2003) et de Harmel et King (2005) ont conclu que l'échantillonnage à des intervalles de débits représentait mieux les charges lors d'événements pluvieux en comparaison des intervalles de temps. En effet, puisque la majorité des échantillons prélevés par intervalle de débits sont pris à des débits élevés, les concentrations sont ainsi prélevées lorsque les flux de contaminants sont élevés.

A.3.4 Échantillons uniques et échantillons composites

Les auto-échantillonneurs ont généralement l'option de prélever des échantillons uniques (c'est-à-dire un échantillon dans une bouteille) où des échantillons composites (plusieurs échantillons dans une bouteille). Les échantillons uniques fournissent la meilleure représentation de la variabilité temporelle des concentrations des constituants. Il peut y avoir cependant des incertitudes considérables même avec de petits intervalles d'échantillonnage. Cette incertitude est plus prononcée dans un large volume et/ou lors d'événements pluvieux de longue durée, lorsque toutes les bouteilles ont été utilisées avant la fin de l'événement. En effet, la limite de bouteilles étant généralement de 24, cela laisse seulement une fraction des échantillons qui peuvent être prélevés. En ce qui a trait aux échantillons composites, ils augmentent grandement la capacité d'échantillonnage puisqu'ils prélèvent plus d'un échantillon par bouteille. Cependant, les échantillons composites réduisent l'information sur la distribution des constituants lors d'événements, ce qui limite l'étude des mécanismes de transport (McFarland & Hauck, 2001). Le volume des sous-échantillons des échantillons composites devrait être d'au moins 100 à 200 ml étant donné la difficulté à pomper avec précision de petits volumes (Harmel *et al.*, 2006b).

Il est aussi possible de manuellement composer les sous-échantillons en échantillon composite en laboratoire. En utilisant des intervalles de débits lors de l'échantillonnage, des sous-échantillons de même volume peuvent être combinés pour créer l'échantillon composite. Pour des échantillons prélevés à des intervalles de temps réguliers, des sous-échantillons avec des volumes proportionnels aux débits durant chaque intervalle de temps peuvent être combinés pour créer l'échantillon composite. Ces techniques manuelles produisent de bonnes estimations de charges, mais elles requièrent plus de manipulations (Harmel *et al.*, 2006b). Plusieurs études ont conclu que l'échantillonnage composite présente moins d'erreurs qu'augmenter le seuil minimum du

cours d'eau ou qu'augmenter les intervalles d'échantillonnage, spécialement pour des intervalles de débits (King & Harmel, 2003; Harmel & King, 2005).

A.3.5 Les échantillonneurs mécaniques

Outre les auto-échantillonneurs électroniques, des échantillonneurs mécaniques peuvent être une autre option. L'échantillonneur à roues de Coshocton et l'échantillonneur à fentes multiples sont deux approches qui peuvent s'avérer être utiles pour des applications spécifiques de qualité de l'eau. La roue de Coshocton recueille l'écoulement dans un collecteur situé à la limite de la parcelle où l'eau pénètre dans un canal. Cette eau tombe sur une roue légèrement inclinée qui tourne sur elle-même. La deuxième approche est l'échantillonneur à fentes multiples. Il recueille une fraction connue de l'eau de ruissellement et permet d'échantillonner des volumes d'eau proportionnels à plusieurs endroits de la section du cours d'eau.

A.4 Méthodes d'estimation des débits

A.4.1 Structures calibrées

Parmi les méthodes de mesure du débit, il existe des structures pré-étalonnées comme des canaux ou des déversoirs. Ces structures canalisent l'écoulement et de par leur dimension, elles permettent d'obtenir les valeurs de débit. Pour des petits bassins versants, des structures de mesure du débit sont fortement recommandées parce qu'elles ont une relation hauteur-débit associée et fournissent des données fiables et précises pour une maintenance minimale du matériel (Slade, 2004; Harmel *et al.*, 2006b). Parmi les différents types de structures qui peuvent être utilisés comme station d'échantillonnage, on retrouve entre autres des déversoirs à paroi mince triangulaires ou rectangulaires qui sont généralement utilisés pour des faibles débits, lorsque l'on désire une bonne précision et que la maintenance des équipements et le personnel sont disponibles (World Meteorological Organization, 2010). On retrouve ensuite des déversoirs à paroi large aux profils rectangulaires, triangulaires ou autres, qui sont généralement utilisés pour des débits élevés. Finalement, des canaux de formes rectangulaire, trapézoïdale ou en forme de U sont utilisés pour des faibles débits et dans des canaux qui transportent sédiments et débris (World Meteorological Organization, 2010).

A.4.2 Jaugeage sur le terrain

Méthode vitesse-surface

Dans le cas où il n'y a pas de structures calibrées disponibles, il existe des techniques de jaugeage sur le terrain permettant d'obtenir le débit instantané d'un cours d'eau. La méthode vitesse-

surface est couramment utilisée. Elle consiste à diviser la section mouillée du cours d'eau en tranches verticales et de calculer pour chaque tranche : (i) la hauteur d'eau (profondeur), (ii) la largeur de la section, (iii) la vitesse d'écoulement. La vitesse moyenne d'écoulement sur une section transversale d'un cours d'eau se situe à 40 % de profondeur (à partir du fond). La localisation de la section du cours d'eau utilisée est caractérisée par les points suivants (Rantz, 1982a; Lazorchak *et al.*, 1998) :

- Les segments avant et après la section du cours d'eau devraient être droits;
- La profondeur d'eau devrait être plus grande que 15 cm;
- La vitesse d'écoulement devrait être plus élevée que 15 cm/s;
- Le courant est assez uniforme, sans remous ou turbulence excessive;
- La section est en forme de 'U' ;
- La section est sans obstruction (roches, débris, branches ou végétation aquatique dense).

Une fois la section du cours d'eau déterminée, elle est divisée en plusieurs tranches. Lorsque les conditions de variation de la hauteur d'eau le permettent, il est envisageable de faire des jaugeages avec le plus de tranches verticales possible, car la durée de mesure qui s'y ajoute n'est rien en comparaison du gain de précision que cela apporte (Jacon, 1986). Lazorchak *et al.* (1998) proposent que le nombre de tranches se situe entre 15 et 20, mais ajoutent qu'une tranche du cours d'eau ne devrait pas être plus petite que 10 cm, quitte à avoir moins de 15 tranches. Les vitesses d'écoulement sont calculées en se tenant en aval du vélocimètre afin d'éviter de perturber le débit.

Il existe plusieurs méthodes permettant d'estimer la vitesse sur chaque tranche du cours d'eau. On peut d'abord établir une courbe hauteur-vitesse pour chaque tranche, et l'intégrale de la courbe obtenue donne la vitesse moyenne sur la tranche du cours d'eau. Cette méthode est toutefois peu utilisée pour mesurer le débit à cause du temps requis pour collecter toutes les données. Il y a aussi des méthodes estimant la vitesse en deux ou trois points sur la tranche verticale. Les mesures se prennent à 0,2 et 0,8 de profondeur pour la méthode en deux points et à 0,2, 0,6 et 0,8 pour la méthode en trois points. La moyenne arithmétique des observations représente la vitesse moyenne de la tranche du cours d'eau. Plusieurs observations et théories mathématiques actuelles ont aussi montré que la vitesse à 0,6 de profondeur estime bien la vitesse moyenne d'une section verticale d'un cours d'eau et donne des résultats fiables (World Meteorological Organization, 2010). Cette méthode est couramment utilisée (Rantz, 1982a; Lazorchak *et al.*, 1998). Elle est utilisée à l'instar de la méthode en deux points lorsque des amonts de débris à la surface rendent

impossible le calcul de la vitesse à 0,2 de profondeur, lorsqu'il est impossible d'obtenir la vitesse à 0,8 (trop profond) ou lorsque les débits changent rapidement et que les mesures doivent être prises rapidement.

La vitesse d'écoulement et l'aire de chaque tranche du cours d'eau permettent d'obtenir des débits partiels qui sont sommés afin d'obtenir le débit total qui s'écoule sur cette section du cours d'eau :

$$Q = \sum_i^n q_i = \sum_{i=1}^n v_i \cdot A_i \quad (\text{A.1})$$

Où Q est le débit total sur la section du cours d'eau, q_i , v_i et A_i sont respectivement le débit, la vitesse d'écoulement et l'aire de la tranche i et où n est le nombre total de tranches.

Jaugeage à l'aide d'un traceur

Une autre technique de terrain qui peut être utilisée est le jaugeage au sel. Elle consiste à injecter dans le cours d'eau un traceur en solution, en l'occurrence du sel, et de mesurer en aval de l'injection la dilution à l'aide d'une sonde de mesure de salinité. Les mesures de salinité en fonction du temps permettent ensuite d'estimer le débit. Cette méthode peut être utilisée lorsque le cours d'eau ne permet pas d'utiliser la méthode vitesse-surface, c'est-à-dire lorsque le canal est irrégulier (présence de roches ou de débris), sinueux, ou lorsqu'aucune section du cours d'eau n'est assez profonde. Lazorchak *et al.* (1998) proposent de choisir une section du cours d'eau qui contient un ou plusieurs déversoirs ou bien d'injecter le traceur à un endroit permettant une répartition homogène du mélange sur le tronçon. Deux méthodes peuvent être utilisées afin d'estimer le débit à l'aide d'un traceur (Rantz, 1982a) :

- (1) Injecter le traceur en solution dans le cours d'eau à un rythme constant et pendant une période suffisamment longue pour obtenir des mesures de concentration constantes en aval de la section.

$$QC_b + qC_1 = (Q + q) \cdot C_2 \quad (\text{A.2})$$

$$Q = \left(\frac{C_1 - C_2}{C_2 - C_b} \right) \cdot q \quad (\text{A.3})$$

Où

q : Débit du traceur en solution injectée

Q : Débit du cours d'eau

C_b : Concentration du traceur en amont de l'injection

C_1 : Concentration du traceur en solution injectée

C_2 : Concentration du traceur mesurée en aval de l'injection lorsqu'elle devient constante

(2) Injecter le traceur en solution instantanément dans le cours d'eau.

$$Q = \frac{V_1 C_1}{\int_0^{\infty} (C - C_b) dt} \quad (\text{A.4})$$

Où

Q : Débit du cours d'eau

V_1 : Volume du traceur en solution

C_1 : Concentration du traceur en solution

C : Concentration du traceur à un temps donné en aval de l'injection dans le cours d'eau

C_b : Concentration du traceur en amont de l'injection dans le cours d'eau

t : temps

Pour plus d'informations sur ces deux méthodes, le lecteur est invité à consulter Rantz (1982a).

A.4.3 Équation de Manning

Une autre méthode qui peut être utilisée est l'application de l'équation de Manning. Cette équation estime la vitesse d'écoulement à partir des dimensions de la section du cours d'eau, de la pente et d'un coefficient de rugosité du canal qui dépend de la nature des matériaux du cours d'eau ou du canal. L'utilisation de l'équation de Manning au lieu de prises de mesures de débits est à éviter, car elle augmente considérablement l'incertitude (Harmel *et al.*, 2006a; Harmel *et al.*, 2006b).

A.4.4 Autres méthodes

D'autres méthodes utilisent des technologies récentes pour calculer le débit. On retrouve entre autres des techniques à l'aide de radars, des méthodes électromagnétiques et des méthodes acoustiques telles que l'*acoustic Doppler current profiling* (ADCP) ou l'*acoustic Doppler velocity meters* (ADVM), où la différence de fréquence entre le signal transmis et réfléchi permet d'estimer la vitesse de l'eau en surface. Ces techniques s'appliquent particulièrement sur des sites où le cours d'eau est large, l'écoulement est instable, le site peut être inondé ou inaccessible durant des événements de pluie et où les mesures doivent être prises rapidement (World Meteorological Organization, 2010).

A.4.5 Conclusion

Bref, ces différentes techniques de mesure sont les plus courantes et lorsque plusieurs paires de points hauteur-débit sont établies, on peut obtenir la courbe de tarage à cette section du cours d'eau. La qualité du travail sur le terrain lors du jaugeage est très importante, car elle se reflète irrémédiablement lors du tracé de la courbe de tarage. Les mesures hauteur-débit devraient cependant être effectuées périodiquement afin de déterminer si des changements dans la courbe de tarage sont apparus avec le temps (Harmel *et al.*, 2006b; Braca, 2008). Par ailleurs, le choix d'une de ces techniques doit être fait selon les caractéristiques du site étudié et de l'adaptation aux conditions du terrain.

A.5 Courbes de tarage

A.5.1 Fonction de régression

Lorsqu'il n'y a pas de structures calibrées sur la section permettant de calculer le débit en continu, la méthode la plus commune permettant d'estimer le débit repose sur l'établissement d'une relation hauteur d'eau – débit, qui peut être ensuite utilisée pour convertir des valeurs de hauteur d'eau enregistrées en continu en valeurs de débits. La courbe de tarage rassemble donc les paires de points hauteur-débit qui ont été calculés sur la section du cours d'eau. Les hauteurs d'eau ponctuelles sont mesurées dans le cours d'eau précisément à l'endroit où se trouve l'instrument mesurant les hauteurs d'eau en continu.

L'une des équations les plus utilisées lors de la régression de la relation hauteur-débit est la fonction puissance (Rantz, 1982a; Pappenberger *et al.*, 2006; Braca, 2008; Herschy, 2009; Lemke *et al.*, 2011; Guerrero *et al.*, 2012; Le Coz, 2012). Au départ, trois fonctions ont été testées : la fonction puissance, la fonction quadratique et la fonction exponentielle. C'est la fonction puissance qui a été retenue, car elle représentait mieux les données:

$$Q = \beta_0 \cdot (h - h_0)^{\beta_1} + \varepsilon \quad (\text{A.5})$$

Où Q est le débit, h est la hauteur d'eau, β_0 , et β_1 sont les paramètres de la régression (constantes) et le terme d'erreur est $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$. h_0 correspond à la hauteur lorsque $Q=0$. La fonction est souvent réécrite comme la transformation-log de la fonction puissance :

$$\log(Q) = \log(\beta_0) + \beta_1 \log(h - h_0) \quad (\text{A.6})$$

Une fois la courbe de tarage établie, la hauteur d'eau de la section peut être continuellement mesurée et transformée en débit. On retrouve comme types de capteurs fréquemment utilisés pour obtenir des évaluations continues de hauteurs d'eau des capteurs de pression et des capteurs sans

contact. Les capteurs de pression sont des capteurs submergés qui mesurent la hauteur d'eau en déterminant la pression créée par la colonne d'eau. Les capteurs sans contact sont suspendus au-dessus de la surface de l'eau et utilisent des sondes ultrasoniques ou des radars afin de déterminer la hauteur d'eau. Ces capteurs sont généralement connectés à un enregistreur de données électronique afin de stocker les données de façon continue. Par ailleurs, notons que si les hauteurs d'eau utilisées lors du tracé de la courbe de tarage et celles calculées en continu sur le cours d'eau ne proviennent pas du même instrument, les hauteurs d'eau doivent être ajustées afin d'obtenir les débits correspondants.

A.6 Méthodes d'estimation des charges en nutriments et en sédiments

A.6.1 Introduction

Le calcul des charges en nutriments dans une tranche d'un cours d'eau est donné par l'équation suivante :

$$L = \int_{t_1}^{t_2} Q(t) \cdot C(t) dt \quad (\text{A.7})$$

Où L représente la charge totale en g dans l'intervalle de temps t_1 à t_2 exprimés en secondes, $Q(t)$ le débit en m^3/s au temps t , $C(t)$ la concentration en nutriments en mg/L au temps t . Les valeurs de débits et de concentrations ne pouvant être mesurées en continu et de façon simultanée, il existe des méthodes permettant d'estimer ces charges. Ces méthodes peuvent être séparées en trois catégories, ces catégories étant basées sur la façon dont les valeurs manquantes de concentrations sont estimées. Ces méthodes sont : (i) par pondération (ou interpolation), (ii) par estimation à l'aide de ratios et (iii) par régression.

A.6.2 Pondération (ou interpolation)

Ces méthodes utilisent les concentrations échantillonnées comme des valeurs représentatives de tout l'intervalle entre les échantillons et n'utilisent donc pas la relation entre la concentration et le débit. Elles utilisent les moyennes des concentrations et des débits sur un intervalle de temps afin d'estimer les charges correspondantes. Quatre procédures sont présentées ci-dessous (Walling & Webb, 1981; Cassidy & Jordan, 2011).

La première procédure consiste à calculer séparément la concentration moyenne journalière ainsi que le débit moyen journalier et ce, seulement pour les jours où ces données sont mesurées :

$$L = \frac{\sum_{i=1}^n A_i C_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \cdot \frac{\sum_{i=1}^n A_i Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \cdot n = \bar{C} \cdot \bar{Q} \cdot n \quad (\text{A.8})$$

Où L représente la charge résultante, n le nombre de jours inclus dans la période d'estimation des charges, A_i un indicateur sur la disponibilité de la donnée de concentration au jour i (1 si elle est disponible et 0 sinon) et finalement C_i et Q_i la concentration et le débit moyens au jour i .

La deuxième procédure consiste à calculer le débit à l'aide de la moyenne de tous les débits mesurés, comparativement à la première procédure qui utilise les débits où les données de concentrations correspondantes sont mesurées :

$$L = \frac{\sum_{i=1}^n A_i C_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \cdot \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \cdot n = \bar{C} \cdot \mu_q \cdot n \quad (\text{A.9})$$

Où

$$\mu_q = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \quad (\text{A.10})$$

La troisième procédure consiste à calculer la charge pour chaque jour où les données de concentration et de débit sont disponibles, et la charge moyenne journalière est donc donnée par :

$$L = \frac{\sum_{i=1}^n A_i C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \cdot n = \overline{CQ} \cdot n \quad (\text{A.11})$$

La dernière procédure est dérivée de la troisième. Elle mesure la charge moyenne journalière avec la moyenne de tous les débits mesurés :

$$L = \frac{\frac{\sum_{i=1}^n A_i C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i}}{\frac{\sum_{i=1}^n A_i Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i}} \cdot \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \cdot n = \overline{CQ} \frac{\mu_q}{\bar{Q}} \cdot n \quad (\text{A.12})$$

Les deux premières procédures donnent des résultats semblables avec des sous-échantillons différents d'un même jeu de données, mais elles sous-estiment fortement les charges (Walling & Webb, 1981). Les deux dernières procédures montrent des résultats moins biaisés qu'avec les deux premières, mais les résultats montrent une grande variabilité dans les estimations de charges (Walling & Webb, 1981). Par ailleurs, les résultats de Birgand *et al.* (2011) ont montré que les mesures de débits en continu sont nécessaires pour calculer les charges d'azote avec une précision et un biais raisonnables.

