

IMPACTS ET ADAPTATIONS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES DES INFRASTRUCTURES MUNICIPALES EN EAU DE LA RIVIÈRE DES PRAIRIES

Sarah Dorner
École Polytechnique

et

Université de Sherbrooke
INRS – Eau, Terre, Environnement

Mars 2013

Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres.



Table des matières

1. Introduction	3
2. Contexte / objectifs	6
A. OBJECTIFS A1 ET A4	6
B. OBJECTIFS B ET C	7
3. Cadre théorique / compte-rendu de la revue de la littérature	8
A. OBJECTIFS A1 ET A4	8
<i>Problématique des surverses</i>	8
<i>Solutions face aux problèmes liés aux surverses</i>	8
<i>Contexte de changements climatiques et d'urbanisation</i>	10
B. OBJECTIFS B ET C	11
<i>Lieu</i> 11	
<i>Analyses statistiques du débit de la rivière des Prairies</i>	11
<i>Modélisation hydrodynamique</i>	13
<i>Modélisation de la diffusion de contaminants</i>	21
<i>Changements climatiques</i>	48
4. Méthodologie / données	55
A. OBJECTIFS A1 ET A4	55
<i>Modèle hydrologique SWMM</i>	55
<i>Secteur étudié</i>	55
<i>Évènements pluvieux</i>	57
<i>Calage du débit</i>	58
<i>Modélisation des paramètres de qualité</i>	58
<i>Modélisation des jardins de pluie</i>	59
B. OBJECTIF B1	62
C. OBJECTIF B2	65
D. OBJECTIF B3	69
E. OBJECTIF C1	69
F. OBJECTIF C2	69
5. Résultats	70
A. OBJECTIFS A1 ET A4	70
<i>Calage du débit</i>	70
<i>Calage des concentrations en MES</i>	71
<i>Calage des concentrations en E. coli</i>	73
<i>Mise en place des jardins de pluie</i>	75
B. OBJECTIF B1 : MODÈLE HYDRODYNAMIQUE CALIBRÉ EN PÉRIODE DE CRUE ET D'ÉTIAGE	78
C. OBJECTIF B2	82
D. OBJECTIF B3	10
E. OBJECTIFS C1 ET C2	12

6. Analyse et discussion	13
A. OBJECTIFS A1 ET A4.....	13
<i>Calage du débit</i>	13
<i>Calage des concentrations en MES</i>	13
<i>Calage des concentrations en E. coli</i>	14
<i>Mise en place des jardins de pluie</i>	15
B. OBJECTIF B1	18
C. OBJECTIF B2	18
D. OBJECTIFS B3, C1 ET C2	20
7. Conclusion et recommandations	21
A. OBJECTIFS A1 ET A2.....	21
B. OBJECTIFS B ET C	21
Références	23
Annexes.....	49

1. Introduction

L'hydraulicité des cours d'eau est en lien direct avec les conditions climatiques. Or, les conditions d'écoulement en rivière influencent directement les capacités d'adduction des prises d'eau potable ainsi que, dans une certaine mesure, les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau qui y transite. Les exploitants d'installations de traitement des eaux potables sont donc vulnérables aux changements climatiques par les effets potentiels que ces derniers peuvent entraîner d'un point de vue quantitatif et qualitatif.

La rivière des Prairies est le principal émissaire du Lac des Deux Montagnes alimenté par la rivière des Outaouais. Les niveaux d'eau et les débits de la rivière des Prairies sont influencés par l'hydrologie et la gestion des ressources hydriques dans les bassins versants des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais. Les niveaux d'eau dans les Grands Lacs sont gérés en fonction d'une entente internationale entre le Canada et les États-Unis (Pietroniro *et al.*, 2007). La gestion de la rivière des Outaouais se fait par la Commission de planification de la régularisation de la rivière des Outaouais qui formule et révisé des politiques et critères de régularisation sur les réservoirs principaux de concert avec les principaux usagers. La gestion intégrée des réservoirs du bassin de l'Outaouais a comme objectifs la protection contre les inondations et la préservation des intérêts des utilisateurs de l'eau tels qu'Ontario Power Generation et Hydro-Québec pour la production d'énergie hydroélectrique. Une description de la gestion intégrée des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais est donnée par Pietroniro *et al.* (2007).

Les installations de traitement des eaux potables localisées sur cette rivière sont vulnérables en raison du fait que :

1. la rivière des Prairies est une ressource en eau majeure dans la région de Montréal. La rivière des Prairies alimente trois installations de traitement des eaux potables desservant environ 380 000 personnes. La première prise d'eau est située à l'ouest de la rivière et n'est pas sous l'influence de rejets de surverses d'égouts unitaires et l'eau est généralement de bonne qualité. Une autre prise d'eau est située en aval de 53 trop-pleins (1008 événements de surverse de 2007 à 2009). La troisième prise d'eau est située en aval de la deuxième prise d'eau et de 37 trop-pleins additionnels (1185 événements de surverse de 2007 à 2009). Ces trop-pleins sont situés sur des réseaux unitaires et mixtes. Les secteurs ayant des réseaux séparatifs sont situés plus à l'ouest et auront moins d'influence sur ces deux prises d'eau, donc ils n'ont pas été étudiés dans cette première phase de recherche qui se concentrera sur les deuxième et troisième prises d'eau. La rivière des Prairies a de nombreuses frayères et d'autres zones d'intérêt faunique dans les secteurs des prises d'eau. La qualité de l'eau à plusieurs endroits dans ce secteur limite les usages tels que les activités récréatives (Comité ZIP Jacques Cartier, 2003). La demande en eau est à la hausse en raison de la croissance démographique dans plusieurs secteurs alimentés par la rivière des Prairies. Les trois prises d'eau sont en amont du barrage de la centrale de la rivière des Prairies d'Hydro Québec.

2. La rivière des Prairies est sous l'influence de rejets urbains. On dénombre plus de 180 ouvrages de surverses se déversant dans cette rivière dont approximativement 90 sont en amont de 2 prises d'eau. Immédiatement en amont de 2 des prises d'eau, les réseaux d'égouts sont principalement unitaires et les surverses d'égouts unitaires sont les principales sources de contaminants microbiologiques. La probabilité de surverses dépend de la récurrence des événements de précipitation et de la fonte des neiges. Or, à ce sujet, les travaux de Mailhot *et al.* (2007) suggèrent que les changements climatiques entraîneront une hausse des précipitations moyennes et, donc, de la fréquence et de l'intensité de surverses. Pour le moment, aucune information ne permet de prévoir l'impact des événements de surverses sur la qualité des eaux de la rivière des Prairies. Patz *et al.* (2008) prévoient qu'une hausse de pluies intenses pourrait mener à un plus grand nombre de surverses et ce qui contribuerait à augmenter le risque de maladies d'origine hydrique dans la région des Grands Lacs des États-Unis. Les impacts des surverses sont parfois intensifiés par le fait que (i) ce sont des rejets d'eaux usées non traitées et (ii) leur localisation empêche une dilution adéquate du rejet dans la rivière. Lors de précipitations abondantes ou de fonte des neiges, des épisodes de contamination fécale ont été observés à l'eau brute des usines de filtration sur la rivière des Prairies (Madoux-Humery, Sauvé, *et al.*, 2010).

3. La réponse des installations de traitement sous divers scénarios de changements climatiques est inconnue. À notre connaissance, l'impact d'une modification de l'hydraulique de la rivière des Prairies sur les capacités de traitement des installations d'eau potable, autant du point de vue de la qualité de l'eau que de leur capacité de production, n'a jamais été évalué à ce jour bien que les installations actuelles permettent de répondre aux exigences du Règlement sur la qualité de l'eau potable et United States Environmental Protection Agency.

La compréhension des impacts et des mesures d'adaptation possibles aux changements climatiques à l'égard des usages municipaux de l'eau de la rivière des Prairies est une problématique intégratrice qui nécessite la collaboration d'experts de domaines complémentaires. D'autres études ont démontré qu'une meilleure gestion des surverses et du drainage urbain ont le potentiel pour minimiser les effets négatifs des changements climatiques (Semadeni-Davies *et al.*, 2008).

À ce jour, les efforts consentis à la problématique d'une rivière de la région de Montréal ont surtout été le résultat des étiages critiques survenus sur la rivière des Mille-Îles en 2001 (Centre d'Expertise hydrique du Québec (CEHQ), 2005) et en 2010 ("Feuille d'information. Modifications apportées au plan des travaux Octobre 2010," 2010). Les municipalités de Rosemère et Terrebonne ont d'ailleurs procédé à des modifications à leur prise d'eau potable suite à l'événement de 2001. De plus, des travaux de dragage ont été effectués afin d'augmenter le débit minimum à 25-30 m³/s et de garantir l'approvisionnement en eau potable sur la rivière des Mille Îles ("Feuille d'information. Modifications apportées au plan des travaux Octobre 2010," 2010). La qualité de l'eau avait également été sérieusement compromise en raison d'une dilution insuffisante des rejets d'eaux usées dans la rivière et

plus de 350 millions \$ ont été investis en travaux d'assainissement des eaux dans son bassin versant. Bien que la qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles se soit améliorée, elle présente encore des problèmes de contamination microbiologique et de contamination à l'azote ammoniacal.