A.6.3 Méthodes par ratios

Contrairement aux méthodes par pondération, les méthodes par ratio et par régression introduisent la relation débit-concentration. L'estimation par ratio prédit l'accumulation de concentrations non échantillonnées en calculant le ratio de la somme des charges échantillonnées par la somme des débits échantillonnés. La formule suivante représente la procédure précédente (Équation A.12) multipliée par un ratio :

$$L = \overline{CQ} \cdot \frac{\mu_a}{\bar{Q}} \cdot n \cdot \left(\frac{1 + \frac{1}{n_d} \frac{S_{CQ}}{\overline{CQ} \cdot \bar{Q}}}{1 + \frac{1}{n_d} \frac{S_{Q^2}}{\bar{Q}^2}} \right) \quad (\text{A.13})$$

Où

$$n_d = \sum_{i=1}^n A_i \quad (\text{A.14})$$

$$S_{CQ} = \frac{1}{n_d - 1} \left(\sum_{i=1}^n A_i C_i Q_i - n_d \overline{CQ} \cdot \bar{Q} \right) \quad (\text{A.15})$$

$$S_{Q^2} = \frac{1}{n_d - 1} \left(\sum_{i=1}^n A_i Q_i^2 - n_d \bar{Q}^2 \right) \quad (\text{A.16})$$

Ce ratio représente la covariance entre les valeurs de charges et de débits. Ces estimateurs sont non biaisés et conviennent très bien lorsque l'on se retrouve avec beaucoup de valeurs de débits et peu de données de concentrations disponibles (Quilbé *et al.*, 2006).

Une estimation simple des charges peut aussi être obtenue en multipliant seulement le volume de débit cumulé sur une période de temps par une valeur unique de concentration en nutriments. Cette valeur de concentration est estimée à l'aide d'un ratio entre la somme des charges mesurées à l'intervalle de temps d'échantillonnage et la somme des débits y correspondant. Étant donné que cette méthode est très simple, elle produit de grandes incertitudes; malgré cela, elle est souvent utilisée comme première estimation des charges (Schwartz & Naiman, 1999).

A.6.4 Méthodes de régression

Les méthodes de régression représentent des alternatives pour quantifier les concentrations en fonction des débits, et en appliquant l'équation (A.7), elles permettent ainsi d'estimer les charges en nutriments. L'équation de régression linéaire entre le logarithme des concentrations C et le logarithme des débits Q est la plus commune :

$$\log_{10}(C) = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10}(Q) \quad (\text{A.17})$$

Où β_0 et β_1 sont les paramètres de la régression. Cependant, cet estimateur produit une forte sous-estimation des charges en utilisant une transformation logarithmique (Walling & Webb,

1981). Ce problème est bien connu et plusieurs corrections ont été proposées (Jansson, 1985; Ferguson, 1987; Singh & Durgunoglu, 1989). Les méthodes de régression requièrent peu de données et peuvent être appliquées sur de petits ensembles obtenus sur plusieurs années (Harmel *et al.*, 2006b). La qualité des prédictions dépend de la qualité de la corrélation entre les débits et les concentrations. L'échantillonnage des données devrait être fait lors d'événements «*baseflow*» et d'événements pluvieux, comparativement à des intervalles d'échantillonnage fixes qui peuvent mal représenter les valeurs de charges (Harmel *et al.*, 2006b; Quilbé *et al.*, 2006).

ANNEXE B

Règlementation sur les bandes riveraines

L'annexe A présente les lois édictées par le gouvernement du Québec réglementant les largeurs de bandes riveraines requises bordant les lacs ou les cours d'eau.

Article 2.2, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (Éditeur officiel du Québec, 2005)

Pour les fins de la présente politique, la rive est une bande de terre qui borde les lacs et cours d'eau et qui s'étend vers l'intérieur des terres à partir de la ligne des hautes eaux. La largeur de la rive à protéger se mesure horizontalement.

La rive a un minimum de 10 m:

- lorsque la pente est inférieure à 30 %, ou;*
- lorsque la pente est supérieure à 30 % et présente un talus de moins de 5 m de hauteur.*

La rive a un minimum de 15 m:

- lorsque la pente est continue et supérieure à 30 %, ou;*
- lorsque la pente est supérieure à 30 % et présente un talus de plus de 5 m de hauteur.*

D'autre part, dans le cadre de l'application de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (chapitre A-18.1) et de sa réglementation se rapportant aux normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État, des mesures particulières de protection sont prévues pour la rive.

Article 27, Loi sur les forêts (Éditeur officiel du Québec, 1986)

Nul ne peut passer avec une machine servant à une activité d'aménagement forestier dans la lisière boisée de 20 mètres établie par voie réglementaire par le gouvernement pour la protection des rives des lacs et des cours d'eau, sauf s'il est autorisé à le faire en vertu de la présente loi pour la construction d'un chemin ou la mise en place d'infrastructures.

Article 3.2 f), Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (Éditeur officiel du Québec, 2005)

Dans la rive, sont en principe interdits toutes les constructions, tous les ouvrages et tous les travaux. Peuvent toutefois être permis les constructions, les ouvrages et les travaux suivants, si leur réalisation n'est pas incompatible avec d'autres mesures de protection préconisées pour les plaines inondables:

[...]

f) La culture du sol à des fins d'exploitation agricole est permise à la condition de conserver une bande minimale de végétation de 3 m dont la largeur est mesurée à partir de la ligne des hautes eaux; de plus, s'il y a un talus et que le haut de celui-ci se situe à une distance inférieure à 3 m à partir de la ligne des hautes eaux, la largeur de la bande de végétation à conserver doit inclure un minimum d'un mètre sur le haut du talus.

ANNEXE C

Cartes détaillées des sols du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin

Cette annexe présente les cartes des sols du micro-bassin d'intervention et du micro-bassin témoin qui ont été réalisées dans le cadre d'une étude pédologique du bassin versant de la rivière Bras d'Henri (Lamontagne *et al.*, 2010).

Légende des unités cartographiques

Symbole	Description
AI2	Alluvions loam sableux
BE2b + DS3b	Complexe de sols : Fincault, loam sableux très fin, 3 - 8% de pente Des Saules, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BS2	Le Bras, loam sableux fin
BS2 + BS13	Complexe de sols : Le Bras, loam sableux fin; Le Bras, substratum loameux, loam limoneux
BS2 + NE2	Complexe de sols : Le Bras, loam sableux fin; Neubois, loam sableux fin
BS3	Le Bras, loam limoneux
BS3b	Le Bras, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BS3b + DS3b	Complexe de sols : Le Bras, loam limoneux, Des Saules, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BSa2h	Le Bras, variante calcaire, loam sableux fin humifère
BSa3p	Le Bras, variante calcaire, loam limoneux, légèrement à modérément pierreux
BS12b + NE12b	Complexe de sols : Le Bras, substratum loameux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente Neubois, substratum limoneux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
BS12p	Le Bras, substratum loameux, loam sableux, légèrement à modérément pierreux
BV1b + BVb1b	Complexe de sols : Beauvraye, sable loameux, 3 - 8% de pente Beauvraye, variante brunisolique, sable loameux, 3 - 8% de pente
BV1c + BVb1c	Complexe de sols : Beauvraye, sable loameux, 8 - 15% de pente Beauvraye, variante brunisolique, sable loameux, 8 - 15% de pente
BV2	Beauvraye, loam sableux
BV2b	Beauvraye, loam sableux, 3 - 8% de pente
BV2c	Beauvraye, loam sableux, 8 - 15% de pente
BVb2	Beauvraye, variante brunisolique, loam sableux
BVb2b	Beauvraye, variante brunisolique, loam sableux, 3 - 8% de pente
BVb2b + FC2	Complexe de sols : Beauvraye, variante brunisolique, loam sableux, 3 - 8% de pente Fouchette, loam sableux
BVx2	Beauvraye, squelettique, sableux, loam sableux
BVx2b	Beauvraye, squelettique, sableux, loam sableux, 3 - 8% de pente
BVx2g	Beauvraye, squelettique, sableux, loam sableux graveleux
BVx2gb	Beauvraye, squelettique, sableux, loam sableux graveleux, 3 - 8% de pente
BVx2gc	Beauvraye, squelettique, sableux, loam sableux graveleux, 8 - 15% de pente
DS3	Des Saules, loam limoneux
DSa2h	Des Saules, variante calcaire, loam sableux fin humifère
DSaT	Des Saules, variante calcaire, tourbeux
DT2p + P12p	Complexe de sols : Dosquet, loam sableux, légèrement à modérément pierreux, Des Pins, loam sableux fin, légèrement à modérément pierreux
JU2	Saint Jude, loam sableux
JU3b	Saint Jude, loam sableux, 3 - 8% de pente
JU3b + SA2b	Complexe de sols : Saint Jude, loam sableux, 3 - 8% de pente; Saint-Samuel, loam sableux, 3 - 8% de pente
MA3p	Marcocq, loam, légèrement à modérément pierreux
NE2	Neubois, loam sableux fin
NE12	Neubois, substratum loameux, loam sableux fin
OR2b	Des Orignoux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
OR2b + DS2b	Complexe de sols : Des Orignoux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente; Des Saules, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
OR3b + DS3b	Complexe de sols : Des Orignoux, loam limoneux, 3 - 8% de pente, Des Saules, loam, 3 - 8% de pente
P12 + DT2	Complexe de sols : Des Pins, loam sableux fin; Dosquet, loam sableux
P12bp + MA2bp	Complexe de sols : Des Pins, loam sableux fin, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux Marcocq, loam sableux, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux
P13bp + MA3h	Complexe de sols : Des Pins, loam limoneux, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux Marcocq, loam humifère
SE2	Séraphine, loam sableux fin
SE2h	Séraphine, loam sableux fin humifère
SAa3h	Saint Samuel, variante calcaire, loam limoneux humifère
VA2	Valère, loam sableux fin
VA3b	Valère, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
TN/S	Humus/terrapin sur matériau sableux
R	Ravin
B	Saldées
U	Urbain

Figure C.1 : Légende de la carte des sols du micro-bassin d'intervention.

Légende des unités cartographiques

Symbole	Description
BS3	Le Bras, loam limoneux
BS3+NE3	Complexe de sol : Le Bras, loam limoneux; Neubois, loam limoneux
BSa3	Le Bras, variante calcaire, loam limoneux
BSat	Le Bras, variante calcaire, tourbeux
BS3b+NE3b	Complexe de sol : Le Bras, loam limoneux, 3-8% de pente; Neubois, loam limoneux, 3-8% de pente
BS1a3	Le Bras, substratum loameux, variante calcaire, loam limoneux
BS3b	Le Bras, loam limoneux, 3-8% de pente
BS3bp+NE3bp	Complexe de sol : Le Bras, loam limoneux, 3-8% de pente, pierreux; Neubois, substratum loameux, loam limoneux, 3-8% de pente, pierreux
BS13b+NE3b	Complexe de sol : Le Bras, substratum loameux, loam limoneux, 3-8% de pente; Neubois, substratum loameux, loam limoneux, 3-8% de pente
BV2b	Beauvage, loam sableux, 3-8% de pente
DSa3h+TN/A	Complexe de sol : Des Saults, variante calcaire, loam sableux fin humifère; Humisol sur argile
DT2b+PI2b	Complexe de sol : Dosquet, loam sableux fin, 3-8% de pente; Des Pins, loam sableux fin, 3-8% de pente
JU2+SM2	Complexe de sol : Saint-Jude, sable loameux; Saint-Samuel, sable loameux
LV3	Lévrard, loam limoneux
LV3b	Lévrard, loam limoneux, 3-8% de pente
LV3h	Lévrard, loam limoneux humifère
LVa3	Lévrard, variante calcaire, loam limoneux
MA2b	Mawcook, loam limoneux, 3-8% de pente
MA3b+PI2b	Complexe de sol : Mawcook, loam limoneux, 3-8% de pente; Des Pins, loam sableux, 3-8% de pente
NE3b	Neubois, loam limoneux, 3-8% de pente
OR2b	Des Orignaux, loam sableux fin, 3-8% de pente
OR3b	Des Orignaux, loam limoneux, 3-8% de pente
PI2b	Des Pins, loam sableux, 3-8% de pente
PI2c	Des Pins, loam sableux fin
PI2b+MAa3h	Complexe de sol : Des Pins, loam sableux, 3-8% de pente; Mawcook, variante calcaire, loam limoneux humifère
VA2b+SE3b	Complexe de sol : Valère, loam sableux fin, 3-8% de pente; Seraphine, loam sableux argileux
VA1b	Valère, sable fin loameux, 3-8% de pente
VA2b	Valère, loam sableux fin, 3-8% de pente
TN/A	Humisol sur argile
R	Ravin

Figure C.2 : Légende de la carte des sols du micro-bassin témoin.

Carte des sols

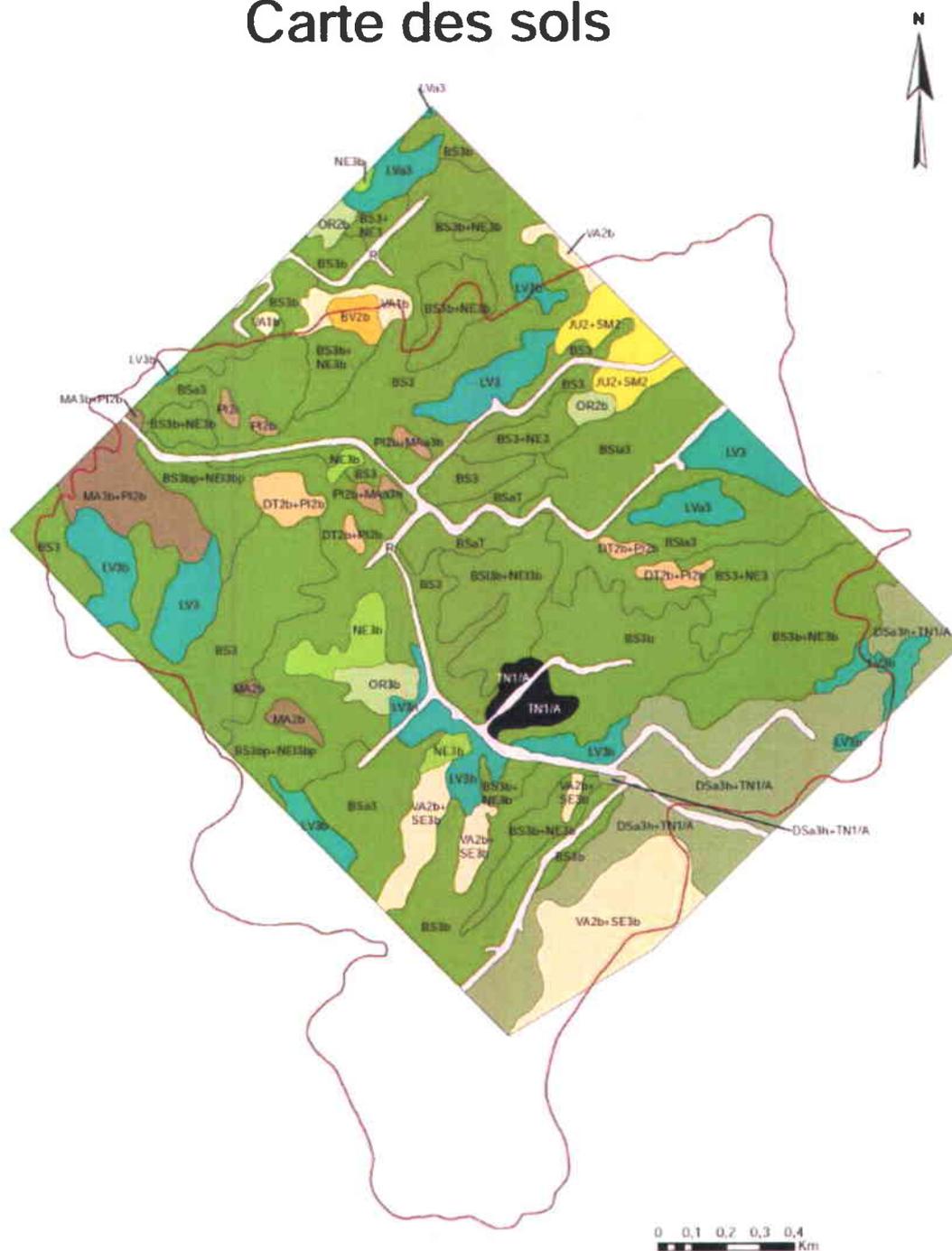


Figure C.2 : Cartes des sols du micro-bassin témoin de la rivière Bras d'Henri (tiré de Lamontagne *et al.* (2010)).

ANNEXE D

Méthodes d'analyse des échantillons

Cette annexe présente les détails sur le traitement des échantillons de même que les méthodes utilisées pour la détermination des contaminants. La filtration est faite à 0,45 µm pour les analyses des formes dissoutes de nutriments et à 1 µm pour les matières en suspension.

N_{total} : Digestion au persulfate de potassium et méthode colorimétrique automatisée (LACHAT Instruments QuikChem Method 13-107-04-1-A)

- *Standard Methods of the examination of water and wastewater*, A.D. Eaton, L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, 19th edition p 4-95/4-96, 1995.
- L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, J. Rodier, DUNOD 1996.

$N_{\text{total dissous}}$: Digestion au persulfate de potassium et méthode colorimétrique automatisée (LACHAT Instruments QuikChem Method 13-107-04-1-A)

- *Standard Methods of the examination of water and wastewater*, A.D. Eaton, L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, 19th edition p 4-95/4-96, 1995.
- L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, J. Rodier, DUNOD 1996.

$N_{\text{total particulaire}} : N_{\text{total}} - N_{\text{total dissous}}$

NO_3 : Dionex ICS-2000 (Chromatographie liquide)

NO_2 : Méthode colorimétrique automatisée avec le sulfanilamide et le N.E.D

- *Standard operating procedure: Nitrite by Manual Colorimetric Method – Soil*, p. 1-5. Department of Agriculture, Agricultural and Environmental science nutrient management group.
- Keeney, D.R. and Nelson, D.W. 1982. Nitrogen-inorganic forms p. 643-648. A.L. Page et al. (ed.) *Methods of soil analysis. 2nd ed. Part 2*. Agronomy Monography, 9. ASA and SSSA, Madison, W.I.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Détermination des nitrates et des nitrites dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D. MA. 303 – NO₃ 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec., 2003, 17p.
- Andrew D. Eaton, Leonore S., Clesceri, Arnold E. Greenberg, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th Edition Maryland, USA pp : 4-83 : 4-84.

NH₄ : Méthode par colorimétrie manuelle.