Le niveau de traitement en eau potable est déterminé à partir de la concentration moyenne annuelle en *E. coli* à l'eau brute. Par exemple, une concentration de plus de 200 UFC/100 mL requiert un abattement de 6 log virus, 5 log *Giardia* et 3 log de *Cryptosporidium*, ce qui nécessite l'utilisation de membranes ou UV. D'autre part, les enjeux liés à la présence de contaminants xénobiotiques (composés pharmaceutiques et perturbateurs endocriniens) n'ont jamais été considérés faute d'informations scientifiques à ce sujet. Enfin, les installations de traitement d'eau potable sont également vulnérables à la présence d'efflorescences d'algues planctoniques, qu'elles soient ou non d'origine toxique. À cet égard, un épisode d'efflorescence d'algues colmatantes (clogging filter algae) a été répertorié sur les rivières des Outaouais/DesPrairies/des Mille Îles il y a quelques années. Cet événement a entraîné une diminution dramatique des durées des cycles de filtration pour l'ensemble des exploitants des usines de filtration situées entre Gatineau et Terrebonne.

Bien que la rivière des Mille Îles sera probablement plus affectée par les changements climatiques en période d'étiage en raison du seuil à son entrée qui limite son débit (quoique cette problématique est partiellement résolue par la réalisation de travaux de dragage), il y a trop de sources de contaminants sur cette rivière pour être en mesure d'établir les impacts des changements climatiques sur la qualité des eaux car cela nécessite un investissement considérable (ressources humaines et financières) pour bien la caractériser. La rivière des Prairies est un système plus simple qui nous a permis de mieux répondre aux attentes techniques du projet. De plus, l'ensemble des échantillons nécessaires pour comprendre le lien entre la pluviométrie et la qualité des eaux de surverses et des prises d'eau sur la rivière des Prairies ont déjà été prélevés et analysés ($n > 650$) par l'équipe de Michèle Prévost et de Sarah Dorner. Les résultats ont été publiés dans plusieurs actes de conférences (Madoux-Humery, Dorner, *et al.*, 2010; Madoux-Humery, Mongelard, Dorner, Galarneau, & Prévost, 2010; Madoux-Humery, Mongelard, Dorner, Galarneau, Sauvé, *et al.*, 2010; Madoux-Humery, Sauvé, *et al.*, 2010) et trois manuscrits seront soumis pour publication en 2013. Anne-Sophie Madoux-Humery a reçu le prix de la meilleure présentation lors du congrès international DIPCON 2010 pour sa présentation de ces résultats de suivi. Le travail réalisé représente une contribution importante et une opportunité unique pour exploiter les données permettant de répondre à des questions concernant les impacts et adaptation aux changements climatiques dans le domaine de l'eau potable ainsi que la gestion des infrastructures municipales et des bassins versants urbains.

Les résultats obtenus par ce projet (par ex. des recommandations pour la sélection de pratiques de gestion optimale et des impacts sur les prises d'eau) devraient être transférables à d'autres systèmes ayant des surverses en amont de prises d'eau. Peu d'études concernant

l'analyse des effets des changements climatiques sur la qualité des eaux potables ont été réalisées de façon quantitative pour les paramètres qui intéressent les opérateurs des usines de traitement d'eau potable et notre projet tentera de combler ce manque d'informations.

2. Contexte / objectifs

a. Objectifs A1 et A4

Beaucoup de lois et directives existent pour réglementer la gestion des eaux pluviales. Citons par exemple, la Directive 004 (pour les concepteurs des réseaux d'égout) et la Politique nationale de l'eau (MDDEP, 2011). Également, Le *Guide de Gestion des Eaux Pluviales* a été mis en ligne en 2011 par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT). Cette publication témoigne de la volonté de ces autorités de mieux appréhender les impacts du développement urbain sur l'hydrologie afin de les gérer et les atténuer (MDDEP, 2011). Les mesures d'atténuation proposées par ce guide comprennent une meilleure gestion des eaux pluviales grâce à une minimisation de l'érosion des cours d'eau, une protection de la nappe phréatique et un contrôle tant quantitatif que qualitatif des eaux rejetées dans les cours d'eaux récepteurs (MDDEP, 2011).

Cependant, dans toute démarche de gestion des eaux pluviales, il est également important de prendre en compte le fait que les données de pluviométrie utilisées lors du dimensionnement des différents éléments des réseaux d'égout ne prennent pas en compte une évolution future de la pluviométrie. En climat futur, on peut donc s'attendre à une baisse du niveau de service des réseaux due à des événements de pluie plus intense engendrés par les changements climatiques (Bourque & Simonet, 2008; Mailhot *et al.*, 2007). Or, les impacts des surverses sur les milieux sont déjà non négligeables en climat actuel : réduction de la quantité d'oxygène dissous, augmentation de la turbidité, pollution par des matières toxiques, augmentation de la température, etc. (Butler & Davies, 2011; Field *et al.*, 2003; MDDEP, 2011; Passerat *et al.*, 2011; Pitt & Bozeman, 1982). Dans un contexte de changements climatiques, le nombre de surverses pourrait augmenter (Nie *et al.*, 2009) et la problématique des surverses, déjà coûteuse (USEPA, 1997) pourrait s'accroître. Il est donc primordial de disposer d'outils permettant d'évaluer les différentes options d'adaptation pour apprendre à mieux gérer ces problèmes.

Un modèle, développé sous SWMM et représentant un secteur urbain du Québec a été mis en place et calibré à partir de données de terrain. Les impacts de la mise en place d'une pratique visant à mieux gérer les eaux de ruissellement ainsi que les eaux de surverses (les jardins de pluie) ont ensuite été étudiés.

Les objectifs A1 et A4 sont les suivants :

Objectif A1 : Mise en place du modèle hydrologique sous SWMM et simulations en climat actuel

Objectif A4 : Impacts des mesures de contrôle à la source sur les volumes et la qualité des eaux de surverse (phase I et II)

Les 4 objectifs spécifiques sont les suivants :

- 1) Mettre en place le modèle SWMM sur le secteur sous étude afin de pouvoir simuler les volumes et la qualité des eaux de surverses
- 2) Évaluer l'impact de la mise en place de jardins de pluie sur le volume des eaux de ruissellement.
- 3) Quantifier les impacts de la mise en place de jardins de pluie sur les caractéristiques des surverses en climat actuel
- 4) Évaluer, en climat actuel, de façon semi-quantitative les impacts potentiels de la mise en place de jardins de pluie sur la qualité des eaux de surverses et la protection des sources d'eau potable en climat actuel.

b. Objectifs B et C

Les objectifs B et C sont les suivants :

B1) Modélisation de l'hydrodynamique de la rivière des Prairies en climat actuel (Phase I)

B2) Débits et simulation hydrodynamique de la rivière des Prairies en climat futur (Phases I et II)

B3) Modélisation de l'atténuation de contaminants en rivière (Phases I et II)

C1) Impacts des changements climatiques sur la capacité d'adduction (Phase I)

C2) Impacts sur la qualité de l'eau traitée (Phases I et II)

3. Cadre théorique / compte-rendu de la revue de la littérature

a. Objectifs A1 et A4

Problématique des surverses

Les eaux des surverses de réseaux unitaires sont un mélange d'eaux usées non traitées (et donc polluées) et d'eaux de ruissellement, également non traitées, qui elles aussi contiennent des polluants (Eriksson, 2002; Eriksson *et al.*, 2007; Field *et al.*, 2003; Kayhanian *et al.*, 2003; Passerat *et al.*, 2011; Wanielista, 1978). Les charges de polluants déversés dans les eaux de surfaces lors des épisodes de surverses peuvent avoir des répercussions importantes sur les écosystèmes, mais également sur les prises d'eau potable situées à proximité de ces points de surverses (El Samrani *et al.*, 2008; Field *et al.*, 2003; Passerat *et al.*, 2011; Wanielista, 1978). Parfois, certains polluants, comme les matières en suspension (MES), sont présents en plus grande quantité dans les eaux de surverses que dans les eaux sanitaires (USEPA, 2002). Les concentrations de polluants dans les eaux de surverses dépendent de beaucoup de facteurs, comme par exemple, le temps entre deux événements pluvieux, puisqu'alors une plus grande accumulation par temps sec des polluants sur les surfaces imperméables est possible. Ainsi, les concentrations en matières en suspension (MES) sont 3 fois plus élevées après une période de temps sec de 4 jours qu'après une période de temps sec inférieure à 4 jours (Eriksson *et al.*, 2007; Wanielista, 1978).

La pollution des eaux de surverse vient en partie des eaux de ruissellement. Les concentrations en MES dans les eaux de ruissellement peuvent être supérieures à celles des eaux sanitaires (Gromaire-Mertz *et al.*, 1999; MDDEP, 2011; USEPA, 1983, 2002). Les différents polluants présents dans les eaux de ruissellement peuvent provenir du lessivage des routes, des toits, de la déposition atmosphérique, etc. (Field *et al.*, 1998; Wanielista, 1978). De la même façon que les concentrations des polluants dans les eaux de surverse dépendent de beaucoup de facteurs, les concentrations dans les eaux de ruissellement dépendent de la source du polluant (routes, toits, etc.), de l'intensité de la pluie, du trafic routier, de la période de temps sec antérieur, etc. (Gromaire-Mertz *et al.*, 1999; Kayhanian *et al.*, 2003).

Solutions face aux problèmes liés aux surverses

Les impacts des surverses sont donc non négligeables (Casadio *et al.*, 2010; Passerat *et al.*, 2011; Pitt & Bozeman, 1982) et de nombreuses solutions existent pour atténuer ces impacts (USEPA, 2004) telles que les pratiques d'opération et de maintenance, le contrôle du système de collecte, le stockage, les aménagements de traitement et le développement à faible impact (DFI) (USEPA, 2004). Le DFI vise à revoir nos modes de gestion dans le but de minimiser les changements apportés par le développement urbain à l'hydrologie du milieu afin de les ramener, dans la mesure du possible, à leur état d'origine, avant urbanisation (Davis & McCuen, 2005; Dietz, 2007). Les Pratiques de Gestion Optimales (PGO) sont des mesures, des installations visant à améliorer la gestion des eaux de ruissellement tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif (Butler & Davies, 2011; Eriksson *et al.*, 2007; Marsalek & Chocat,

2002; MDDEP, 2011). Ces pratiques sont nombreuses : jardins de pluie, toits verts, barils de pluie, bandes filtrantes végétalisées, chaussées perméables avec lit d'infiltration, diminution des surfaces imperméables directement connectées (débranchement des gouttières par exemple), etc. (Davis & McCuen, 2005; Mailhot *et al.*, 2008; Marsalek & Chocat, 2002; MDDEP, 2011). Les jardins de pluie, par exemple, fonctionnent comme des zones naturelles de stockage. Les propriétés physico-chimiques des plantes et du sol qui les composent permettent un contrôle quantitatif et qualitatif des eaux de ruissellement (Blecken *et al.*, 2011; Dietz, 2007; Roy-Poirier *et al.*, 2010). Des conditions d'utilisation et de mise en place s'appliquent pour chaque PGO. Par exemple pour les jardins de pluie, il est essentiel d'installer un prétraitement afin d'éviter les problèmes liés au colmatage (MDDEP, 2011). La maintenance est également un élément important pour permettre à chaque PGO de fonctionner correctement (Mailhot *et al.*, 2008). Il est également recommandé de ne pas avoir une superficie de jardins supérieure à 5 à 10% de la zone drainée, de s'assurer que la pente du terrain est de moins de 5% et que la nappe phréatique est à plus de 1,2 m de la surface du sol (ARC and GDNR, 2001; MDDEP, 2011).

De nombreuses études ont été menées sur les PGO. Citons par exemple Huber (2001), Huber et Cannon (2002), Chen *et al.* (2008) et Pitt et Voorhees (2010). Ces auteurs ont étudié la redirection des eaux de ruissellement des toits vers des zones perméables (comme les gazons par exemple). Ces études ont montré que la redirection des eaux de ruissellement des toits permettait de réduire les volumes des eaux de ruissellement, les débits de pointe des eaux de ruissellement et le volume des surverses. Les jardins de pluie et les barils de pluie font également l'objet de nombreuses études. L'efficacité des jardins de pluie pour réduire les volumes des eaux de ruissellement et la pollution de ces eaux est démontrée (Aad *et al.*, 2010; Ahiablame *et al.*, 2012; Blecken *et al.*, 2011; Blecken *et al.*, 2010; DeBusk & Wynn, 2011; Dietz, 2007; Ermilio, 2005; Muthanna *et al.*, 2007; Muthanna *et al.*, 2008; Pitt & Bozeman, 1982; Trowsdale & Simcock, 2011). Par exemple, des études de terrain ont montré une réduction du débit de pointe compris entre 44% et 91% (Davis, 2008; DeBusk & Wynn, 2011). Les jardins de pluie sont aussi efficaces pour éliminer les polluants comme les métaux lourds, les solides, etc. (Ermilio, 2005; Hunt *et al.*, 2006; Mailhot *et al.*, 2008; MDDEP, 2011). Le taux d'enlèvement est supérieur à 60% pour les MES et approximativement de 70% pour les *E. coli* (Blecken *et al.*, 2011; Blecken *et al.*, 2010; Carpenter & Hallam, 2010; Hunt *et al.*, 2006; Hunt *et al.*, 2008). Ces taux d'efficacité dépendent néanmoins des conditions d'utilisation, de la maintenance, etc. Cependant peu d'études se sont intéressées à la réduction des bactéries fécales coliformes (Dietz, 2007). Pitt et Voorhees (2010) ont également étudié la mise en place de barils et de jardins de pluie pour collecter les eaux de ruissellement des toits connectés démontrant l'efficacité de ces deux pratiques pour réduire les eaux de ruissellement provenant des toits. Certains auteurs ont comparé l'efficacité des différentes PGO. Sullivan *et al.* (2008) ont comparé la déconnexion des toits et la redirection vers les jardins de pluie, les toits verts, les systèmes de bio-rétention, les barils de pluie et les chaussées perméables avec lit d'infiltration, trouvant une réduction du volume de surverses comprise entre 38% et 60% en fonction de la PGO considérée. De même, Aad *et al.* (2010)

ont comparé l'efficacité des jardins de pluie et des barils de pluie pour capter les eaux de ruissellement d'un toit. Selon cette étude les jardins de pluie semblent être plus efficaces pour réduire les volumes et les débits de pointe des eaux de ruissellement. La combinaison de PGO permet également de réduire les volumes de ruissellement et d'amélioration de la qualité des eaux (Patwardhan *et al.*, 2005; Struck *et al.*, 2011).

Ainsi les performances des PGO seules ou d'une combinaison de PGO sont assez bien évaluées tant par des études théoriques que des études sur le terrain. Certaines villes telles Bremerton (Washington, USA) et Portland (Oregon, USA) ont mis en place des plans de DFI (Environmental Services City of Portland, 2012; Huber & Cannon, 2002; Matel, 2010). Cependant, il y a peu d'exemples d'application du concept de DFI à grande échelle (Brown, 2005; Mailhot *et al.*, 2008; Montalto *et al.*, 2007). De même, il existe très peu d'analyse de coûts associés à la mise en place et la maintenance des PGO (Herricks & Jenkins, 1995; Matel, 2010; Montalto *et al.*, 2007; Zhen *et al.*, 2006) ou d'analyse de cycle de vie des PGO.

Contexte de changements climatiques et d'urbanisation

Au Canada, les observations ont montré que les précipitations annuelles ont augmenté depuis les années 50 (Vincent & Mekis, 2006) et selon les prévisions, les changements climatiques vont possiblement entraîner des épisodes pluvieux plus intenses (Mailhot *et al.*, 2007; Patz *et al.*, 2008). Des précipitations plus importantes vont entraîner des épisodes de surverses plus nombreux (Nie *et al.*, 2009; Patz *et al.*, 2008) et un dépassement des capacités des réseaux d'égouts actuels (Berggren *et al.*, 2012; Watt *et al.*, 2003). D'autres travaux suggèrent que ce n'est pas tant la fréquence des surverses mais plutôt la durée moyenne des surverses qui va augmenter en climat futur (Fortier & Mailhot, 2012). L'urbanisation, même avec l'implantation des PGO, a également une influence sur les épisodes de surverses puisqu'une augmentation de la proportion des surfaces imperméables entraîne une augmentation des volumes de ruissellement, de la vitesse de ces eaux et une diminution de la qualité de ces eaux (Dietz, 2007).

L'effet combiné des changements climatiques et de l'urbanisation va entraîner un changement des caractéristiques des surverses comme le volume, la fréquence et la durée des surverses (Bolduc, 2010; Fortier & Mailhot, 2012; Patz *et al.*, 2008; Semadeni-Davies *et al.*, 2008).