- Charles Nkonge and G. Murray Ballance. A sensitive Colorimetric Procedure for Nitrogen Determination in Micro-Kjeldahl. *J. Agric. Food. Chem.* 1982, 30, 416-420.

N_{inorganique total} : NO₃ + NO₂ + NH₄

N_{organique dissous} : N_{total dissous} – N_{inorganique total}

P_{total} : Digestion au persulfate de potassium et colorimétrie manuelle (méthode bleue Molybdate d'ammonium/acide ascorbique)

- AOAC. 1995. *AOAC official method 973.55 Phosphorus in water In Official methods of analysis of AOAC International*. Vol. 1, Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs. 16th ed. Arlington, Virginia.
- Ron Vaz, M.D., Edwards, A.C. and Shand, C.A. 1992. Determination of dissolved organic phosphorus in soil solutions by an improved automated photo-oxidation procedure. *Talanta* 39 (11) : 1479-1487.
- Rowland, A.P. and Haygarth P.M. 1997. Determination of total dissolved phosphorus in soil solutions. *Journal Environmental Quality* 26 : 410-415.

- Adrew D. Eaton Leonore S. Clesceri, Arnold E. Greenberg, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19 th Edition Maryland, USA pp : 4-106: 4-109

P_{total dissous} : Digestion au persulfate de potassium et colorimétrie manuelle (méthode bleue Molybdate d'ammonium/acide ascorbique)

- AOAC. 1995. *AOAC official method 973.55 Phosphorus in water In Official methods of analysis of AOAC International*. Vol. 1, Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs. 16th ed. Arlington, Virginia.
- Ron Vaz, M.D., Edwards, A.C. and Shand, C.A. 1992. Determination of dissolved organic phosphorus in soil solutions by an improved automated photo-oxidation procedure. *Talanta* 39 (11) : 1479-1487.
- Rowland, A.P. and Haygarth P.M. 1997. Determination of total dissolves phosphorus in soil solutions. *Journal Environmental Quality* 26 : 410-415.
- Adrew D. Eaton Leonore S. Clesceri, Arnold E. Greenberg, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19 th Edition Maryland, USA pp : 4-106: 4-109

P_{total particulaire} : $P_{total} - P_{total dissous}$

P_{réactif au molybdate} = P_{total réactif} : Colorimétrie manuelle (méthode bleue Molybdate d'ammonium/acide ascorbique)

- AOAC. 1995. *AOAC official method 973.55 Phosphorus in water In Official methods of analysis of AOAC International*. Vol. 1, Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs. 16th Arlington, Virginia.
- Ron Vaz, M.D., Edwards, A.C. and Shand, C.A. 1992. Determination of dissolved organic phosphorus in soil solution by an improved automated photo-oxidation procedure. *Talanta* 39 (11) : 1479-1487.
- Rowland, A.P. and Haygarth, P.M. 1997. Determination of total dissolved phosphorus in soil solutions. *Journal of Environmental Quality* 26 : 410-415.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S. and Greeberg, A.E. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th Edition Maryland, USA. pp. 4-106: 4-109.

$P_{\text{dissous réactif au molybdate}} = P_{\text{dissous réactif}}$: Colorimétrie manuelle (méthode bleue Molybdate d'ammonium/acide ascorbique)

- AOAC. 1995. *AOAC official method 973.55 Phosphorus in water In Official methods of analysis of AOAC International*. Vol. 1, Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs. 16th Arlington, Virginia.
- Ron Vaz, M.D., Edwards, A.C. and Shand, C.A. 1992. Determination of dissolved organic phosphorus in soil solution by an improved automated photo-oxidation procedure. *Talanta* 39 (11) : 1479-1487.
- Rowland, A.P. and Haygarth, P.M. 1997. Determination of total dissolved phosphorus in soil solutions. *Journal of Environmental Quality* 26 : 410-415.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S. and Greeberg, A.E. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th Edition Maryland, USA. pp. 4-106: 4-109.

$P_{\text{particulaire réactif}} = P_{\text{total réactif}} - P_{\text{dissous réactif}}$

$P_{\text{particulaire non réactif}} = P_{\text{particulaire}} - P_{\text{particulaire réactif}}$

$P_{\text{organique dissous}} = P_{\text{dissous}} - P_{\text{dissous réactif}}$

Matières en suspension : Filtration

- *Standard Methods*, A.D. Eaton, L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, section 2540 D, 1995.
- L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, J. Rodier, DUNOD, 1996.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, détermination des solides en suspension totaux et volatils dans l'eau : méthode gravimétrique. MA. 104-S.S. 1.0, Rév.2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2005, 10p.

ANNEXE E

Courbes de tarage sur le micro-bassin témoin

Cette annexe présente les résultats relatifs aux calculs des courbes de tarage annuelles au point d'échantillonnage situé à l'exutoire du micro-bassin témoin.

Tableau E.1: Coefficients des régressions hauteurs manuelles-hauteurs sonde à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.

	β_0	β_1
2005	-0,07	1,31
2006	-0,06	1,22
2007	0,07	0,60
2008	-0,09	1,41
2009	-0,03	1,37
2010	0,02	1,04
2011	0,14	0,95
2012		

Tableau E.2 : Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) (m) des régressions hauteurs manuelle-hauteur sonde à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
R^2 (%)	86,81	88,07	91,16	80,24	66,67	93,22	81,82	
RMSE(m)	0,02	0,02	0,01	0,03	0,04	0,03	0,03	
Taille de l'échantillon	16	25	22	24	11	10	13	

Tableau E.3: Coefficients des régressions hauteurs-débit à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.

	β_0	β_1
2005	8,59	3,26
2006	9,24	4,59
2007	11,21	6,22
2008	10,03	3,96
2009	9,45	4,12
2010	10,50	4,93
2011	9,12	4,17
2012		

Tableau E.4: Coefficients de détermination (R^2) et racine carrée des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) (Ln[L/s]) des régressions débit-hauteurs manuelle à l'exutoire du micro-bassin témoin pour chaque année.

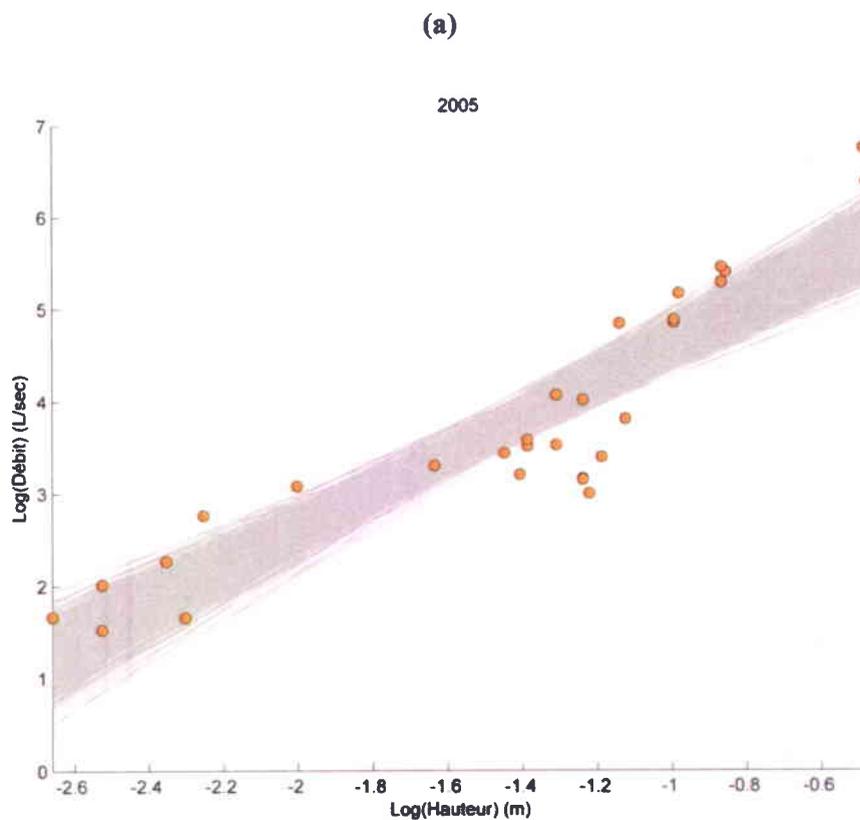
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
R^2 (%)	93,23	54,36	89,94	78,94	83,45	89,38	76,90	
RMSE (Ln[L/s])	0,33	0,73	0,28	0,50	0,49	0,60	0,56	
Taille de l'échantillon	18	29	22	25	15	11	13	

ANNEXE F

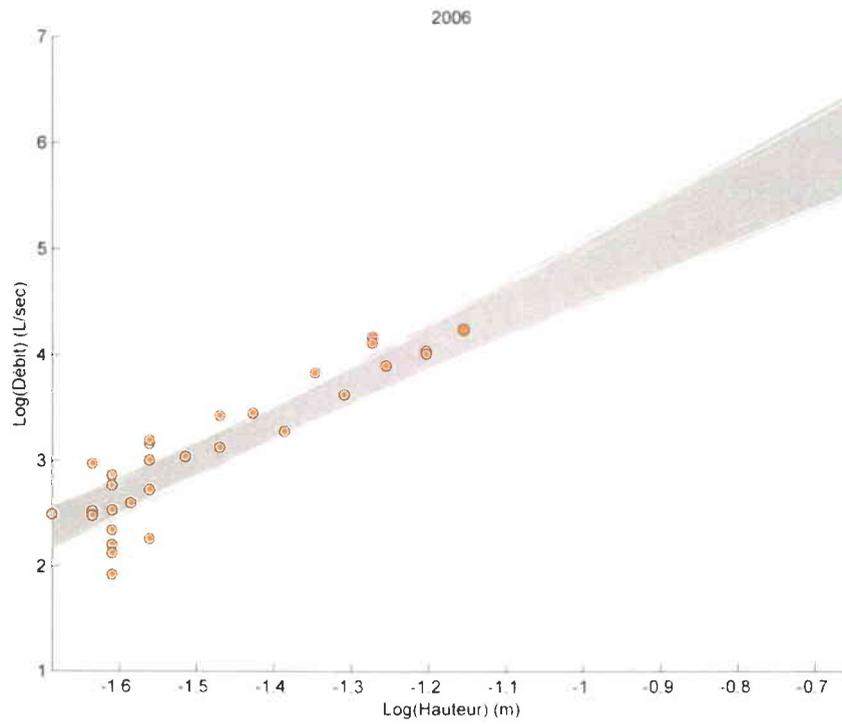
Incertitudes sur les estimations des débits

Cette annexe présente les figures montrant les paires de points débit-hauteur d'eau obtenues et les 10 000 simulations basées sur la variance des résidus de la régression.

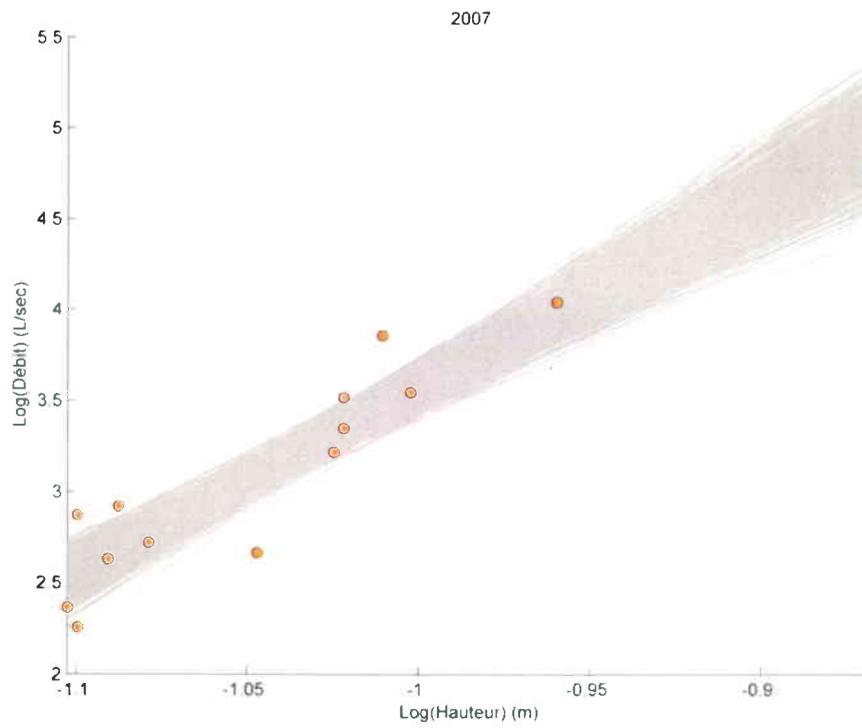
Figure F.1 Courbes de tarage (droites de couleur grise) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. Les points orange représentent le logarithme des débits par rapport au logarithme des hauteurs d'eau. (a) 2005, (b) 2006, (c) 2007, (d) 2008, (e) 2009, (f) 2010, (g) 2011, (h) 2012.



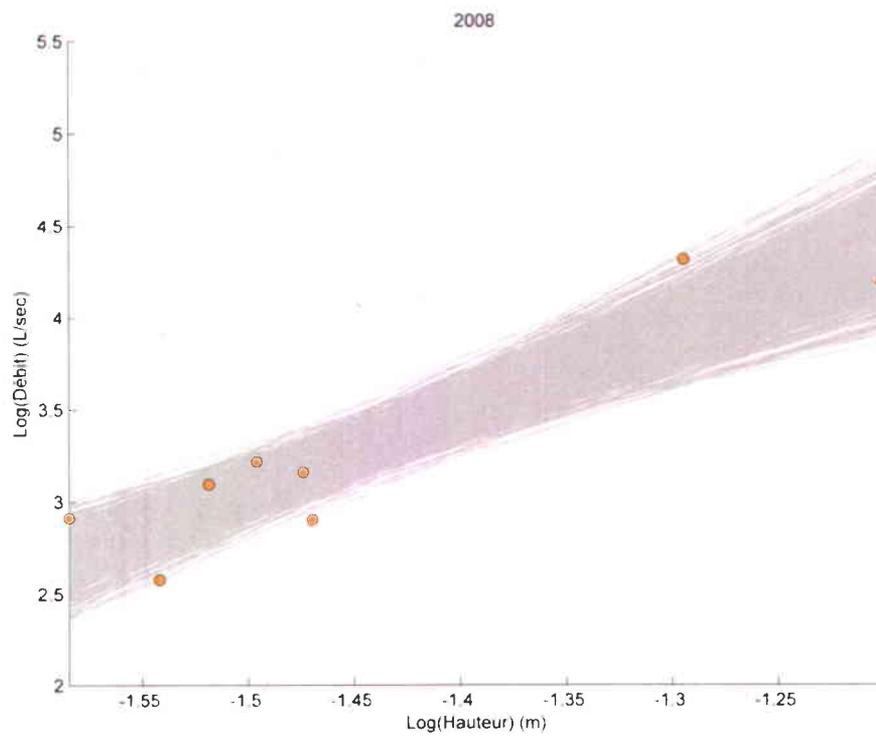
(b)



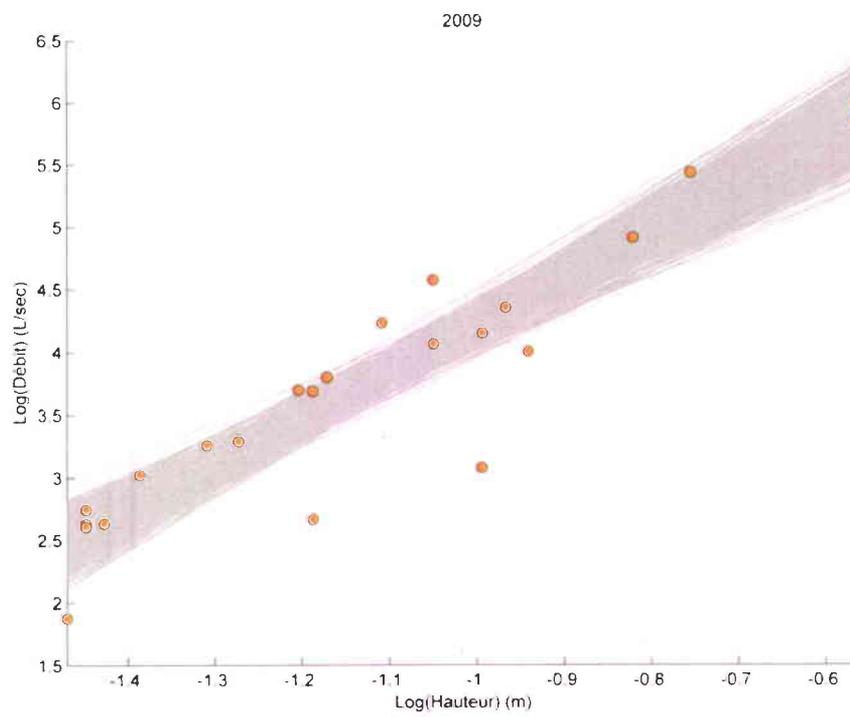
(c)



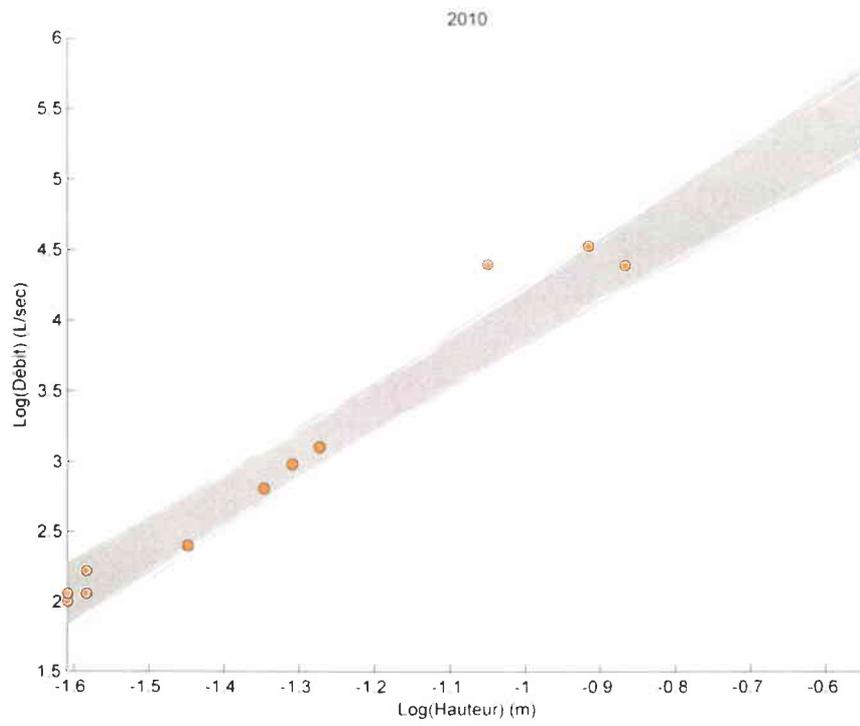
(d)