Des études ont donc été réalisées afin d'évaluer les options d'adaptation aux changements climatiques, afin de limiter les impacts des surverses dans un contexte de changements climatiques. Bolduc (2010) a montré que la mise en place d'une combinaison de PGO sous forme de scénario optimal permettrait de réduire les impacts des changements climatiques sur le réseau urbain étudié à Montréal, Québec. Watt *et al.* (2003) ont considéré la mise en place de programme de déconnexion des toits et l'augmentation de la capacité de stockage en réseau pour un secteur urbain du Canada en climat actuel et futur. La mise en place de PGO pour ce secteur permettrait de réduire de 19 à 30% les volumes de ruissellement. Semadeni-Davies *et al.* (2008) ont également montré que la déconnexion de plus de la moitié des surfaces imperméables drainées vers le réseau ainsi que la mise en place d'autres PGO

permettraient de réduire le nombre de surverses, le volume des eaux de surverse et la pollution de ces eaux.

b. Objectifs B et C

Lieu

Le lieu d'étude sera exempt d'obstacles tels les barrages afin de garantir une bonne modélisation. Le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) a réalisé une étude sur la rivière étudiée afin de déterminer les cotes de crues de récurrence 20 et 100 ans (*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies*, 2006). En nous appuyant sur ce document et une visite des lieux, nous pouvons décrire le lieu de notre modélisation.

La rivière des Prairies prend sa source dans le lac des Deux Montagnes, alimenté par la rivière des Outaouais. Lors des crues, la rivière des Prairies est un effluent important du lac dont la capacité peut atteindre 35% du débit entrant par la rivière des Outaouais en crue et jusqu'à 80% en étiage. La rivière des Prairies coule sur une distance de 51 kilomètres vers le nord-est jusqu'à son embouchure dans le fleuve Saint-Laurent. La portion que nous étudions est d'une dizaine de kilomètres.

On y retrouve plusieurs stations hydrométriques gérées par le CEHQ, Environnement Canada ou Hydro-Québec. La station 043301, située à la tête des rapides du Cheval Blanc et gérée par le CEHQ, nous indiquera le débit de la rivière. Elle fonctionne depuis 1922.

Analyses statistiques du débit de la rivière des Prairies

Dans le cadre du rapport rédigé par le CEHQ (*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies*, 2006), des analyses statistiques ont été effectuées sur le débit de la rivière des Prairies à l'aide du logiciel d'ajustement des lois statistiques Hyfran ("HYFRAN, logiciel pour l'analyse fréquentielle en hydrologie, version 1.1," 2002). Les caractéristiques de la station 043301 sont décrites dans le Tableau 1.

Pour l'analyse numérique faite par le CEHQ, les périodes retenues sont de 1923 à 1976 et de 1978 à 2002. Les données utilisées afin de caractériser l'écoulement de la rivière des Prairies en période de crue sont celles du Tableau 2.

Tableau 1. Caractéristiques de la station 043301. (*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006*)

Localisation	Sur la rivière des Prairies à la tête des rapides du Cheval Blanc
Mesure prise à la station	Débit
Coordonnées	Longitude : 73°50' 55"
	Latitude : 45°31' 01"
	Altitude : 22,90m
Aire du bassin versant	146 000 km ²
Organisme exploitant	Centre d'expertise hydrique du Québec
Équipement de mesure	1922-1966 : échelle limnométrique en opération continue
	1967-1996 : enregistreur à ruban perforé en opération continue
	1997 - : enregistreuse, électron, LPN8 en opération continue
Période d'observation	Depuis 1922
Condition d'écoulement	Régime influencé mensuellement

Tableau 2. Caractéristiques de l'échantillon étudié. (*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006*)

Taille	79
Minimum	1420,0 m ³ s ⁻¹
Maximum	3680,0 m ³ s ⁻¹
Moyenne arithmétique	2355,6 m ³ s ⁻¹
Écart-type	459,3 m ³ s ⁻¹
Médiane	2280,0 m ³ s ⁻¹
Coefficient de variation (Cv)	0,1950
Coefficient d'asymétrie (Cs)	0,3496
Coefficient d'aplatissement (Ck)	2,6542

L'échantillon pour les crues suit la Loi Gamma (Maximum de vraisemblance). Il sera intéressant de comparer cette loi à la loi suivie en période d'étiage.

Modélisation hydrodynamique

- **Modélisation déjà existante**

Afin de caractériser les cotes de crues, le Centre d'expertise hydrique du Québec a modélisé le secteur de la Rivière-des-Prairies concerné en deux dimensions. Le tronçon modélisé est présenté à la [Erreur ! Source du renvoi introuvable.](#) et il se développe en zone urbaine sur ses deux rives. L'amont du tronçon est situé côté gauche et comprend deux entrées : le secteur du bras nord de l'Île Bizard et le secteur du bras sud de l'Île Bizard. L'aval du tronçon, à l'extrême droite sur la [Erreur ! Source du renvoi introuvable.](#), est délimité par un barrage d'Hydro-Québec. La longueur du tronçon le long du talweg est d'environ 21,2 km à partir du bras nord avec une pente moyenne d'environ 0,6 m/km. La longueur du tronçon le long du talweg est d'environ 29,7 km à partir du bras sud avec une pente d'environ 0,4 m/km. En régime hydraulique normal, la configuration du tronçon est complexe notamment avec ses îles et îlots, ses zones de subdivision de l'écoulement en plusieurs chenaux et sa largeur variable allant de 100 m dans sa zone la plus étroite en aval du secteur du bras nord jusqu'à près de 1 km dans sa zone la plus large dans le secteur du bras sud. Pour les fins d'interprétation, le tronçon est décomposé en quatre secteurs d'amont en aval : 1) secteur du bras nord de l'Île Bizard; 2) secteur du bras sud de l'Île Bizard; 3) rapides du Cheval Blanc; 4) amont du barrage de la Rivière-des-Prairies.

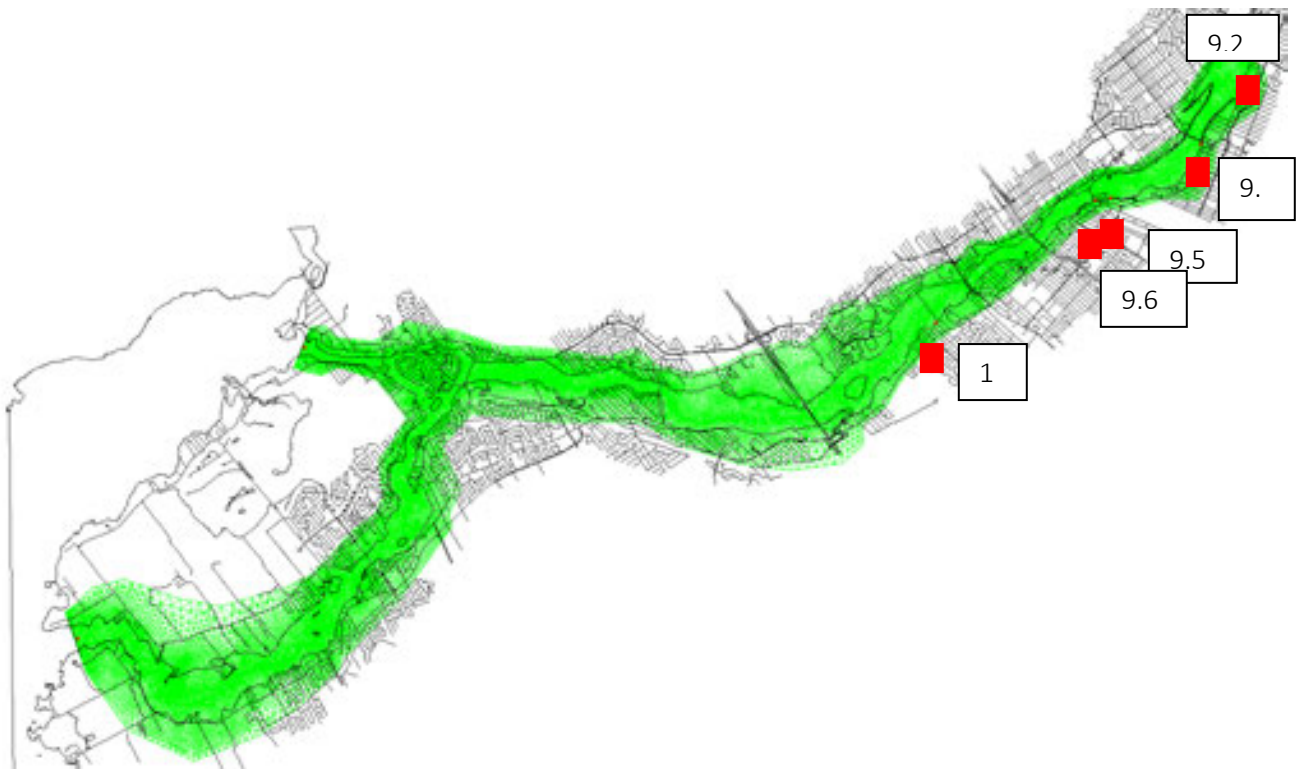


Figure 1. Domaine de simulation hydraulique incluant les secteurs du bras nord et du bras sud de l'Île Bizard, le secteur des Rapides du Cheval Blanc et le secteur amont du barrage de la Rivière-des-Prairies (Centre d'Expertise hydrique du Québec (CEHQ), 2006).

L'examen du nombre de Froude sur le tronçon présenté à la Erreur ! Source du renvoi introuvable. montre les zones d'écoulement rapides (en bleu) particulièrement dans les secteurs de l'entrée du bras nord, des rapides du Cheval Blanc et à l'amont du barrage de la Rivière-des-Prairies. Néanmoins, il apparaît que le nombre de Froude est inférieur à 1 de sorte que les différents secteurs sont hydrauliquement dépendants. Autrement dit, le contrôle du niveau d'eau en aval aura une influence sur le niveau d'eau en amont. Le degré de dépendance varie en général de façon inversement proportionnelle au débit de sorte qu'en étiage, le remous est moins fort qu'en crue. Nous soulevons cet aspect car il a occupé une part importante du travail de simulation hydraulique discuté plus loin.



Figure 2. Régime hydraulique de la Rivière-des-Prairies.

Les logiciels utilisés sont Modeleur (Secretan *et al.*, 2000) et Hydrosim (Heniche *et al.*, 1999). Ils ont été élaborés par le Centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS). Ceux-ci combinent :

« Les caractéristiques d'un système d'information géographique (SIG) appliquées à l'hydraulique fluviale aux caractéristiques d'un calculateur d'éléments finis (EF), qui permet la résolution des équations hydrodynamiques en deux dimensions (équations de Saint-Venant). » (Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006)

Les logiciels Modeleur et Hydrosim permettent la simulation des niveaux d'eau et des champs de vitesse en deux dimensions. Les premières données d'entrées sont les données bathymétriques et topographiques, assimilées par le modèle d'élévation (MNE). Celui-ci est produit au moyen du logiciel Modeleur grâce auquel est créé par la suite un maillage hydrodynamique couplé à celui-ci, auquel est assigné la rugosité du terrain représentée par le coefficient de frottement de Manning ainsi que les conditions hydrauliques aux limites du modèle, soit le débit en amont et les niveaux d'eau en amont et en aval.

Le MNE du tronçon étudié est présenté à la Erreur ! Source du renvoi introuvable.. L'altitude du terrain varie entre 5,7 m et 37,9 m. La bathymétrie du terrain date de 1997 et elle a été fournie par le Service hydrographique du Canada et de Pêches et Océans Canada. La topographie des rives a été relevée par système LIDAR aéroporté, à l'automne 2001. Les données couvrent l'ensemble des rives de la rivière sur une largeur d'environ 200 mètres de chaque côté du cours d'eau et les points sont espacés d'environ 3 mètres. Ce modèle a permis de simuler plusieurs événements hydrauliques afin de caler adéquatement le modèle hydrodynamique.

Remarque : La topographie du fond de la rivière étant vieille de plus de 10 ans, cela soulève la question de sa validité actuelle. On peut caler un modèle hydraulique en niveau d'eau malgré une topographie désuète. Cependant, le champ de vitesse, lui, ne le sera fort probablement pas. L'exploitation d'un champ de vitesse biaisé aura un impact sur la prédiction de la qualité d'eau.

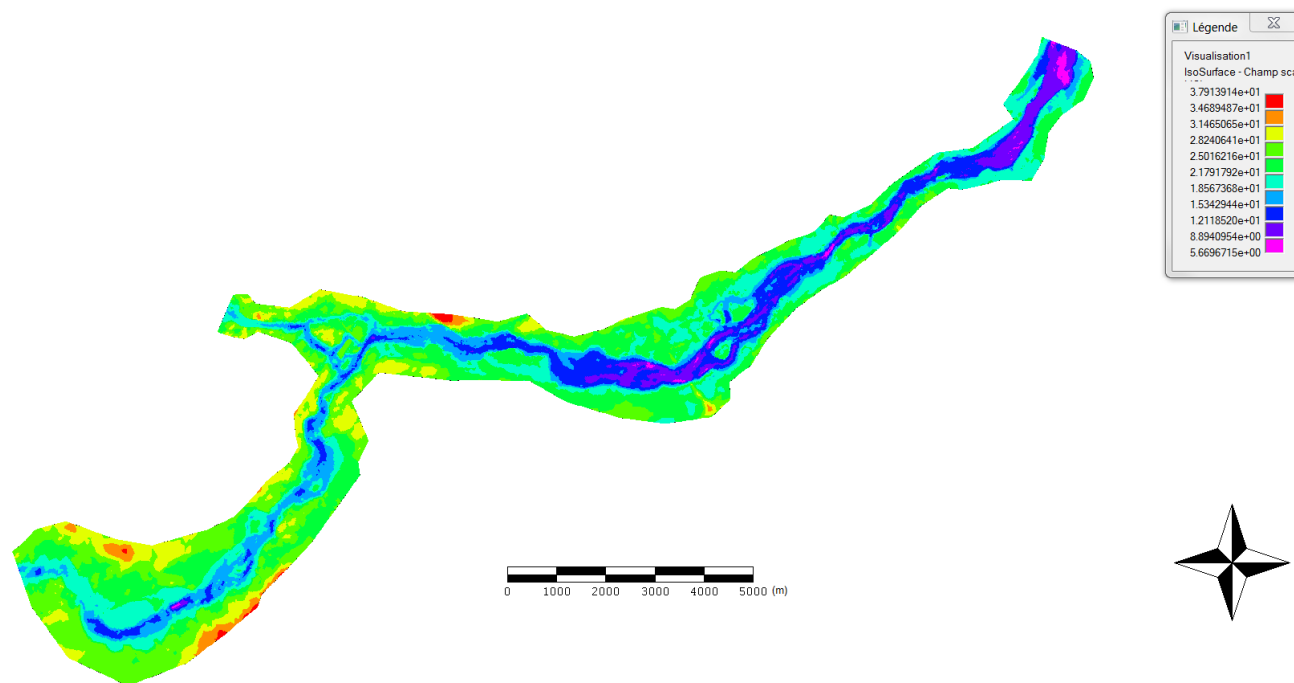


Figure 3. Modèle numérique de terrain de la Rivière-des-Prairies : élévation du terrain.

Afin d'obtenir un modèle au plus proche de la réalité, on compare les résultats des simulations aux événements réels. On a donc recours à différents sites d'observations. Les points d'observation sont : 9.2; 9.4; 9.5; 9.6 et 11 (en rouge sur la [Erreur ! Source du renvoi introuvable.](#)). Les points en violet sur la [Erreur ! Source du renvoi introuvable.](#) sont les points amont où sont appliquées les conditions frontières.

- À l'entrée du bras nord et du bras sud le débit spécifique est imposé; la connaissance du niveau d'eau, sans être directement imposé, permet de distribuer le débit sur la section d'écoulement. Si le niveau est inconnu, ce fut le cas dans le présent travail, on procède par essai-erreur de façon à ce que le niveau d'eau à l'entrée prédit par le modèle est raisonnablement proche de celui ayant servi à distribuer le débit d'entrée sous la forme d'un débit spécifique.
- À la section aval du domaine, le niveau d'eau est imposé.

Le modèle de frottement du tronçon étudié est présenté à la [Erreur ! Source du renvoi introuvable.](#) Il est représenté par le coefficient de frottement de Manning qui varie dans une gamme de 0,018 pour la surface la plus rugueuse à 0,039 pour la surface la plus lisse. D'après Graf *et al.* (2000), le coefficient de Manning de canaux naturels varie entre 0,022 et 0,05. Certains ouvrages (Barnes, 1967; Chow, 1959) montrent différentes photographies de canaux naturels et artificiels où le coefficient de Manning varie entre 0,012 et 0,15.

Les coefficients de rugosité de Manning permettent d'ajuster au mieux le modèle aux observations.

« Les berges et la plaine inondable de la Rivière-des-Prairies sont en grande partie urbanisées et, par endroits, couvertes de gazon ou de champs. Les coefficients de Manning correspondant au lit, aux berges et à la plaine inondable de la rivière varient de 0,018 à 0,100. » (Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006).