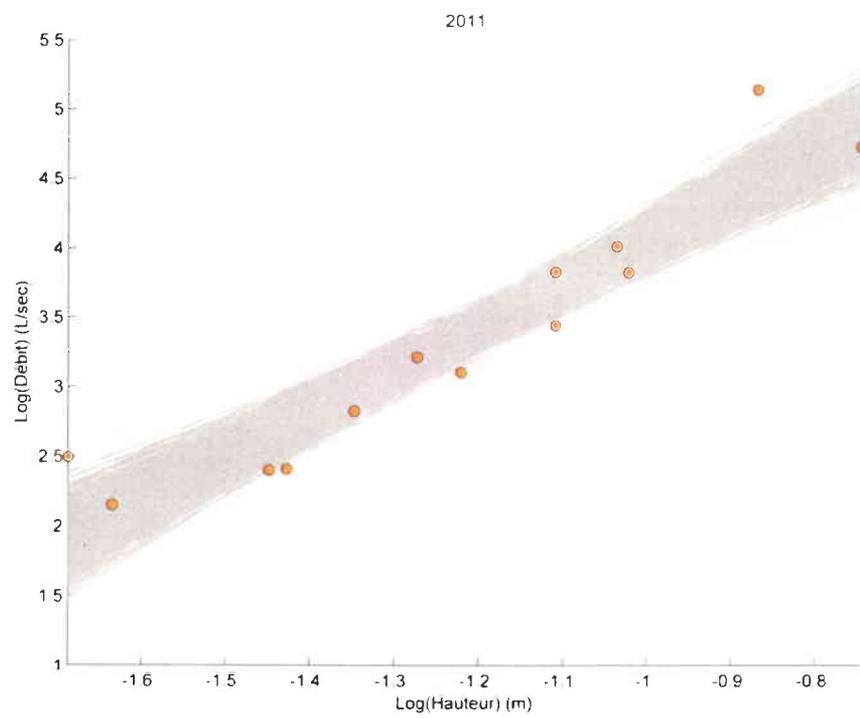
(e)



(f)



(g)



(h)

2012

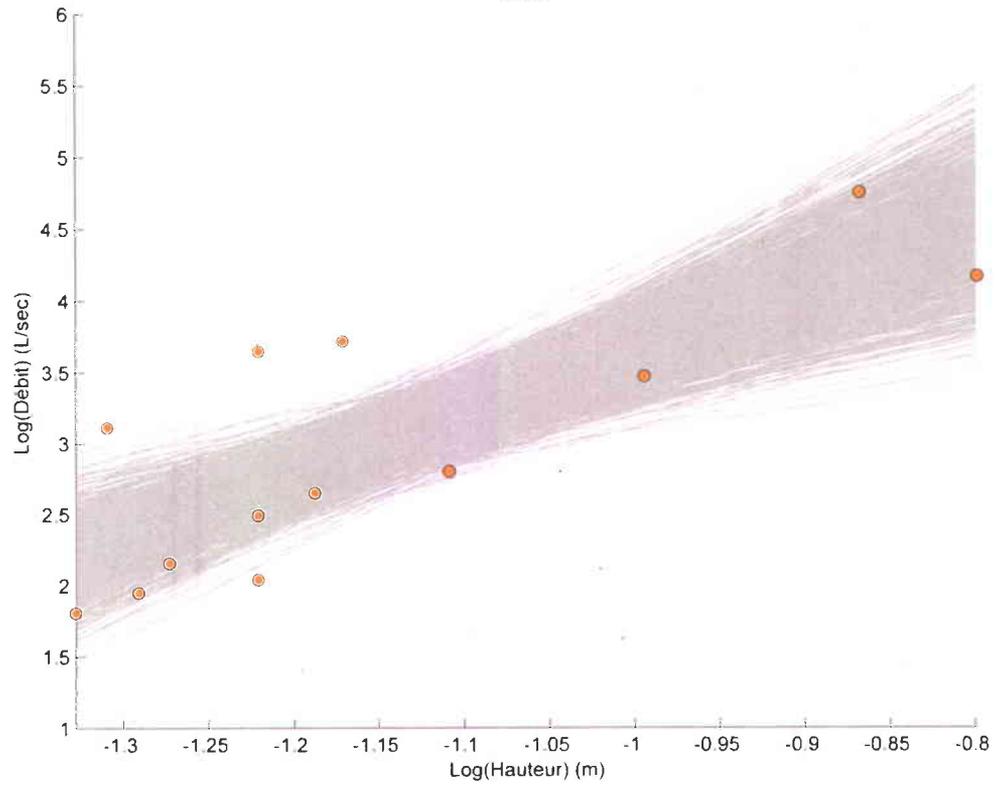
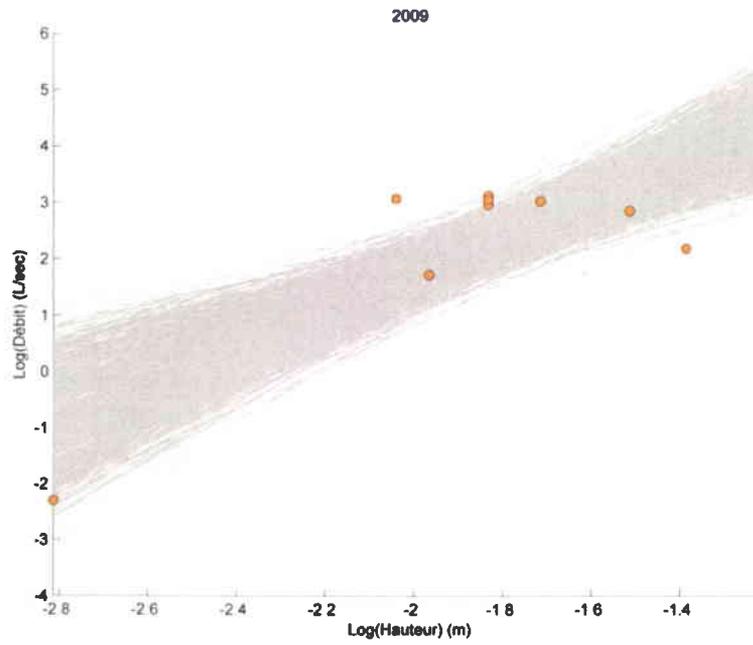
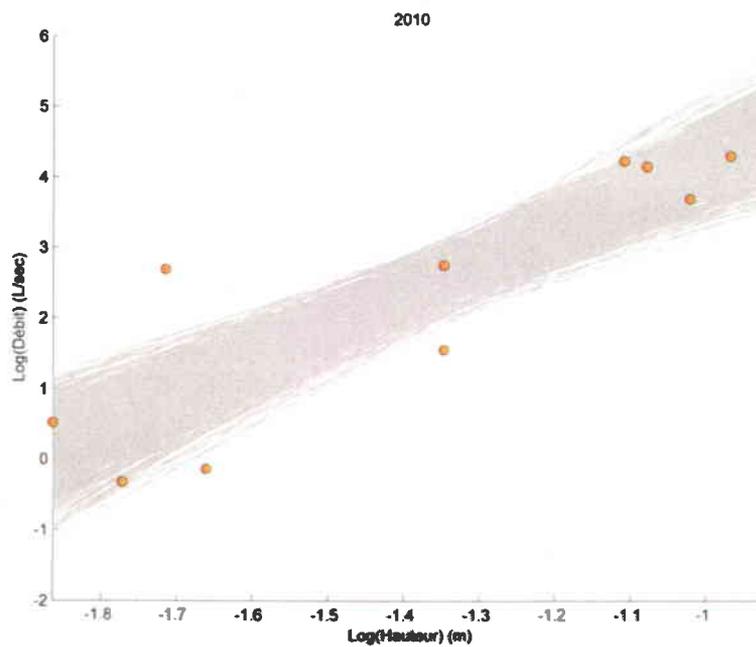


Figure F.2 : Courbes de tarage à la station en aval de la BR sur la branche 14 du micro-bassin d'intervention. Les points oranges représentent le logarithme des débits par rapport au logarithme des hauteurs d'eau (a) 2009, (b) 2010, (c) 2011, (d) 2012.

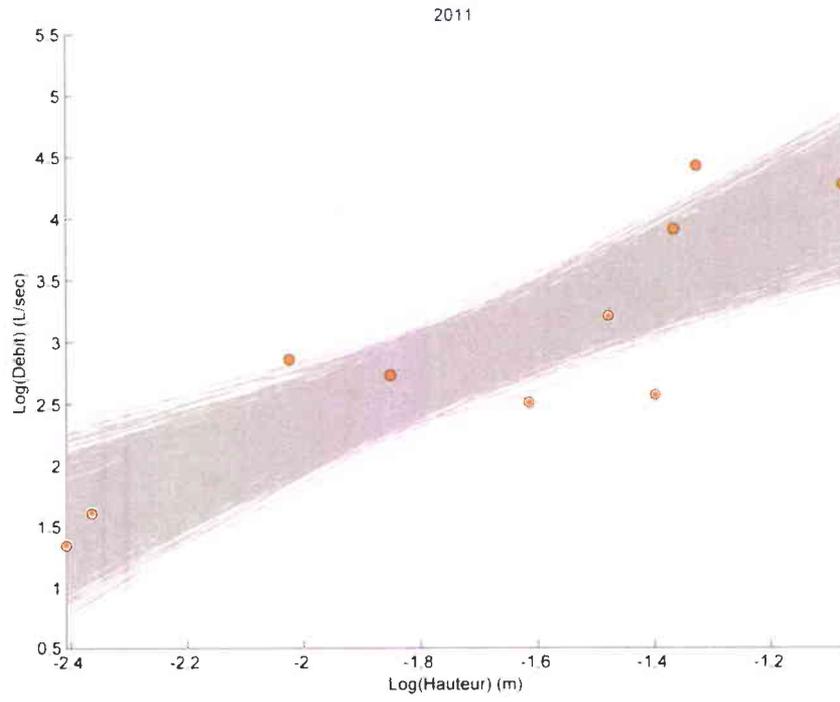
(a)



(b)



(c)



(d)

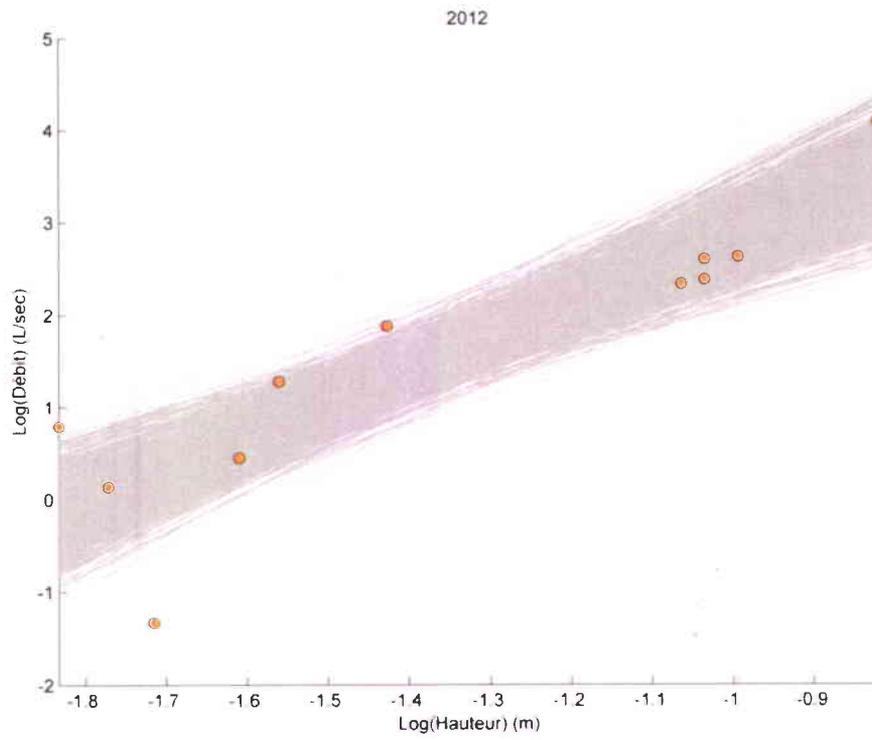
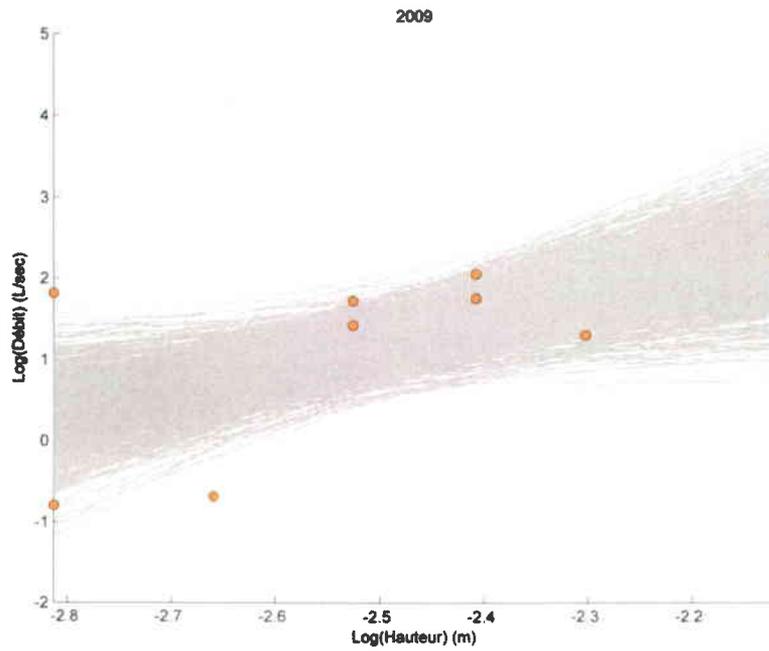
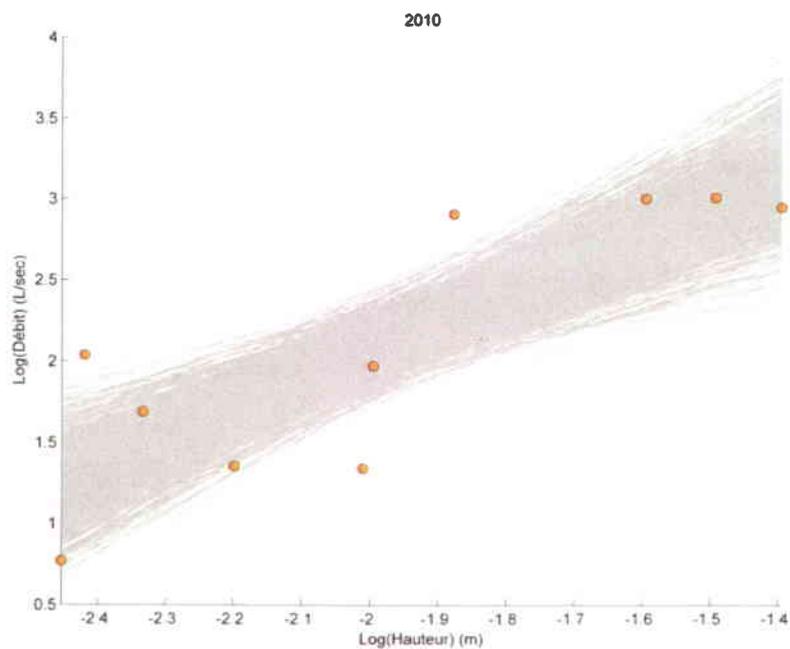


Figure F.3 : Courbes de tarage à la branche 15 du micro-bassin d'intervention. Les points oranges représentent le logarithme des débits par rapport au logarithme des hauteurs d'eau. (a) 2009, (b) 2010, (c) 2011, (d) 2012.

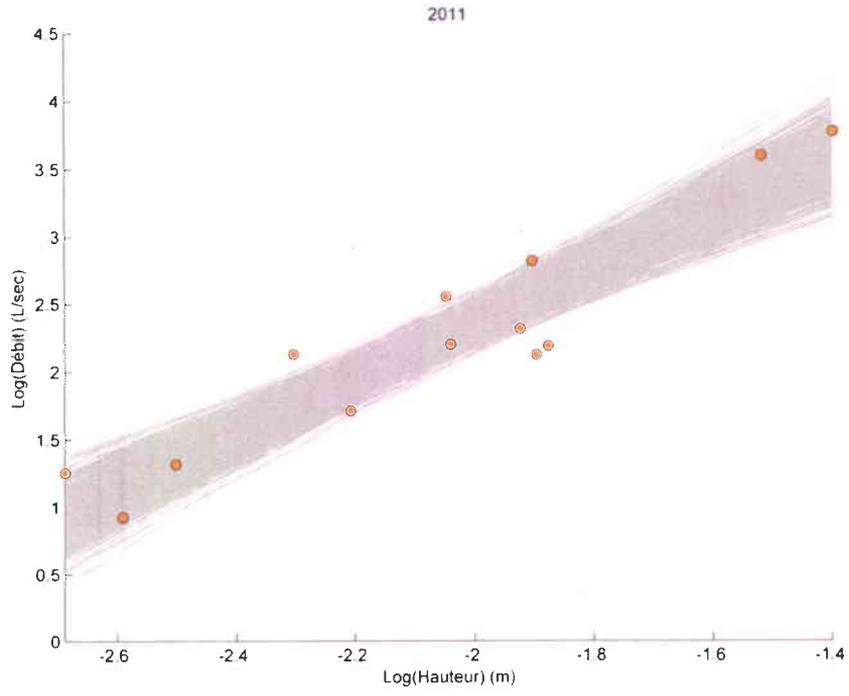
(a)



(b)



(c)



(d)