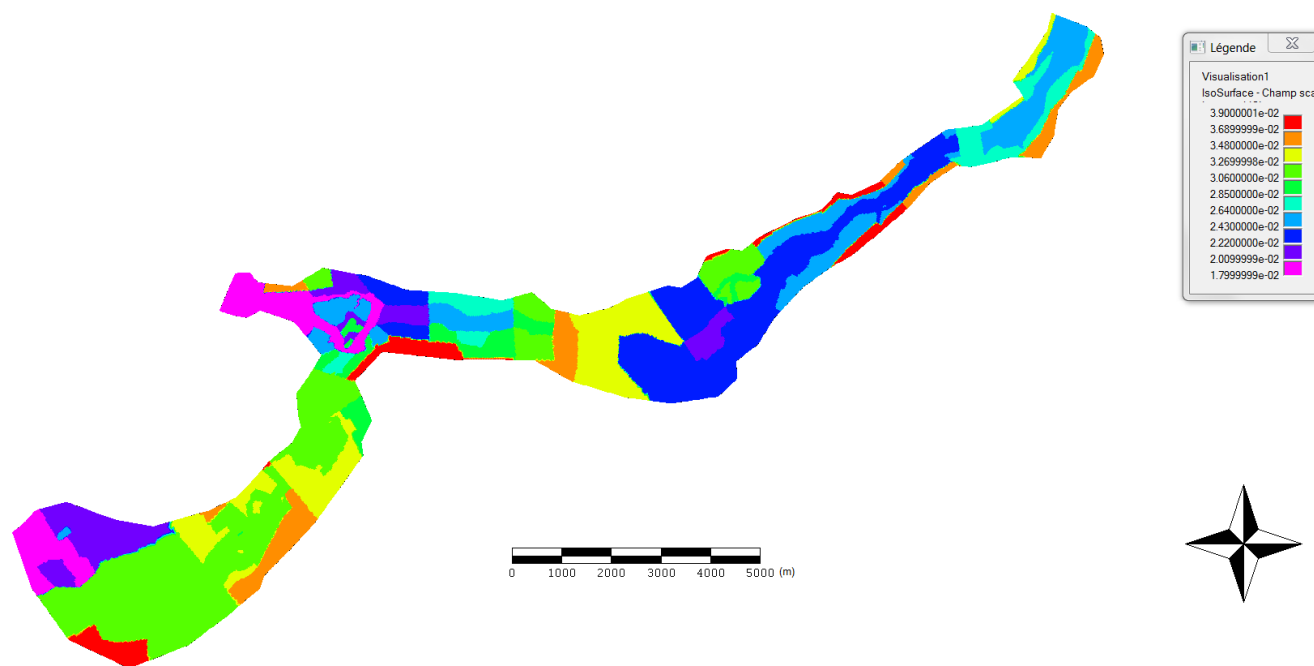


Figure 4. Modèle numérique de terrain de la Rivière-des-Prairies : résistance du terrain.

L'ajustement du modèle passe aussi par la connaissance des conditions de niveau d'eau à sa limite en aval. Les analystes du CEHQ ont étudié le niveau d'eau à l'embouchure avec le fleuve St-Laurent. À l'aide de données historiques et en y appliquant une loi statistique appropriée (Log-Pearson III-WRC), ils ont évalué les niveaux d'eau pour des débits de crue de récurrence de 2 ans, 20 ans et 100 ans. Ils ont validé leurs évaluations à l'aide de relevés lors de campagnes de mesures de niveaux d'eau. Cela leur a permis de déterminer l'influence du fleuve St-Laurent sur la rivière des Prairies. Pour notre portion étudiée, le fleuve a peu ou pas d'incidence sur le comportement de l'écoulement.

Les relevés hydrométriques ont été réalisés par le CEHQ durant 9 campagnes de mesures : 2 à l'automne 2001, 5 au printemps 2002, 1 au printemps 2003 et 1 à l'automne 2003. Pour leur analyse, les analystes du CEHQ a sélectionné les campagnes du 22 avril 2002, du 1^{er} mai 2002 et celle du 27 novembre 2003. Pour le calage en étiage, nous avons fait 5 campagnes de mesures à l'été 2011 (23 août, 26 août et 31 août) et à l'été 2012 (6 septembre et 10 septembre) avec l'aide de M. Jean Bélanger, chargé de cours à l'École Polytechnique de Montréal, Lucie Guertault, étudiante en stage à l'été 2011, Laurène Autixier, étudiante à la maîtrise à l'été 2011 et Pablo Gonzalez, étudiant en stage à l'été 2012.

Tableau 3. Relevés hydrométriques de notre portion étudiée de la rivière des Prairies (sites du CEHQ) (*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006*)

Site (de notre portion)	22/04/2002	01/05/2002	27/11/2003
9.02	-	-	-
9.2	17,33	17,27	17,26

9.3	17,43	17,36	-
9.4	17,52	17,43	17,40
9.5	17,70	17,60	17,54
9.6 aval	17,74	17,64	17,56
9.6 amont	17,93	17,79	17,69
11	19,73	19,44	17,15
Débit mesuré (m³s⁻¹)	2356	2110	1923

Le calage du modèle a été fait vis-à-vis des mesures au plus fort débit afin de prévenir les crues.

Tableau 4. Résultats du calage sur la portion de la rivière des Prairies étudiée (sites du CEHQ).(*Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies, 2006*)

Site	niveau simulé (m)	niveau observé (m)	écart (cm)
9.2	17,33	17,33	0
9.3	17,36	17,43	-7
9.4	17,52	17,52	0
9.5	17,58	17,7	-12
9.6 aval	17,83	17,74	9
9.6 amont	18,03	17,93	10
11	19,66	19,73	-7

Les écarts de niveaux sont jugés satisfaisants par le CEHQ. Les résultats présentés sont partiels et montrés à titre indicatif. Pour plus de détails, se référer au rapport du CEHQ (2006).

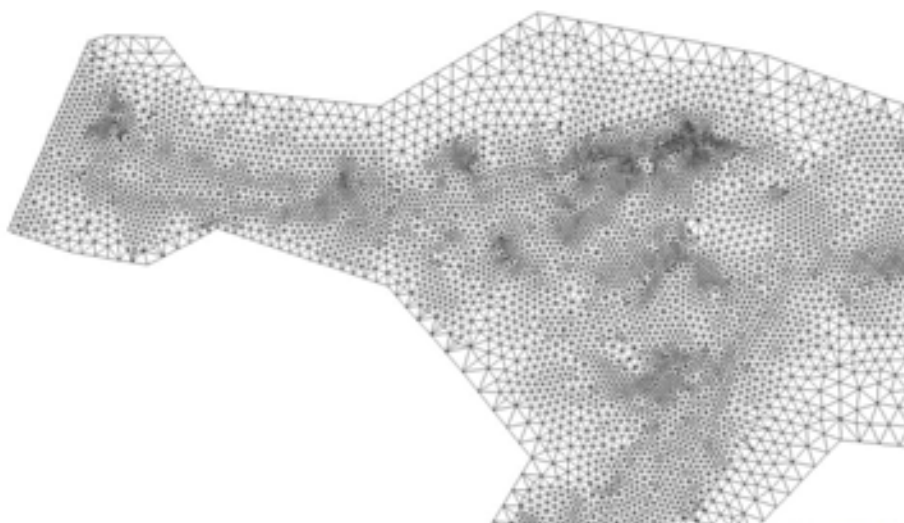
Hydrosim se base sur une modélisation hydrodynamique 2D horizontale par éléments finis. Il résout les équations bidimensionnelles de St-Venant et restitue en tout point du domaine de calcul le champ de débit spécifique **q** et le champ de niveau d'eau **h**. À partir de ces deux informations et connaissant la topographie du domaine, on peut facilement déterminer le champ de vitesse **V** en phase de post-traitement. De plus, Hydrosim dispose d'un module couvrant-découvrant afin de tenir compte des limites de l'écoulement de façon dynamique en laissant librement plonger le niveau d'eau sous le fond selon les conditions hydrauliques (débit d'entrée et niveau d'eau) imposées aux frontières du domaine. Ainsi, les zones

mouillées et les zones sèches sont caractérisées respectivement par une profondeur d'eau positive et une profondeur d'eau négative.

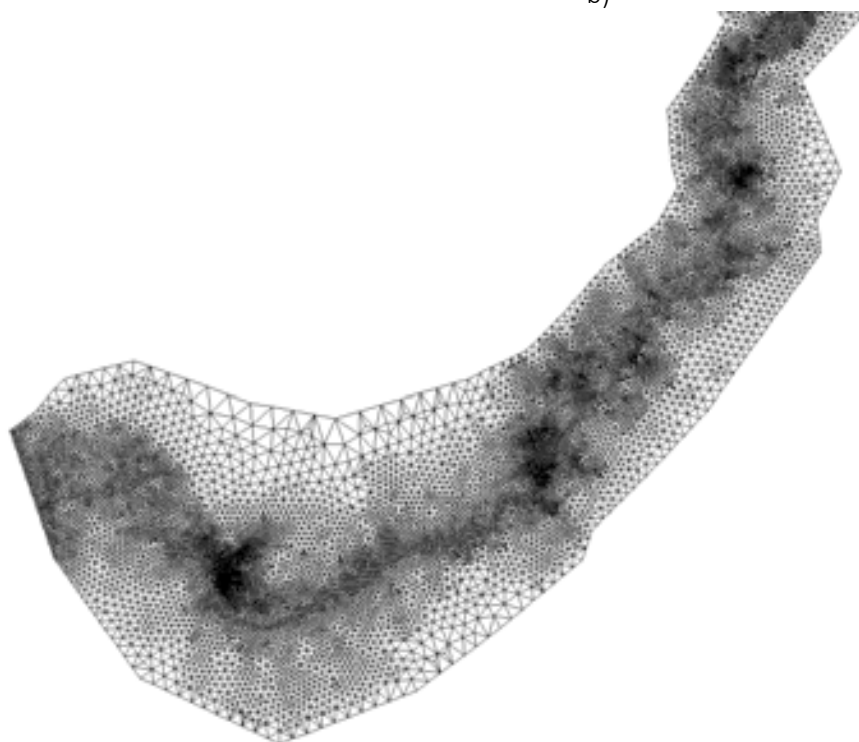
Dans le cadre de cette étude, les équations de St-Venant ont été résolues en régime permanent. Le maillage hydrodynamique utilisé est présenté à la Figure 6. Le maillage est composé de 73,630 éléments finis triangulaires et 148,127 nœuds et couvre une superficie d'environ 42,6 km² (Figure 6a). La taille de maille moyenne du maillage est de l'ordre de 24 m. La maille la plus petite a une longueur caractéristique de 3,4 m et la plus grande de l'ordre de 149,7 m. L'examen par agrandissement du maillage par secteur aux Figure 6b-e révèle une densité de maille plus importante dans le talweg afin de mieux capturer la variabilité de l'écoulement. Les mailles plus grossières s'étendent au-delà du lit de la rivière en plaine inondable. Cette extension est inutile en étiage mais Hydrosim est en mesure de répondre à cette situation en raison de sa capacité de modélisation des bancs couvrants-découvrants.



a)



b)



c)

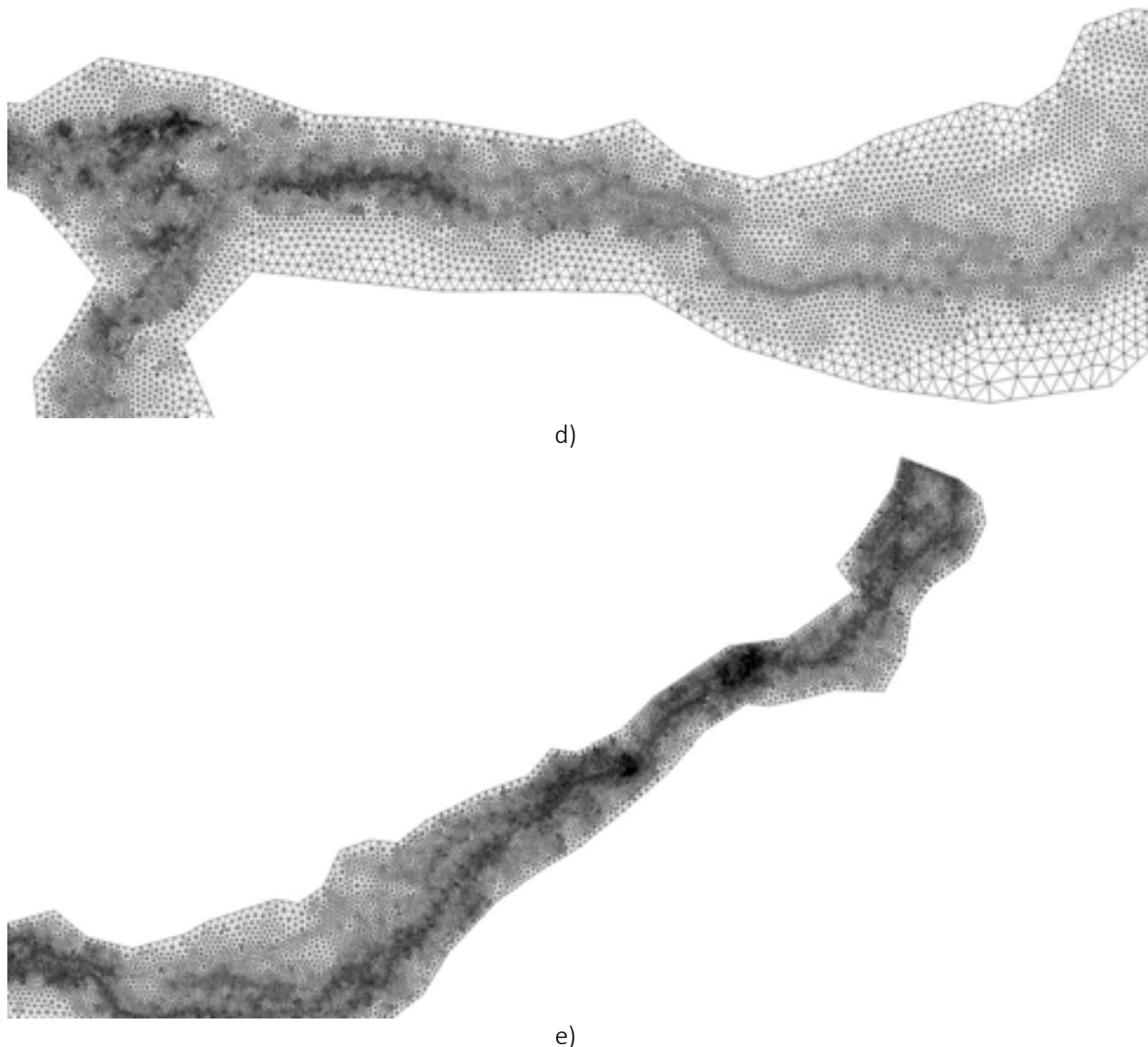


Figure 5. Maillage hydrodynamique de la Rivière-des-Prairies à 73,630 éléments finis triangulaires et 148,127 noeuds: a) vue globale; b) secteur du bras nord; c) secteur du bras sud; d) secteur des Rapides du Cheval Blanc; e) secteur amont du barrage de la Rivière-des-Prairies.

Pour obtenir un modèle réaliste, on compare les résultats de simulations aux observations effectuées lors d'événements hydrologiques réels. Différents relevés hydrométriques (débits et niveaux d'eau) sont effectués à différents sites lors de ces événements. Plus de soixante sites d'observations se retrouvent sur tout le long de la rivière. Le calage du modèle se fait alors par ajustement des coefficients de rugosité assignés au maillage suivant le type de substrat présent.

Modélisation de la diffusion de contaminants

Notre modèle se base sur le module Dispersim (Heniche *et al.*, 2000) pour simuler la diffusion de contaminants au sein du cours d'eau étudié. On peut ainsi simuler : MSS (matières solides en suspension), OD (oxygène dissous), DBO (demande biochimique en oxygène), les coliformes fécaux, les métaux lourds et les toxiques organiques. C'est un modèle bidimensionnel où «*les variables calculées sont des valeurs moyennes dans la hauteur de la colonne d'eau*» (Heniche *et al.*, 2000) en éléments triangulaires finis. La résolution est stationnaire ou transitoire sur un écoulement stationnaire. Il se base sur l'équation scalaire de transport-diffusion sous forme non conservative (Padilla *et al.*, 1997). Sur une frontière fermée, la vitesse normale est nulle et on impose une condition de Neuman. Dans une frontière d'entrée, on impose une condition de Dirichlet ou une condition de Cauchy. En sortie, on suppose une concentration à l'extérieur du domaine identique à l'intérieur ou une condition de Neuman.

La diffusivité est basée sur les «*diffusivités moléculaires, de fond et horizontales*». La diffusivité de fond est celle de Fisher *et al.* (1979). Le principe de longueur de mélange estime la diffusivité horizontale. Les diffusivités transversale et longitudinale sont données par des sommes pondérées de diffusivités de fond et horizontale. Les sources et puits de contaminants sont issus des travaux de Bédard (1997). Si le contaminant est conservatif, la différence entre sources et puits est nulle. Les coliformes fécaux suivent une cinétique de dégradation de premier ordre. Les termes OD et DBO sont couplés. Les matières solides en suspension sont induites par le phénomène d'érosion-déposition qui répond à une cinétique de dégradation de premier ordre non linéaire. Les probabilités de déposition et d'érosion sont liées à la contrainte de cisaillement engendrée par l'écoulement. La contrainte critique d'érosion (qui caractérise la formation de matières solides en suspension) est déterminée à partir de l'approximation de van Rijn issue du diagramme de Shields (Frenette, 1996). Les vitesses de sédimentation sont calculées différemment, dépendamment qu'il s'agit de matières solides cohésives ou non. Les métaux lourds suivent une cinétique de dégradation du premier ordre, tout comme les toxiques organiques.

Le modèle numérique est résolu par approximation en éléments triangulaires finis à 3 nœuds. La discrétisation se fait aussi bien dans un modèle stationnaire que transitoire et est approximée par un schéma d'Euler (Euler explicite, Euler implicite ou Crank-Nicholson). La méthode de résolution utilisée est GMRES avec l'utilisation d'une matrice de pré-conditionnement par factorisation incomplète et à niveau de remplissage variable (ILU). Dans Dispersim, on peut aussi utiliser la matrice identité, la matrice masse diagonale et la matrice tangente diagonale.