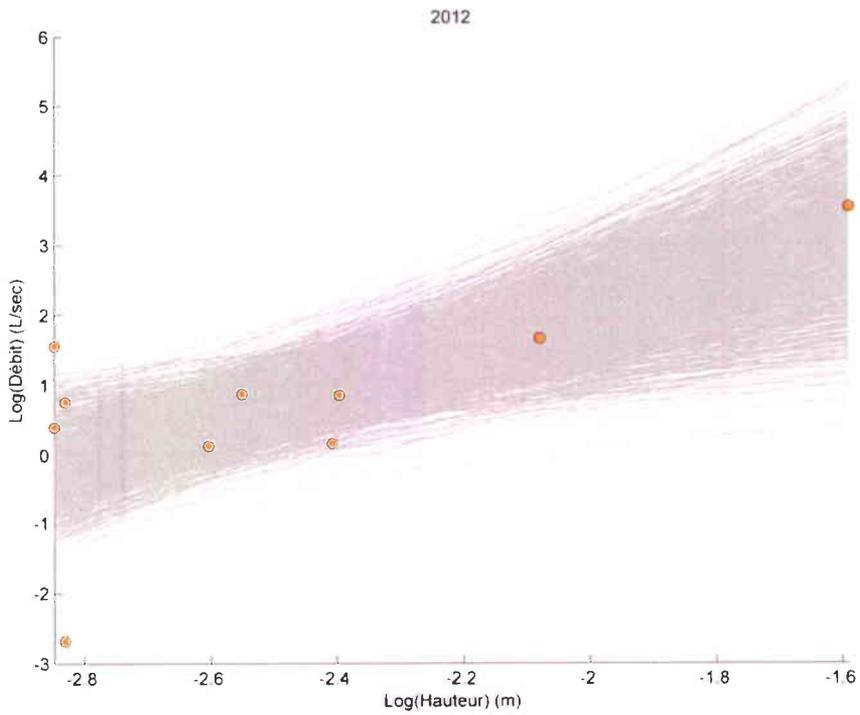
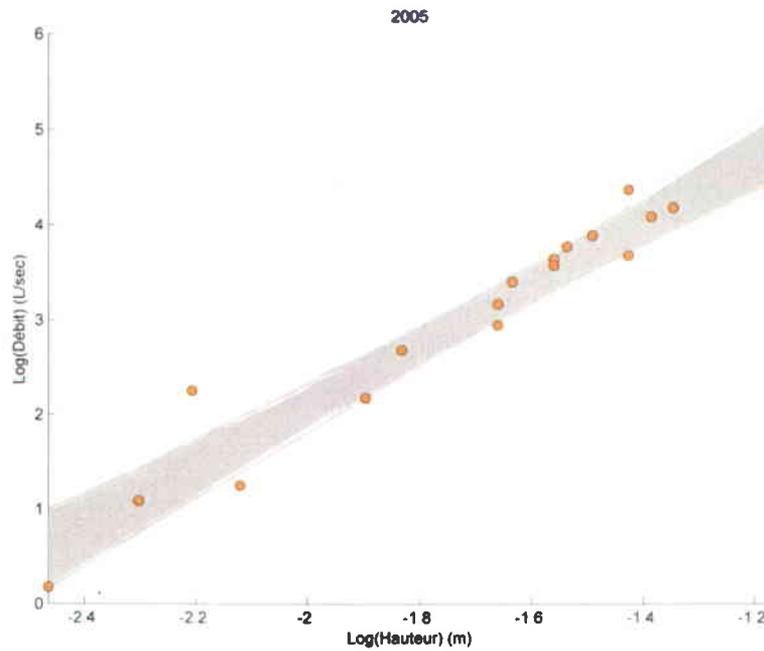
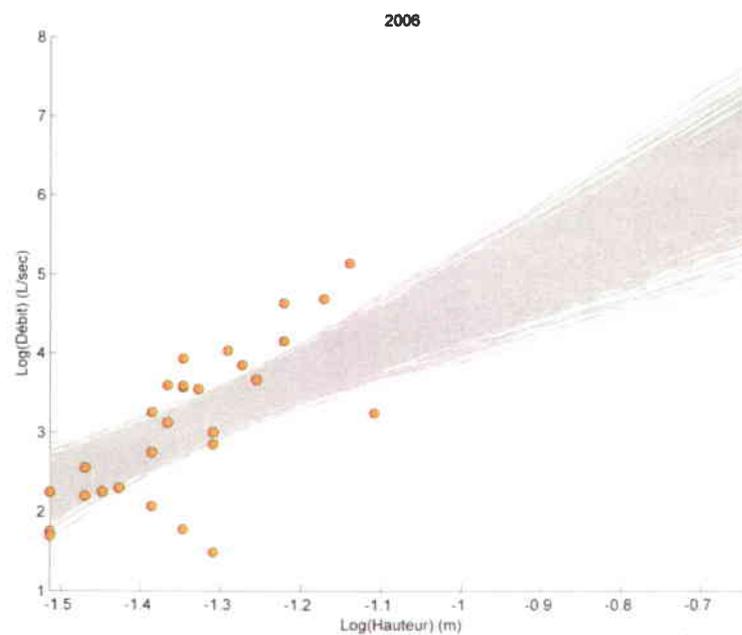


Figure F.4 Courbes de tarage à l'exutoire du micro-bassin témoin. Les points oranges représentent le logarithme des débits par rapport au logarithme des hauteurs d'eau. (a) 2005, (b) 2006, (c) 2007, (d) 2008, (e) 2009, (f) 2010, (g) 2011.

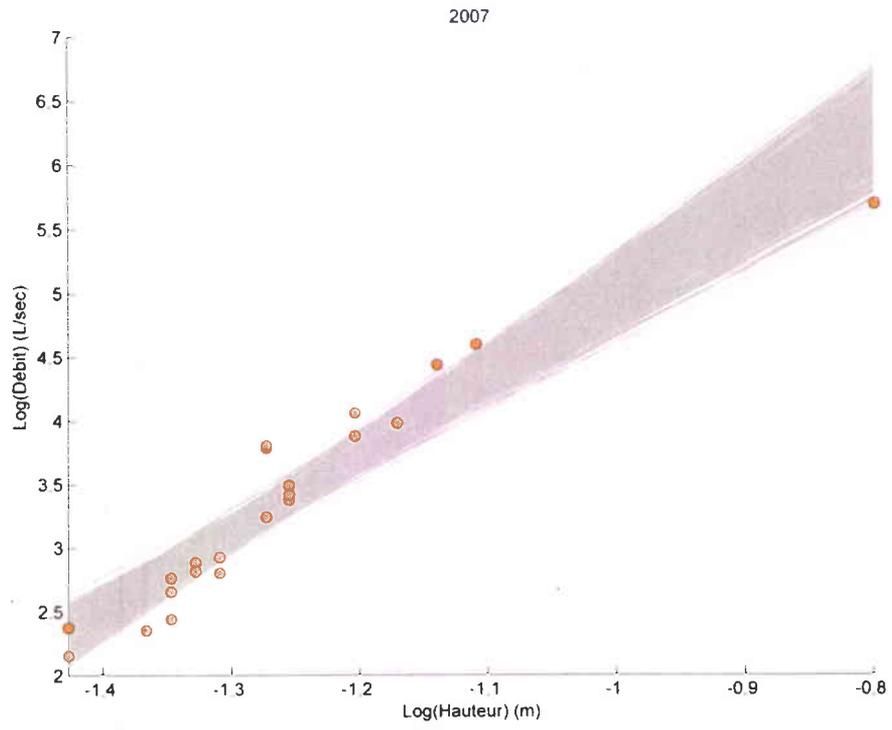
(a)



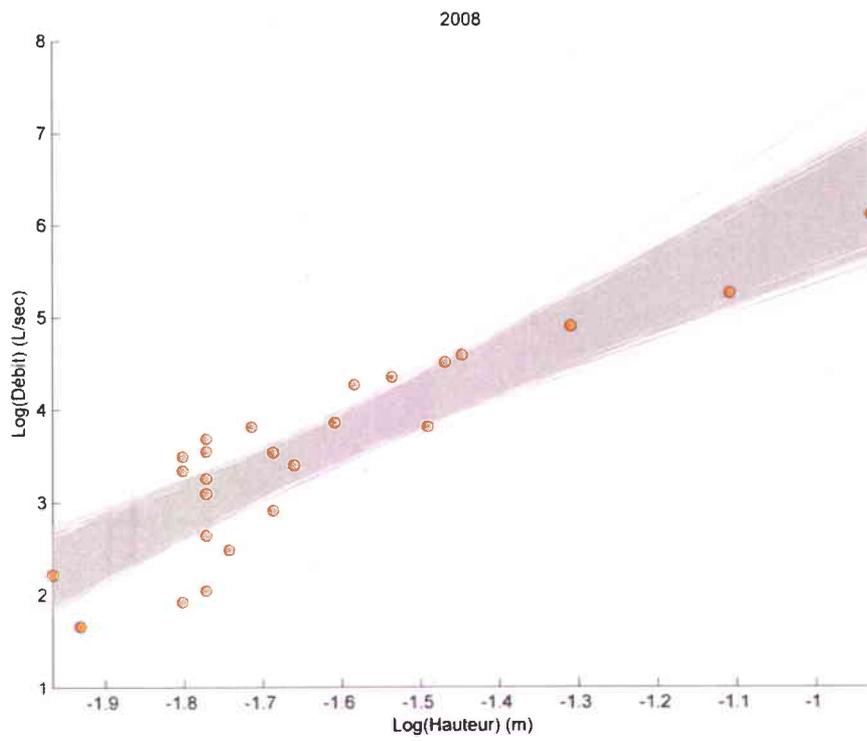
(b)



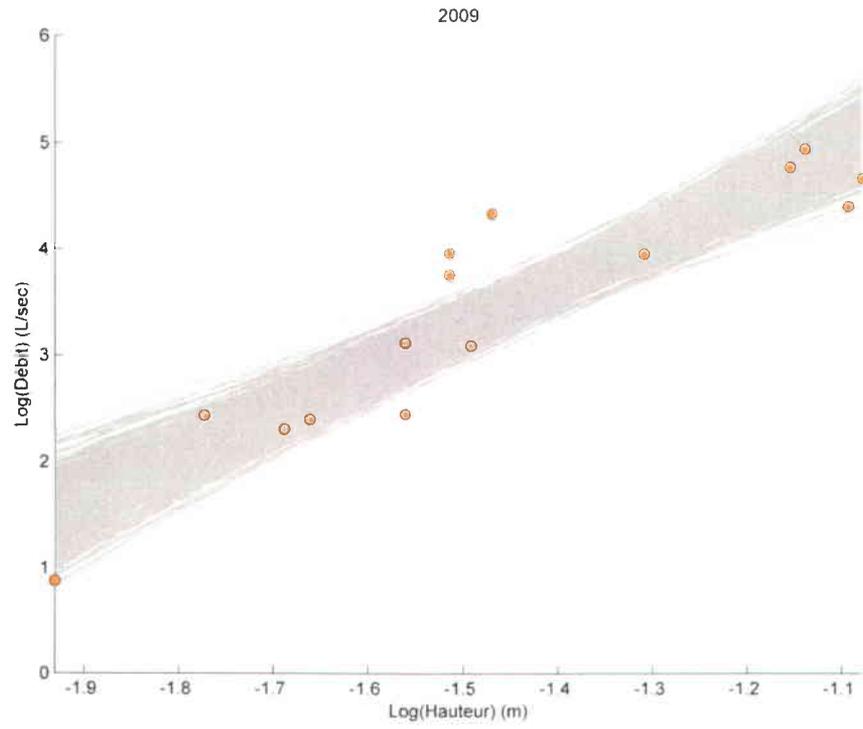
(c)



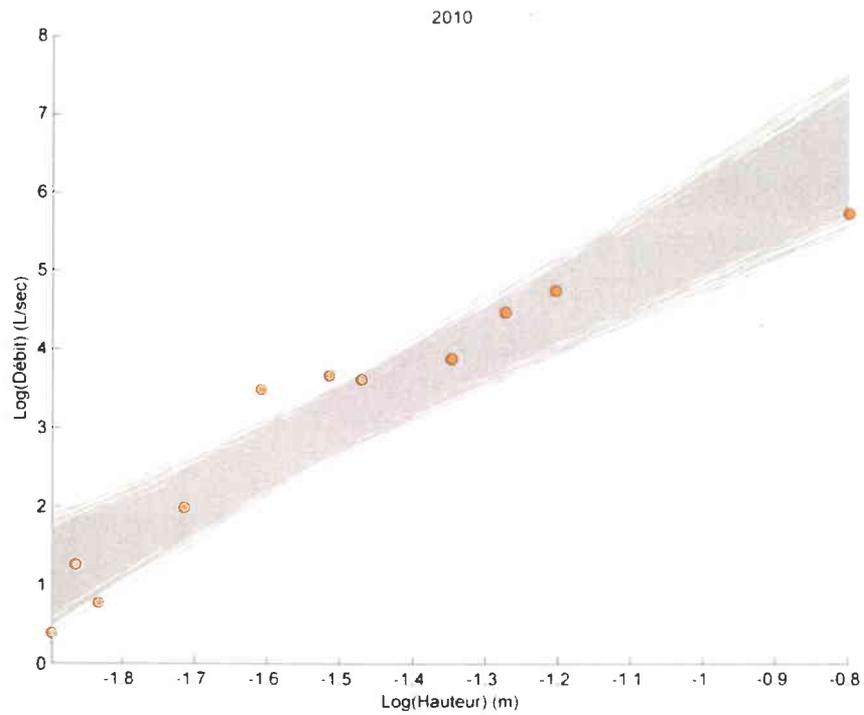
(d)



(e)

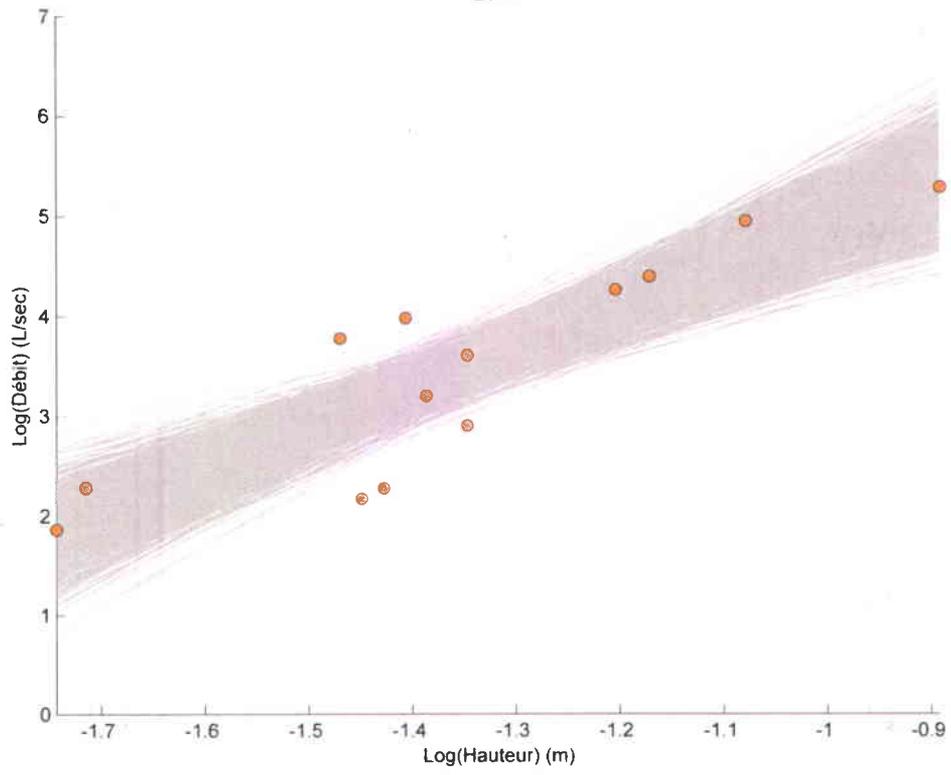


(f)



(g)

2011



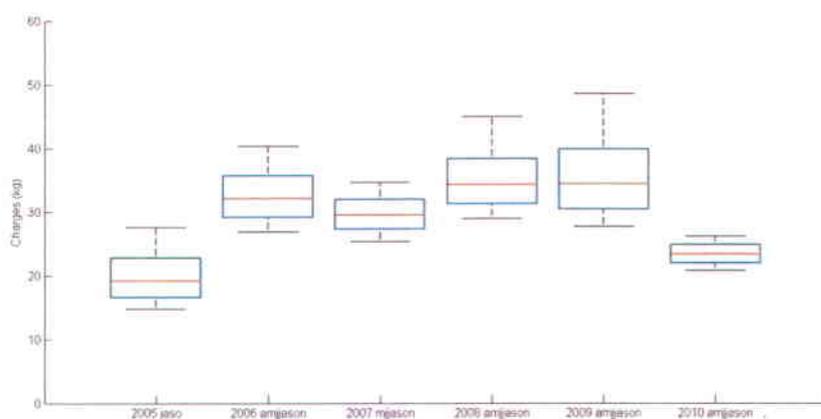
ANNEXE G

Boxplots des charges totales

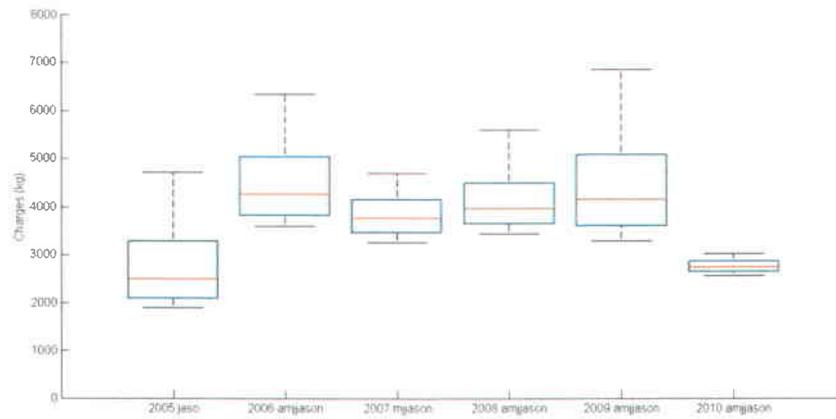
Cette annexe présente les figures *boxplots* des charges totales obtenues à l'exutoire du micro-bassin d'intervention. Les trois lignes horizontales formant la boîte représentent le 25^e percentile, la médiane et le 75^e percentile des charges, les deux lignes noires aux extrémités représentent les 10^e et 90^e percentiles.

Figure G.1 : Boxplots des charges totales (kg) à l'exutoire du micro-bassin d'intervention sur la période de l'année. La période de l'année est indiquée par les lettres inscrites après les années qui représentent les premières lettres des mois. (a) Nitrites (b) Nitrates (c) Ammonium (d) P-particulaire (e) P-dissous (f) Matières en suspension.

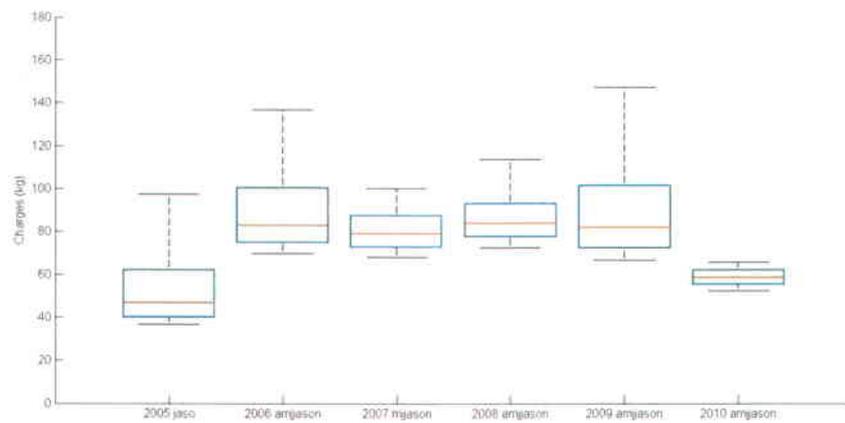
(a) Nitrites



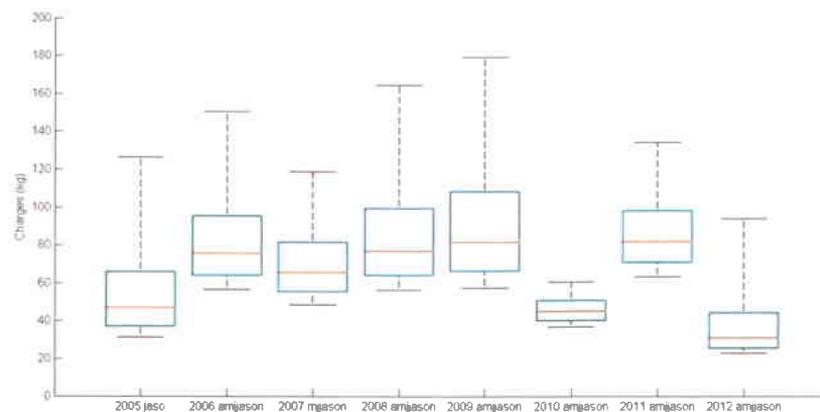
(b) Nitrates



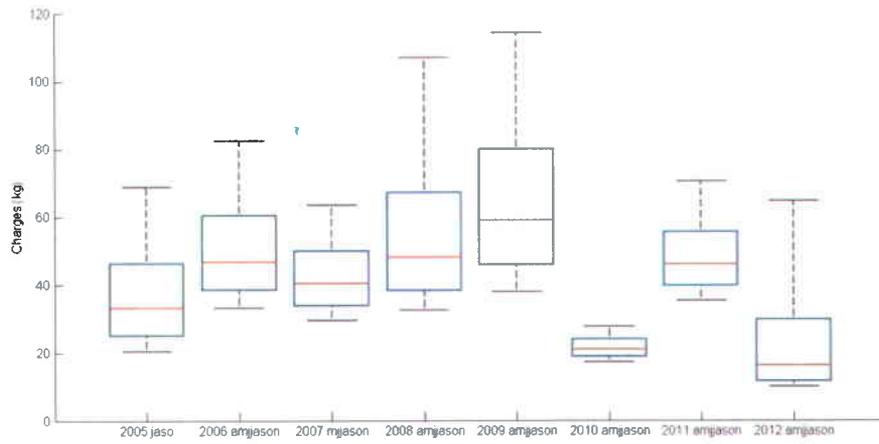
(c) Ammonium



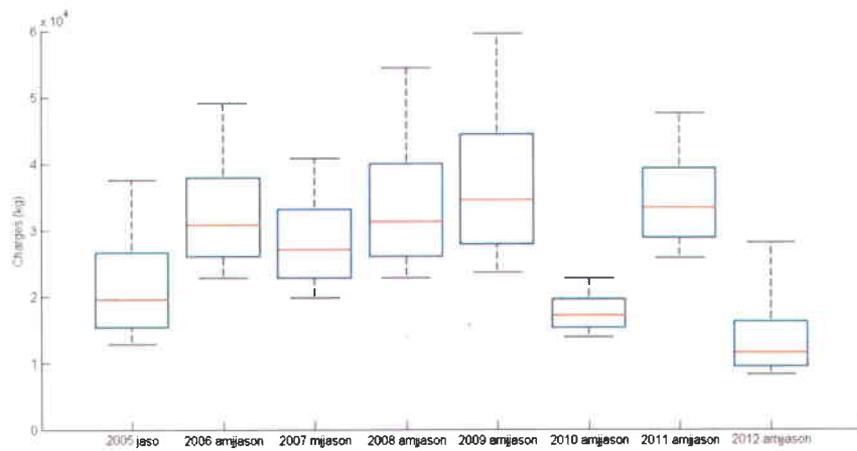
(d) Phosphore particulaire



(e) Phosphore dissous



(f) Sédiments en suspension



ANNEXE H

Modèles des distributions de probabilité des concentrations de N-total, P-total, nitrite, nitrate, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et sédiments en suspension

Partie 1

La première partie de cette annexe présente les résultats obtenus de la modélisation des concentrations de N-total et de P-total échantillonnées sur les branches 14 et 15. Les étapes de calcul suivent le même ordre que celles présentées à la section 3.2.

Partie 2

La deuxième partie de cette annexe présente les valeurs de log-vraisemblance obtenus pour chacun des modèles testés sur les concentrations des différentes formes de contaminants autres que le N-total et le P-total. La première partie présente les résultats obtenus en ne considérant que la dépendance sur le débit. La deuxième partie présente les résultats obtenus en intégrant la dépendance sur le jour du calendrier au meilleur modèle sélectionné dans la partie 1. Pour chaque concentration de contaminants, le modèle sélectionné est encadré.

Partie 1

Branche 14

Les concentrations en N-total sont représentées suivant une loi Gamma avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q_rJ) = a \cdot (1 + bQ^c) \cdot \left(1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right)\right) \quad (\text{H.1})$$

$$CV(n|Q_rJ) = (k + fQ) \cdot \left(\frac{1}{1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi J}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi J}{T}\right)}\right) \quad (\text{H.2})$$

Les concentrations en P-total suivent une distribution log-normale avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q_rJ) = a \cdot (1 + bQ^c) \quad (\text{H.3})$$

$$CV(n|Q_rJ) = k \quad (\text{H.4})$$

Les deux tableaux qui suivent présentent les valeurs de log-vraisemblance obtenues. Le dernier tableau présente les valeurs des paramètres des modèles choisis pour les concentrations en N-total et en P-total.

Tableau H.1 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en N-total et P-total en considérant une dépendance sur le débit.

	Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V	
Azote total	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-353,7	
			Linéaire	4	-346,3	
	Exponentiel	Exponentiel	Constante	4	-376,0	
			Linéaire	5	-376,4	
			Quadratique	Constante	4	-366,4
				Linéaire	5	-365,1
	Gamma	Puissance	Constante	3	-354,6	
			Linéaire	4	-350,8	
		Exponentiel	Constante	4	-375,0	
			Linéaire	5	-372,4	
		Quadratique	Constante	4	-367,6	
			Linéaire	5	-364,7	
	Phosphore total	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-569,7
				Linéaire	4	-569,7
Exponentiel		Exponentiel	Constante	4	-571,4	
			Linéaire	5	-571,3	
			Quadratique	Constante	4	-567,9
				Linéaire	5	-556,1
Gamma		Puissance	Constante	3	-601,2	
			Linéaire	4	-602,5	
		Exponentiel	Constante	4	-603,0	
			Linéaire	5	-602,5	
		Quadratique	Constante	4	-597,2	
			Linéaire	5	-597,0	

Tableau H.2 : Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.

		Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V
Azote total	N1	Gamma	Puissance	Linéaire	5	-350,6
	N2		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-350,2
	N3			Jour2	7	-350,2
	N4			Jour3	9	-346,3
	N5		Puissance-Jour2	Linéaire	9	-348,9
	N6			Jour2	9	-341,2
	N7			Jour3	13	-334,3
Phosphore total	P1	Log-Normal	Puissance	Constante	4	-569,7
	P2		Puissance-Jour1	Constante	6	-567,9
	P3			Jour2	6	-568,4
	P4			Jour3	8	-567,9
	P5		Puissance-Jour2	Constante	8	-567,8
	P6			Jour2	8	-567,9
	P7			Jour3	12	-565,7

Tableau H.3 : Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P1.

Modèle	a	b	c	k	f	d1	e1	d2	e2
Azote: N3	0,119	16,882	0,194	-0,460	-0,294	-0,397	1,899E-01	0,437	9,835E-04
Phosphore: P1	8,181	4,560E-06	2,379	1,226					

Branche 15

Les concentrations en N-total sont représentées suivant une loi Gamma avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q, \mathcal{J}) = a \cdot (1 + bQ^c) \cdot \left(1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) \right) \quad (\text{H.5})$$

$$CV(n|Q, \mathcal{J}) = (k + fQ) \cdot \left(\frac{1}{1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + d_2 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_2 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right)} \right) \quad (\text{H.6})$$

Les concentrations en P-total suivent une distribution log-normale avec comme moyenne et coefficient de variation :

$$E(n|Q, \mathcal{J}) = a \cdot (1 + bQ^c) \cdot \left(1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) \right) \quad (\text{H.7})$$

$$CV(n|Q, \mathcal{J}) = (k + fQ) \cdot \left(\frac{1}{1 + d_1 \sin\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right) + e_1 \cos\left(\frac{2\pi \mathcal{J}}{T}\right)} \right) \quad (\text{H.8})$$

Les deux tableaux qui suivent présentent les valeurs de log-vraisemblance obtenues. Le dernier tableau présente les valeurs des paramètres des modèles choisis pour les concentrations en N-total et en P-total.

Tableau H.4 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations N-total et P-total en considérant une dépendance sur le débit.

	Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V	
Azote total	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-402,6	
			Linéaire	4	-401,8	
	Exponentiel	Exponentiel	Constante	4	-411,2	
			Linéaire	5	-391,3	
			Quadratique	4	-406,4	
			Linéaire	5	-391,0	
	Gamma	Puissance	Constante	3	-394,2	
			Linéaire	4	-391,9	
		Exponentiel	Exponentiel	Constante	4	-401,4
				Linéaire	5	-399,0
		Quadratique	Quadratique	Constante	4	-397,9
				Linéaire	5	-396,4
	Phosphore total	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-587,0
				Linéaire	4	-570,3
Exponentiel		Exponentiel	Constante	4	-587,4	
			Linéaire	5	-570,6	
			Quadratique	4	-587,1	
			Linéaire	5	-571,9	
Gamma		Puissance	Constante	3	-619,0	
			Linéaire	4	-619,2	
		Exponentiel	Exponentiel	Constante	4	-619,0
				Linéaire	5	-617,9
		Quadratique	Quadratique	Constante	4	-618,8
				Linéaire	5	-615,9

Tableau H.5: Log-vraisemblances du modèle de dépendance sur le débit et de tous les modèles de dépendance sur le jour du calendrier.

		Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V
Azote total	N1	Gamma	Puissance	Linéaire	5	-391,9
	N2		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-389,8
	N3			Jour2	7	-392,6
	N4			Jour3	9	-384,0
	N5		Puissance-Jour2	Linéaire	9	-387,8
	N6			Jour2	9	-387,2
	N7			Jour3	13	-375,8
Phosphore total	P1	Log-Normal	Puissance	Linéaire	5	-570,3
	P2		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-571,0
	P3			Jour2	7	-571,0
	P4			Jour3	9	-571,2
	P5		Puissance-Jour2	Linéaire	9	-570,8
	P6			Jour2	9	-570,4
	P7			Jour3	13	-570,3

Tableau H.6: Valeurs des paramètres pour les modèles N6 et P3.

Modèle	a	b	c	k	f	d1	e1	d2	e2
Azote: N3	2,192	0,748	0,225	-0,150	-0,061	-0,166	7,514E-02	0,430	4,469E-04
Phosphore: P1	9,672	1,179E-03	1,130	1,927E-05	2,397E-04	1,126	-1,502E-03		

Partie 2

Partie 1 : Dépendance sur le débit

Tableau H.7 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et des sédiments en suspension en considérant une dépendance sur le débit.

	Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V			
					Exutoire	Branche 14	Branche 15	
Nitrite	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-1333,5	-532,7	-543,3	
			Linéaire	4	-1315,5	-532,9	-540,1	
	Exponentiel	Constante	4	-1335,4	-543,9	-544,0		
			Linéaire	5	-1317,6	-543,1	-543,3	
		Quadratique	Constante	4	-1335,4	-540,1	-542,5	
			Linéaire	5	-1316,7	-539,9	-541,6	
	Gamma	Puissance	Constante	3	-1350,2	-535,6	-550,2	
			Linéaire	4	-1348,8	-534,8	-549,0	
		Exponentiel	Constante	4	-1352,6	-550,0	-551,4	
			Linéaire	5	-1349,1	-549,3	-550,9	
		Quadratique	Constante	4	-1352,6	-544,0	-550,7	
			Linéaire	5	-1351,8	-543,8	-550,4	
	Nitrate	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-538,1	-211,9	-248,0
				Linéaire	4	-529,4	-202,5	-246,3
Exponentiel		Constante	4	-539,8	-237,8	-247,4		
			Linéaire	5	-529,0	-237,4	-245,6	
		Quadratique	Constante	4	-534,7	-221,5	-247,2	
			Linéaire	5	-525,5	-205,9	-245,6	
Gamma		Puissance	Constante	3	-517,8	-193,5	-239,7	
			Linéaire	4	-512,4	-191,4	-239,3	
		Exponentiel	Constante	4	-520,5	-234,9	-239,7	
			Linéaire	5	-512,4	-234,4	-238,3	
		Quadratique	Constante	4	-515,7	-217,5	-239,7	
			Linéaire	5	-508,7	-209,4	-238,8	

Ammonium	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-1307,3	-624,0	-536,1
			Linéaire	4	-1288,3	-607,8	-535,8
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-1307,1	-625,1	-536,3
			Linéaire	5	-1287,4	-624,3	-535,3
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-1307,0	-622,5	-536,3
			Linéaire	5	-1286,2	-608,2	-535,3
	Gamma	Puissance	Constante	3	-1288,0	-617,2	-528,9
			Linéaire	4	-1283,4	-617,2	-528,6
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-1288,1	-618,0	-529,0
			Linéaire	5	-1283,5	-618,0	-528,3
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-1287,9	-615,0	-528,9
			Linéaire	5	-1283,5	-614,9	-528,2
Phosphore particulaire	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-1112,9	-583,9	-621,0
			Linéaire	4	-1110,7	-579,1	-620,5
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-1112,9	-583,1	-621,5
			Linéaire	5	-1110,7	-579,5	-621,4
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-1112,9	-582,5	-620,4
			Linéaire	5	-1110,8	-578,8	-620,4
	Gamma	Puissance	Constante	3	-1163,5	-626,0	-646,0
			Linéaire	4	-1163,5	-625,6	-645,6
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-1164,9	-626,0	-647,2
			Linéaire	5	-1164,8	-625,6	-647,2
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-1164,1	-625,3	-642,0
			Linéaire	5	-1164,0	-625,2	-641,5
Phosphore dissous	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-784,7	-371,0	-518,9
			Linéaire	4	-784,1	-371,3	-516,7
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-788,2	-371,5	-520,1
			Linéaire	5	-787,8	-369,9	-518,4
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-785,0	-371,1	-517,0
			Linéaire	5	-784,7	-369,5	-517,2
	Gamma	Puissance	Constante	3	-790,2	-387,0	-545,2
			Linéaire	4	-789,5	-398,5	-543,6
	Exponentiel	Constante	Linéaire	4	-795,5	-387,8	-548,7
			Linéaire	5	-795,1	-387,3	-545,4
	Quadratique	Constante	Linéaire	4	-791,4	-387,1	-542,5
			Linéaire	5	-790,9	-386,8	-542,2

Sédiments en suspension	Log-Normal	Puissance	Constante	3	-1767,6	-1000,9	-1043,8
			Linéaire	4	-1766,3	-1000,9	-1043,8
	Exponentiel	Constante		4	-1767,7	-1000,8	-1043,8
			Linéaire	5	-1766,4	-1000,7	-1042,9
	Quadratique	Constante		4	-1767,6	-1000,7	-1042,7
			Linéaire	5	-1766,3	-1000,7	-1041,3
	Gamma	Puissance	Constante	3	-1870,8	-1120,9	-1103,9
			Linéaire	4	-1870,4	-1120,7	-1102,0
	Exponentiel	Constante		4	-1870,8	-1124,4	-1105,7
			Linéaire	5	-1870,3	-1124,1	-1104,3
	Quadratique	Constante		4	-1870,8	-1123,8	-1102,2
			Linéaire	5	-1870,3	-1123,5	-1101,0

Partie 2 : Ajout de la dépendance sur le jour julien

Tableau H.8 : Log-vraisemblances des modèles testés sur les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, phosphore particulaire, phosphore dissous et des sédiments en suspension en considérant une dépendance sur le jour julien.

	Distribution	Fonction moyenne	Fonction CV	Paramètres estimés	Ln V		
					Exutoire	Branche 14	Branche 15
Nitrite	LogN	Puissance	Linéaire	5	-1315,5	-532,9	-540,1
		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-1301,3	-512,5	-516,5
			Jour2	7	-1302,1	-521,7	-527,1
			Jour3	9	-1284,0	-519,0	-511,4
	Puissance-Jour2	Linéaire	9	-1293,3	-512,5	-516,5	
			Jour2	9	-1304,2	-522,2	-527,1
			Jour3	13	-1271,7	-506,6	-511,6
Nitrate	Gamma	Puissance	Linéaire	5	-512,4	-191,4	-239,3
		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-466,5	-191,0	-239,0
			Jour2	7	-464,3	-188,9	-235,8
			Jour3	9	-464,6	-183,7	-233,3
	Puissance-Jour2	Linéaire	9	-456,7	-181,0	-236,8	
			Jour2	9	-458,8	-187,2	-228,3
			Jour3	13	-451,6	-176,3	-219,9
Ammonium	Gamma	Puissance	Linéaire	5	-1283,4	-617,2	-528,6
		Puissance-Jour1	Linéaire	7	-1283,4	-606,1	-517,4
			Jour2	7	-1282,0	-616,4	-525,4
			Jour3	9	-1279,3	-604,9	-511,9
	Puissance-Jour2	Linéaire	9	-1280,8	-605,7	-518,2	
			Jour2	9	-1285,4	-611,4	-514,6
			Jour3	13	-1281,2	-598,8	-505,3
Phosphore particulaire	Log-Normal	Puissance	Constante	4	-1113,0	-583,9	-621,0
		Puissance-Jour1	Constante	6	-1109,2	-583,1	-615,3
			Jour2	6	-1108,0	-583,5	-615,0
			Jour3	8	-1104,9	-580,9	-611,5
	Puissance-Jour2	Constante	8	-1102,5	-582,4	-612,5	
			Jour2	8	-1097,9	-582,8	-613,8
			Jour3	12	-1084,6	-577,6	-606,0

Phosphore dissous	Log-Normal	Puissance	Constante	4	-784,7	-371,0	-518,9
		Puissance-Jour1	Constante	6	-783,7	-368,2	-515,5
			Jour2	6	-781,0	-367,4	-514,7
			Jour3	8	-779,4	-368,7	-517,5
		Puissance-Jour2	Constante	8	-781,1	-367,7	-515,2
			Jour2	8	-780,0	-367,8	-514,7
			Jour3	12	-774,4	-366,2	-514,9
SES	Log-Normal	Puissance	Constante	4	-1767,6	-1000,9	-1043,8
		Puissance-Jour1	Constante	6	-1754,2	-990,2	-1027,8
			Jour2	6	-1756,3	-993,0	-1031,4
			Jour3	8	-1758,9	-991,7	-1032,5
		Puissance-Jour2	Constante	8	-1751,1	-984,3	-1023,6
			Jour2	8	-1751,1	-992,8	-1030,2
			Jour3	12	-1737,0	-974,9	-1021,4

ANNEXE I

Débits journaliers, concentrations journalières et charges journalières de N-total et de P-total à l'exutoire du micro-bassin d'intervention

Cette annexe présente les figures des valeurs médianes, 10^e percentile et 90^e percentile des débits journaliers, des concentrations journalières et des charges journalières obtenus pour les années 2005 à 2012, en excluant l'année 2006 qui est présentée à la section 3.2.4.

1) 2005

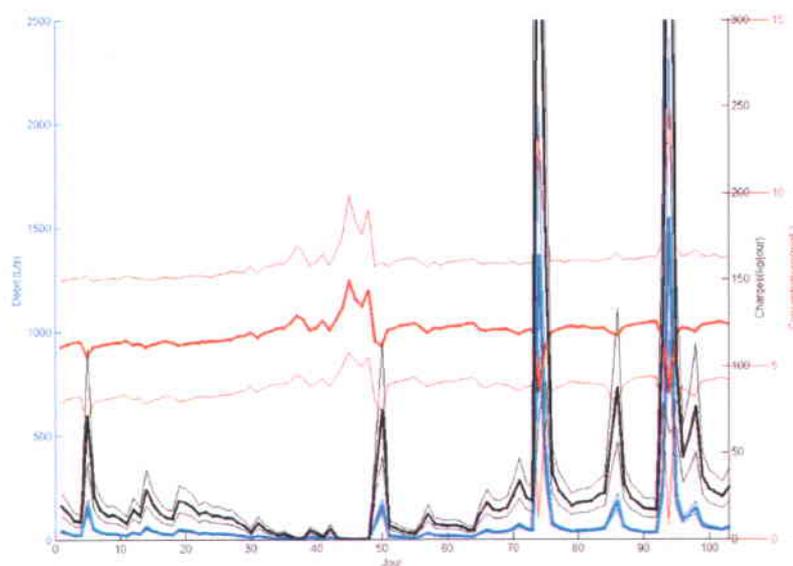


Figure I.1 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

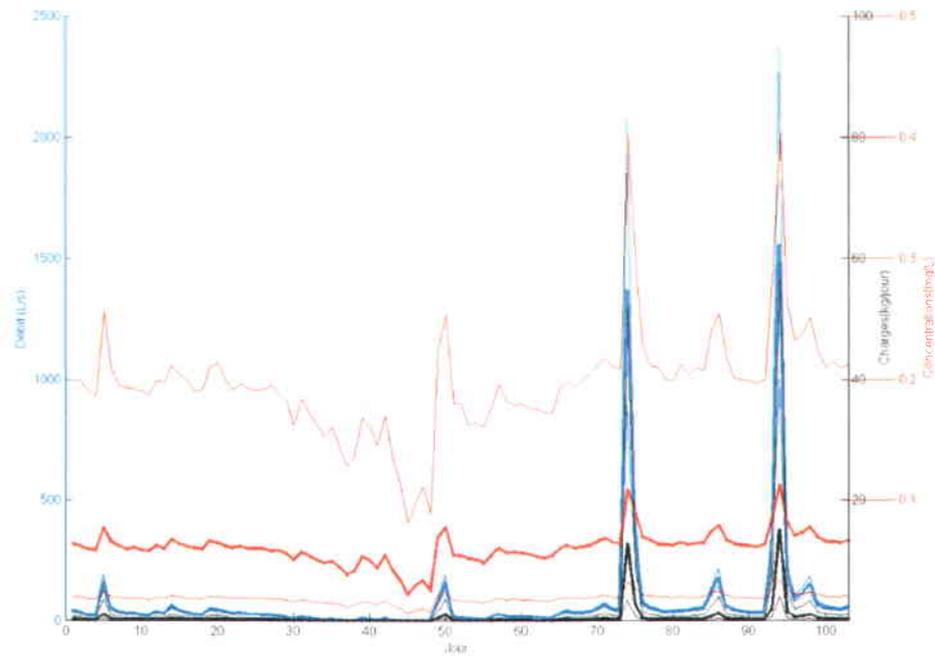


Figure I.2 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

2) 2007

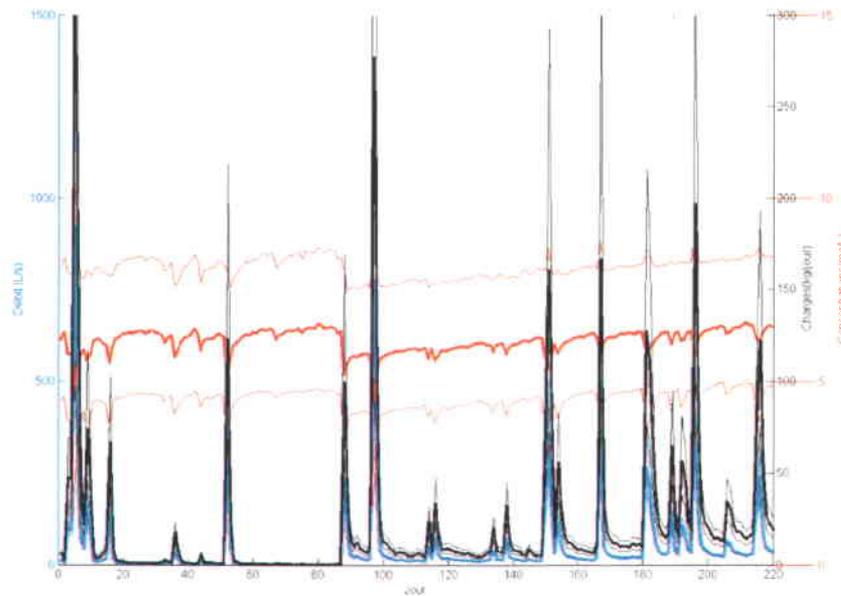


Figure I.3 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

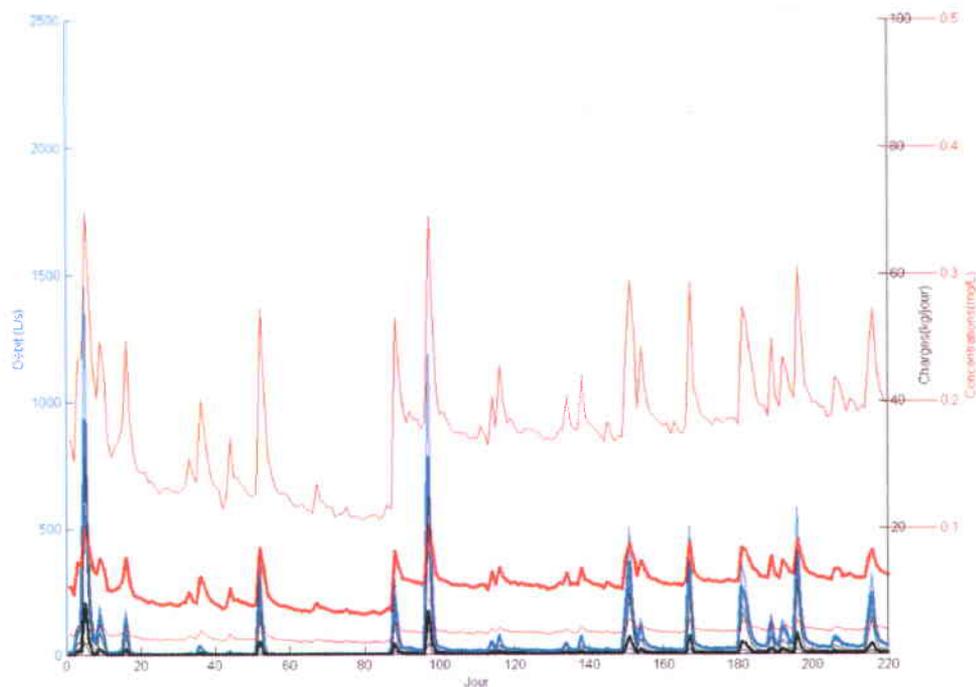


Figure I.4 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

3) 2008

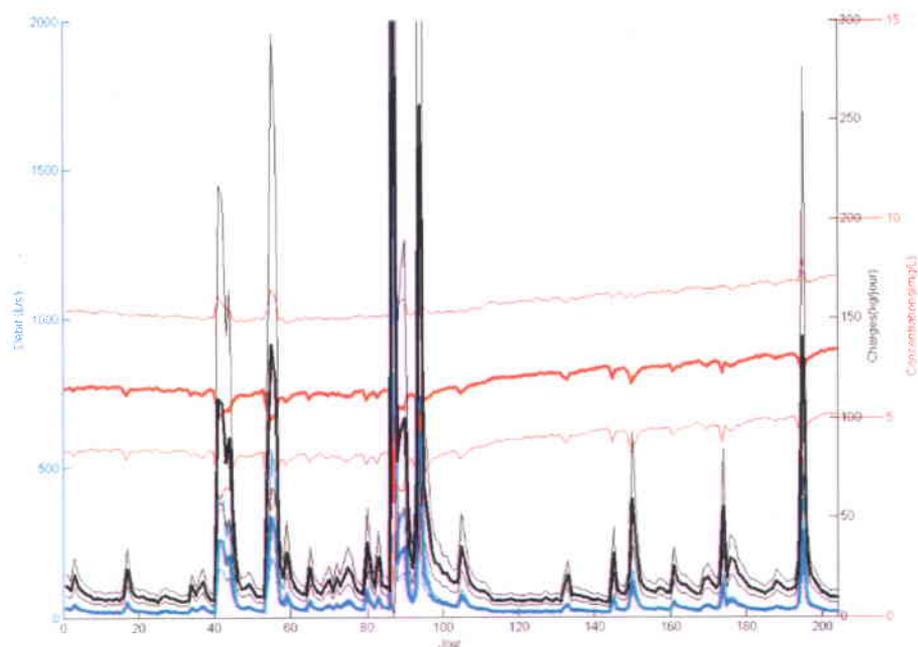


Figure I.5 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

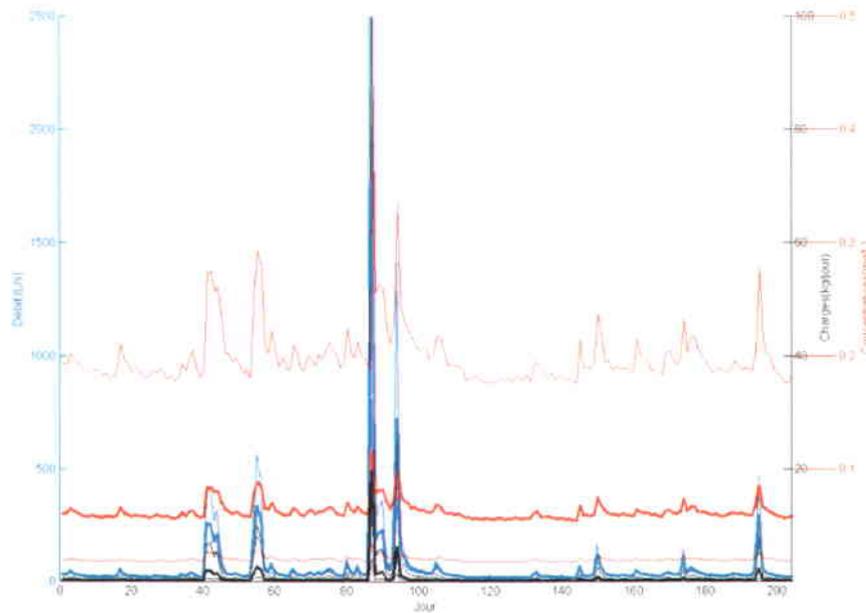


Figure I.6 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

4) 2009

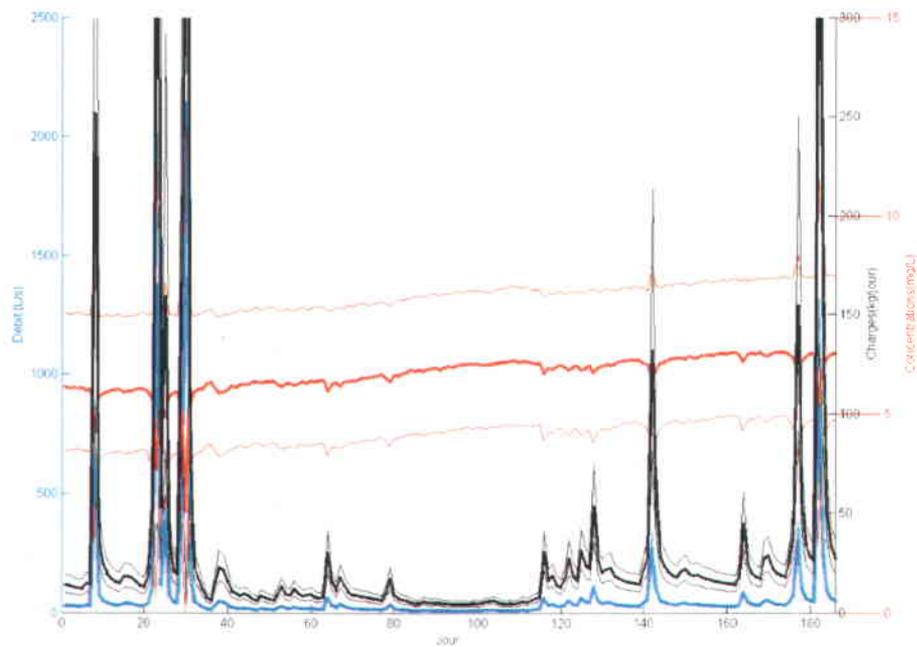


Figure I.7 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

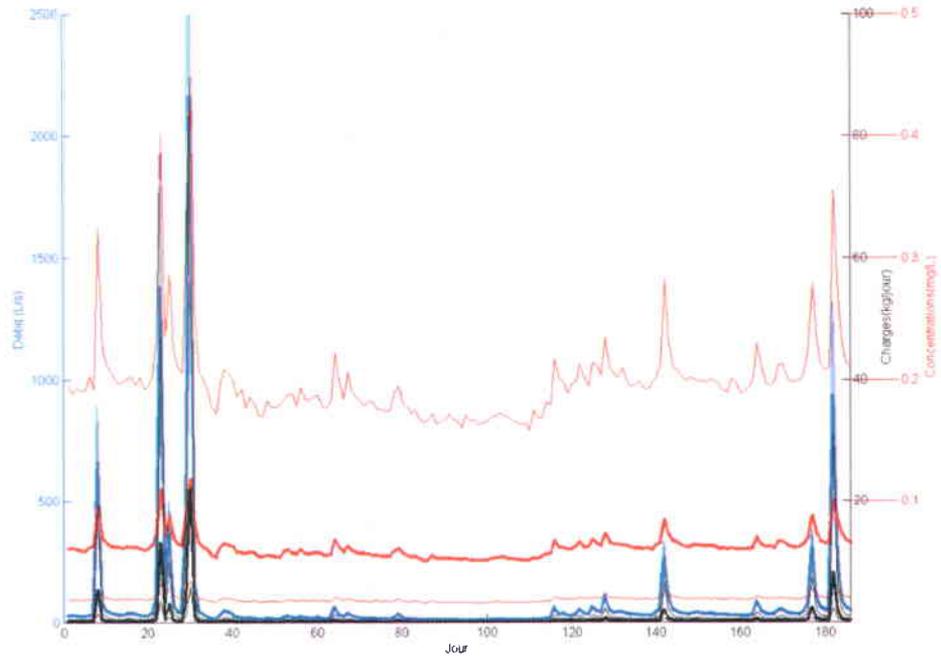


Figure I.8 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

5) 2010

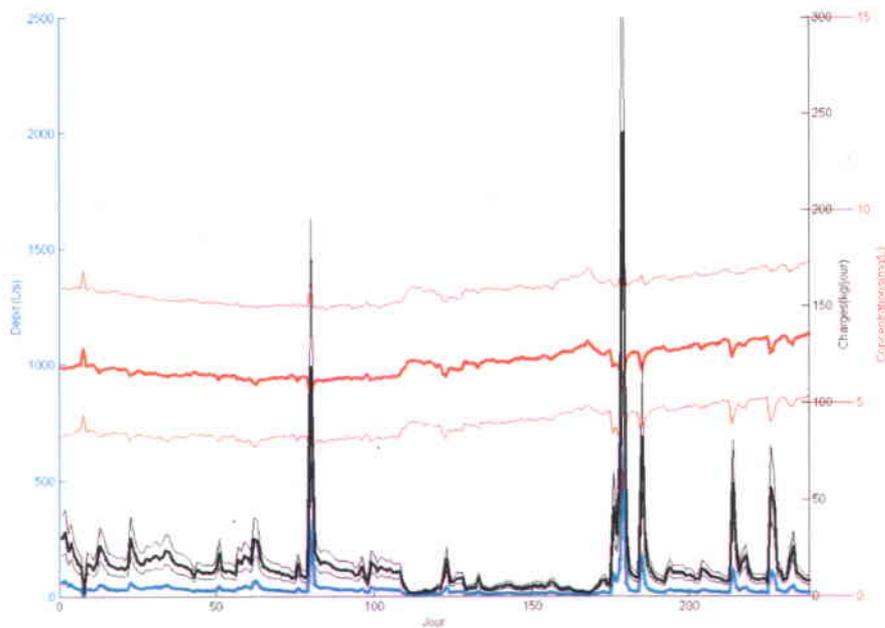


Figure I.9 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

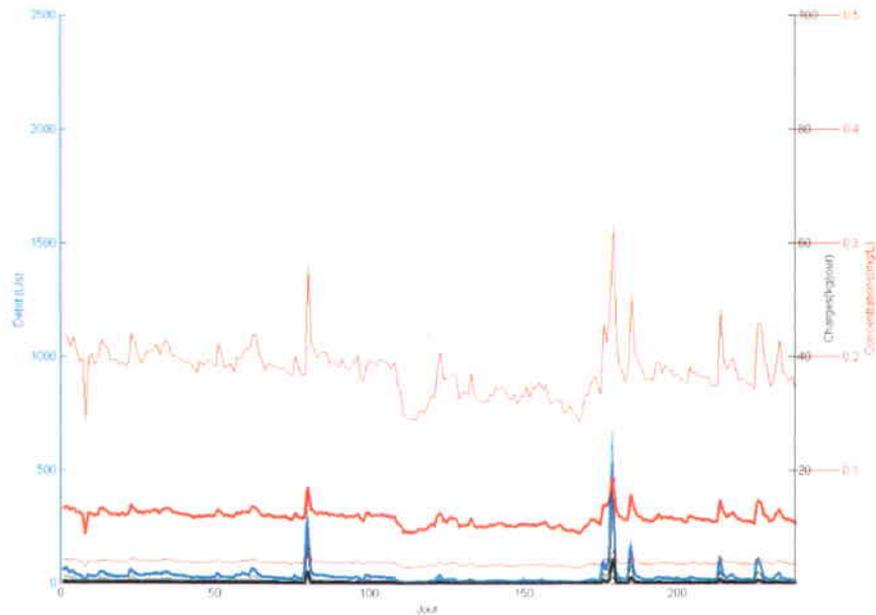


Figure I.10 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

6) 2011

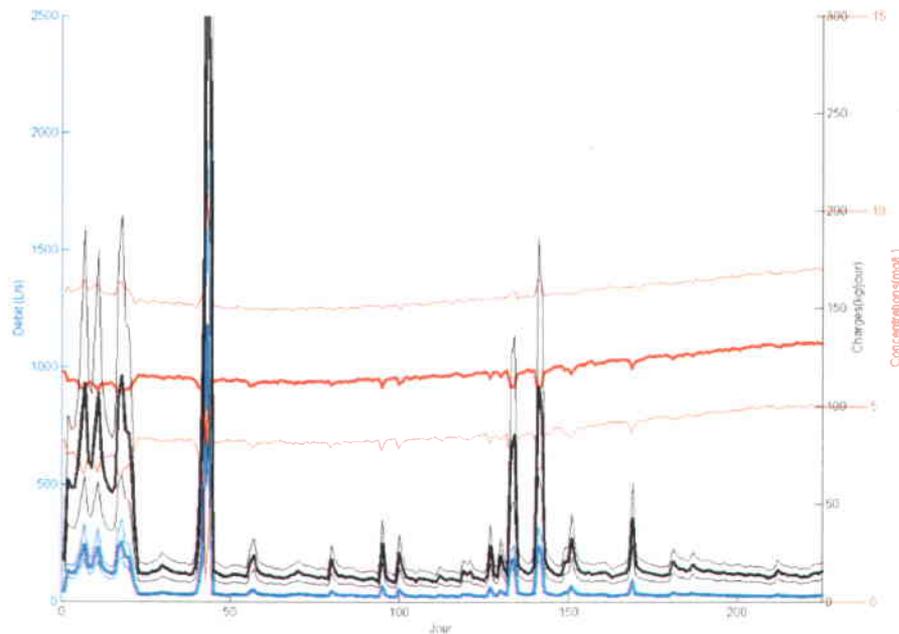


Figure I.11 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

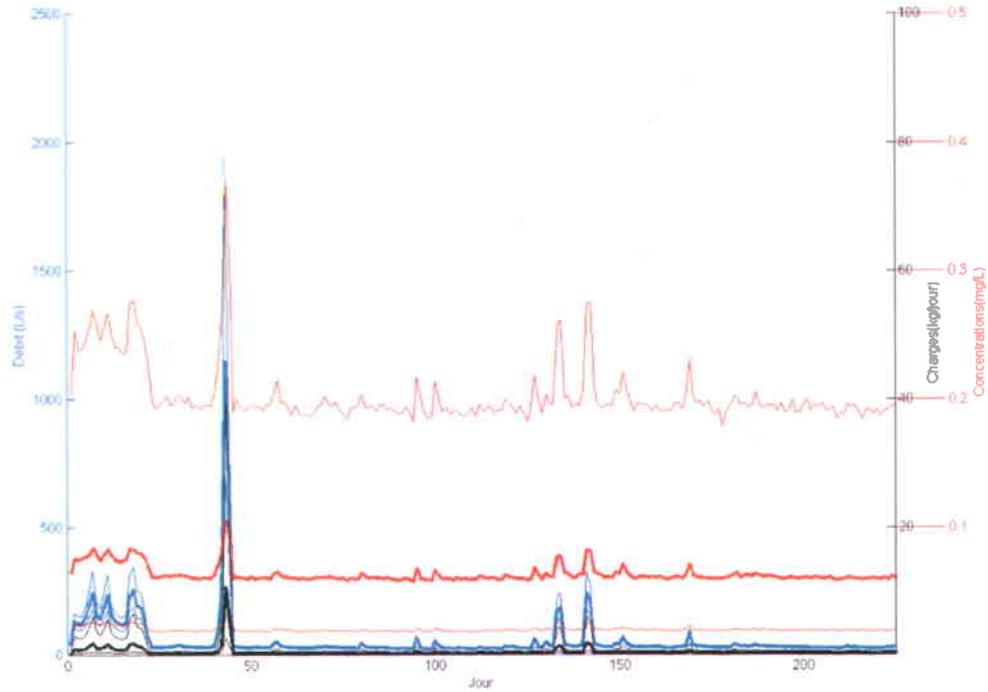


Figure I.12 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

7) 2012

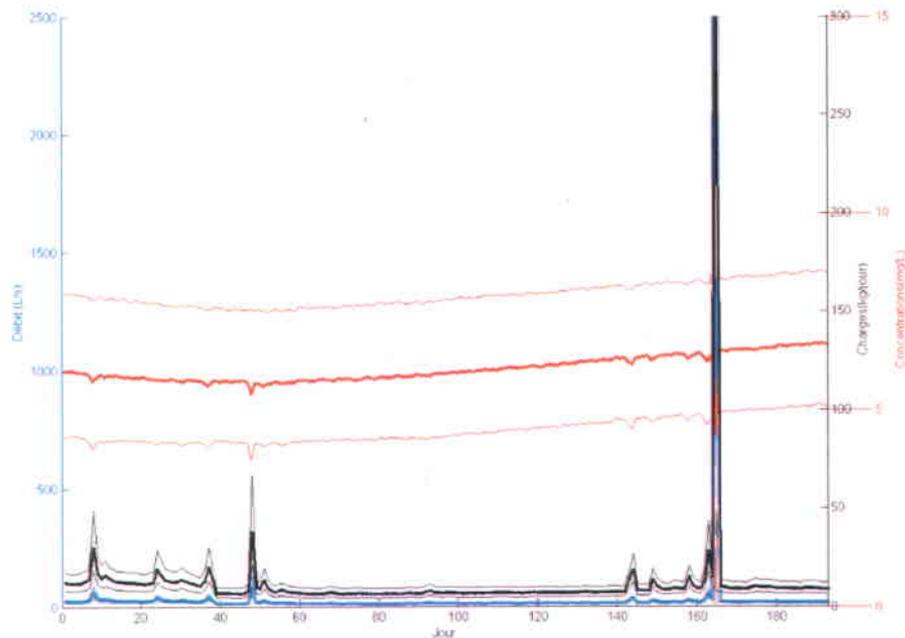


Figure I.13 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de N-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

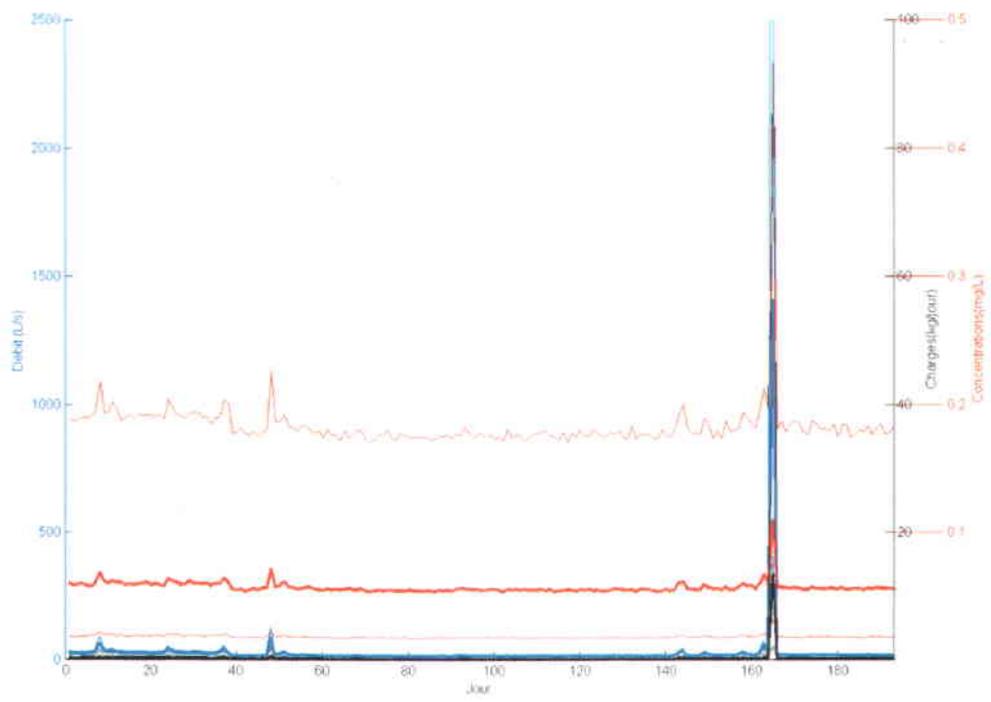


Figure I.14 : Débits journaliers (L/s) (lignes bleues), concentrations journalières (mg/L) (lignes rouges) et charges journalières (kg/jour) (lignes noires) de P-total. Les lignes foncées représentent les valeurs médianes et les lignes pâles représentent les 10^e et 90^e percentiles.

ANNEXE J

Bilans des nutriments de la superficie drainée aux stations d'échantillonnage des branches 14 et 15

Voici les bilans des nutriments sous forme de charge totale (kg) de la superficie drainée à la station d'échantillonnage de la branche 14, de la branche 15 et de même qu'à l'exutoire de la branche 14.

Tableau J.1 : Bilans des nutriments de la superficie agricole drainée aux stations d'échantillonnage.

Station d'échantillonnage sur la branche 14		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
		kg								
N-total	(kg)						10852	5653	7164	-1192
	(kg/ha agr.)						84	44	55	-9
P-total	(kg)						2524	1959	1976	974
	(kg/ha agr.)						19	15	15	8

Station d'échantillonnage sur la branche 15		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
		kg								
N-total	(kg)						4447	2317	2936	-488
	(kg/ha agr.)						101	53	67	-11
P-total	(kg)						1035	803	810	399
	(kg/ha agr.)						24	18	18	9

Exutoire de la branche 14		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
		kg								
N-total	(kg)						13342	6950	8808	-1465
	(kg/ha agr.)						126	66	83	-14
P-total	(kg)						3104	2408	2429	1197
	(kg/ha agr.)						29	23	23	11

ANNEXE K

Comparaison des bassins versants jumelés

Partie 1

Cette annexe présente les résultats des régressions obtenues sur la différence entre les concentrations sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin.

Partie 2

Cette annexe présente les résultats des régressions obtenues de la comparaison entre les concentrations sur le micro-bassin d'intervention et le micro-bassin témoin, et ce, avant l'implantation des bandes riveraines versus après.

Partie 1

1) N-total

Tableau K.1 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations d'azote-total.

N-total				
	Coefficients	Écart-type	t Stat	P-value
Ordonnée	2,91	0,76	3,84	<0,001
t	-4,27E-04	4,36E-03	-0,10	0,922
Rés. auto	-0,80	0,03	-23,07	<0,001

Tableau K.2 : Statistiques de la régression sur les concentrations d'azote-total.

R ²	0,65
RMSE	1,23
Observations	292

2) P-total

Tableau K.3 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations de phosphore-total.

P-total				
	Coefficients	Écart-type	t Stat	P-value
Ordonnée	-0,09	0,02	-4,67	<0,001
t	1,66E-04	1,19E-04	1,40	0,162
Rés. auto	-0,32	0,06	-5,65	<0,001

Tableau K.4 : Statistiques de la régression sur les concentrations de phosphore-total.

R ²	0,11
RMSE	0,12
Observations	290

Partie 2

1) N-total

Tableau K.5 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations d'azote-total.

N-total				
	Coefficients	Écart-type	t Stat	<i>p-value</i>
Ordonnée	1,97	0,05	36,79	<0,001
X1	-0,19	0,06	-3,52	<0,001
X2	-0,20	0,07	-3,06	0,002
X3	0,21	0,06	3,43	<0,001
X4	-0,51	0,06	-9,11	<0,001

Tableau K.6 : Statistiques de la régression sur les concentrations d'azote –total.

R ²	0,38
RMSE	0,16
Observations	244

2) P-total

Tableau K.7 : Statistiques des coefficients de la régression sur les concentrations de phosphore-total.

P-total				
	Coefficients	Écart-type	t Stat	<i>p-value</i>
Ordonnée	-1,42	0,26	-5,39	<0,001
X1	0,67	0,13	5,02	<0,001
X2	0,08	0,33	0,25	0,805
X3	0,01	0,15	0,08	0,940
X4	-0,30	0,06	-4,77	<0,001

Tableau K.8 : Statistiques de la régression sur les concentrations de phosphore-total.

R ²	0,35
RMSE	0,70
Observations	236

ANNEXE L

***Bootstrap* non paramétrique pour comparer deux échantillons**

Cette annexe présente la méthode du *bootstrap* non paramétrique utilisée à la section 3.4.2 afin de comparer une statistique entre deux échantillons. Cette méthode est tirée de Efron et Tibshirani (1993).

Soit deux ensembles $\mathbf{X}=\{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ et $\mathbf{Y}=\{y_1, y_2, \dots, y_m\}$ de tailles n et m respectivement provenant de distributions de probabilité possiblement différentes. Nous souhaitons effectuer un test d'hypothèse sur une statistique d'intérêt notée θ . D'abord, la procédure de rééchantillonnage par bootstrap est effectuée comme suit:

1. Former B ensembles de données «bootstrappées» $\mathbf{X}_b^*=\{x_{1b}, x_{2b}, \dots, x_{nb}\}$ échantillonnés avec remise à partir de \mathbf{X} et B ensembles de données «bootstrappées» $\mathbf{Y}_b^*=\{y_{1b}, y_{2b}, \dots, y_{mb}\}$ échantillonnés avec remise à partir de \mathbf{Y} , avec $b=1, \dots, B$.
2. Pour chaque paire $(\mathbf{X}_b^*, \mathbf{Y}_b^*)$, calculer la statistique d'intérêt θ_b^* .

La statistique de test calculée pour chaque itération est donnée par

$$t_b^* = \frac{\hat{\theta}_b^* - \hat{\theta}}{\sqrt{\frac{\hat{\sigma}_{1b}^2}{n} + \frac{\hat{\sigma}_{2b}^2}{m}}} \quad (\text{L.1})$$

Où $\hat{\theta}_b^*$ sont les différences entre les moyennes bootstrap $\bar{\mathbf{X}}_b^*$ et $\bar{\mathbf{Y}}_b^*$, $\hat{\theta}$ est la différence observée des moyennes \mathbf{X} et \mathbf{Y} et finalement $\hat{\sigma}_{1b}$ et $\hat{\sigma}_{2b}$ sont les écart-types des échantillons «bootstrappés» \mathbf{X}_b^* et \mathbf{Y}_b^* . Il s'agit de la statistique t de Student pour comparer deux moyennes où $\hat{\theta}$ est soustrait de $\hat{\theta}_b^*$. Une approximation du p -value unilatéral est donnée par

$$\hat{p}_{boot} = \#\{t_b^* \geq t_{obs}\} / B \quad (\text{L.2})$$

où t_{obs} est la valeur observée du test statistique, calculée avec un test t avec variances inégales.

ANNEXE M

Types de cultures

L'annexe M présente les résultats obtenus des contributions marginales des régressions entre les types de cultures et les bilans des nutriments suivis des régressions entre les types de cultures et les charges en nutriments. Soit :

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k + \varepsilon \quad (\text{M.1})$$

où Y représente les bilans des nutriments annuels (kg/ha agr) ou les charges totales (kg/ha agr) obtenues pour chaque année, X_1, \dots, X_k représentent les types de culture annuels (en pourcentage des superficies) et β_0, \dots, β_k désignent les paramètres de la régression. ε représente le terme d'erreur et suit une loi normale $(0, \sigma^2)$.

Tableau M.1 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux bilans des nutriments de N-total (kg/ha agr).

y: Bilan des nutriments de N-total (kg/ha agr)				
	Estimé	SE	t Stat	<i>p-value</i>
Ordonnée	-3285,82	214,16	-15,34	0,04
x1: Soja	34,02	2,19	15,51	0,04
x2: Maïs en sillage	42,60	2,96	14,38	0,04
x3: Maïs grain	34,81	2,09	16,63	0,04
x4: Prairies	28,63	1,95	14,69	0,04

Tableau M.2 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux bilans des nutriments de P-total (kg/ha agr).

y: Bilan des nutriments de P-total (kg/ha agr)				
	Estimé	SE	t Stat	p-value
Ordonnée	-445,32	43,60	-10,21	0,06
x1: Soja	4,72	0,45	10,56	0,06
x2: Maïs en sillage	5,65	0,60	9,38	0,07
x3: Maïs grain	4,80	0,43	11,26	0,06
x4: Prairies	4,08	0,40	10,28	0,06

Tableau M.3 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux charges de N-total (kg/ha agr).

y: Charges de N-total (kg/ha agr)				
	Estimé	SE	t Stat	p-value
Ordonnée	-779,77	286,30	-2,72	0,22
x1: Soja	8,04	2,93	2,74	0,22
x2: Maïs en sillage	8,78	3,96	2,22	0,27
x3: Maïs grain	8,52	2,80	3,05	0,20
x4: Prairies	7,66	2,61	2,94	0,21

Tableau M.4 : Statistiques des contributions marginales de la régression entre les types de culture (%) par rapport aux charges de P-total (kg/ha agr).

y: Charges de P-total (kg/ha agr)				
	Estimé	SE	t Stat	p-value
Ordonnée	-39,01	21,89	-1,78	0,33
x1: Soja	0,40	0,22	1,78	0,33
x2: Maïs en sillage	0,52	0,30	1,70	0,34
x3: Maïs grain	0,40	0,21	1,89	0,31
x4: Prairies	0,36	0,20	1,81	0,32