- **Diffusion des *Escherichia coli* (*E. coli*)**

Qualité de l'eau

L'Escherichia coli est un indicateur important de contamination fécale dans l'eau et l'un des plus utilisés à travers le monde (Dufour & Ballentine, 1986). Seule la bactérie *E. coli* est considérée comme étant d'origine purement fécale, contrairement à d'autres coliformes

thermotolérants qui peuvent venir d'effluents industriels ou de la décomposition des plantes et des sols (Medema *et al.*, 2003; Payment *et al.*, 2003). Son utilisation, comme indicateur, remonte à 1905 (Savage, 1905), et a été recommandée par diverses organisations comme l'American Public Health Association, l'Organisation mondiale pour la santé ou l'Union européenne (EU, 2002; Garcia-Armisen & Servais, 2007; *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed., 1995; "Water quality: guidelines, standards and health," 2001) et a été utilisé dans diverses études (Collins & Rutherford, 2004; Nagels *et al.*, 2002). Une eau de très bonne qualité contient moins de 100 CFU (colony forming units) pour 100 ml alors qu'une eau contaminée contient plus de 1000 CFU/100 ml (Niemi & Niemi, 1991). Vidon *et al.* (2008) concluent même que la turbidité est un indicateur de la présence en *E. coli*, mais aucune corrélation claire et évidente n'a pu être mise en avant, car même si la turbidité disparaît, la concentration en *E. coli* peut rester élevée.

Détecter sa présence est relativement simple et rapide. Cette bactérie thermotolérante est la seule que l'on trouve invariablement dans les selles d'animaux au sang chaud et dont le nombre est suffisamment grand pour être détecté. Il permet ainsi de déterminer le risque de présence de microorganismes pathogènes et donc l'utilisation qui peut être faite de l'eau (Chapman & Kimstach, 1996).

Diverses études menées ont montré des taux élevés de cet indicateur et de microorganismes pathogènes dans les ressources en eau potable (Eyles *et al.*, 2003; Haack *et al.*, 2003; Hörman *et al.*, 2004; Lemarchand & Lebaron, 2003). Divers événements ont accru l'intérêt pour la protection des eaux de consommation. En 1993, près de 400 000 cas de maladies gastroentériques ont été détectés à Milwaukee (Mackenzie *et al.*, 1994). À Walkerton, en 2000, 2000 cas ont été détectés et 7 personnes en sont décédées (O'Connor, 2002). Pour ces 2 cas, ce sont des agents pathogènes liés à l'eau issue d'une contamination fécale qui sont à l'origine de ces maladies.

Les *E. coli* ne sont pas des indicateurs idéaux. Un indicateur idéal de contamination fécale ne devrait pas être présent dans une eau non polluée et devrait pouvoir être corrélé en termes de concentrations aux agents pathogènes, en plus d'avoir un taux de décès plus faible que les agents pathogènes ("Protocol for Developing Pathogen TMDLs. EPA 841-R-00-002," 2001). Cependant, les indicateurs ont été corrélés dans diverses études épidémiologiques aux agents pathogènes responsables des maladies dues à l'eau (Haile *et al.*, 1999). Cet indicateur de contamination fécale a aussi le potentiel unique de pouvoir augmenter en concentration (Surbeck, 2009). Il peut vivre et grandir dans les aquifères, ce qui peut remettre en cause son rôle d'informateur de présence de microorganismes pathogènes (Boehm *et al.*, 2009; Colford *et al.*, 2007). Mais sa capacité à se répandre dans l'environnement de manière identique à celle des agents pathogènes permet ainsi de mieux comprendre les procédés qui mènent à la potentielle contamination d'une population (Dorner *et al.*, 2006).

Les agents pathogènes sont, en premier lieu, contenus dans les selles issues des humains, des animaux sauvages ou d'élevage (Gabor *et al.*, 2004; Whitman *et al.*, 2006). La plupart

d'entre eux arrivent à l'eau à travers les égouts ou par ruissellements originaires des zones urbaines ou rurales (Medema *et al.*, 2003). Dans les zones résidentielles, le transport des indicateurs de contamination fécale se fait via les toits (fèces d'oiseaux), le gazon (chiens, chats), les rues ou les allées. L'urbanisation a accru les concentrations d'indicateurs fécaux (Ani *et al.*, 2009; M. A. Mallin *et al.*, 2000; Reeves *et al.*, 2004; Servais *et al.*, 2007). Ferguson *et al.* (2003) ont schématisés les diverses sources possibles dans un même bassin versant.

Les bactéries peuvent provenir de sources ponctuelles ou non suivant l'utilisation des sols du bassin versant (Garcia-Armisen & Servais, 2007). Le déversement direct des eaux usées non traitées est une source ponctuelle de contamination alors que les selles d'animaux ou l'épandage de fumier sur des zones cultivées sont des sources non ponctuelles (diffuses) de contamination (Atwill *et al.*, 2002; Avery *et al.*, 2004; Collins & Rutherford, 2004; Tyrrel & Quinton, 2003). Le déversement d'eaux usées est une source importante d'indicateurs de contamination fécale dont l'origine peut venir de conduites d'égouts brisées, de systèmes de fosses septiques défaillants, de débordements d'égouts ou d'usines de traitement d'eau usée (Surbeck, 2009). La difficulté de quantification des sources de contamination a donné lieu à peu de publications sur ce sujet (Wyer *et al.*, 1996; Wyer *et al.*, 1997). L'avantage de la rivière des Prairies est notamment le fait que la zone à proximité du cours d'eau est exclusivement urbaine (habitations) et l'apport d'*E. coli* est uniquement dû aux surverses d'égouts dans la rivière. Les surverses d'égouts aux États-Unis ont été responsables de 12% des avis de contamination sur les plages en 2002 (*EPA's BEACH watch program: 2002 swimming season*, 2003). Une surverse d'égouts a différents impacts: tout d'abord, une forte demande en oxygène suite à la présence élevée de matières organiques, une augmentation de la turbidité qui va réduire la photosynthèse, une élévation de la concentration en micropolluants organiques, en métaux et bien sûr une augmentation en microorganismes pathogènes et indicateurs fécaux (Passerat *et al.*, 2011). D'après l'étude faite par Passerat *et al.* (2011), un déversement d'égout entraîne un dépôt d'indicateurs fécaux de 80 à 100 fois supérieur à celui observé en temps sec dans la Seine et la remise en suspension contribue à une augmentation entre 10% et 70% d'*E. coli*. Près de 77% des *E. coli* se sont attachés à des sédiments en suspension et leur concentration est de 7 à 9 fois plus élevée dès la sortie de la surverse que dans le canal. Après 13 à 14 heures de transit dans la rivière, la concentration en *E. coli* dans la Seine a baissé de 66%. Grâce à sa charge de surface négative et à son inactivation lente qui lui permet une certaine résistance, cette bactérie peut parcourir de longues distances (Foppen & Schijven, 2006).

La répartition de sa concentration est due à de nombreux facteurs énumérés ultérieurement. On retiendra cependant que la concentration est toujours plus forte près des sources d'*E. coli* (Pachepsky & Shelton, 2011). Il existe une relation inverse entre la distance parcourue et la concentration en *E. coli* comme le prouvent Goyal *et al.* (1977), Haller *et al.* (2009), Hussong *et al.* (1979) et Niewolak (1989).

Risques

La plupart des espèces d'*E. coli* est sans effet sur la santé, mais certaines sont responsables de maladies (Foppen & Schijven, 2006; Noble *et al.*, 2003). Des études épidémiologiques ont corroboré l'augmentation de risques de maladies respiratoires et gastro-intestinales après l'ingestion d'une eau avec une forte concentration en coliformes (Dewailly *et al.*, 1986; Haile *et al.*, 1999). Ce sont des infections de type diarrhéique ou entérique, voire méningitique ("Healthy Swimming," 2004; Kaper *et al.*, 2004). L'espèce pathogène la plus connue, notamment pour sa virulence, est l'*E. coli* O157:H7, reconnue en 1982 et qui provoque des colites hémorragiques et des syndromes hémolytiques et urémiques (Aramini *et al.*, 1999; Inglis *et al.*, 2000; Stinear *et al.*, 2000). Sa présence dans l'eau est souvent corrélée aux maladies dues à l'ingestion d'une eau impropre sur les plages récréatives (Litton *et al.*, 2010). On estime une probabilité de présence de cette espèce dans le décompte total des *E. coli* entre 6 *E. coli* pour 1 *E. coli* O157:H7 et 90 *E. coli* pour 1 *E. coli* O157:H7 (Soller *et al.*, 2010). Les maladies se transmettent aux personnes nageant dans les eaux d'une plage contaminée, buvant l'eau contaminée ou mangeant des fruits et légumes irrigués par une eau contaminée (Le Point, 2011).

Les risques liés à l'eau potable sont déterminés par des études épidémiologiques (Hellard *et al.*, 2001; Payment *et al.*, 1997; Payment *et al.*, 1991) ou par l'estimation quantitative du risque microbien (QMRA : Quantitative Microbial Risk Assessment) (Teunis *et al.*, 1997)

Au Royaume-Uni, les régulations pour la qualité de l'eau (Drinking Water Inspectorate Water Supply Regulations) recommandent un taux inférieur à 1 oocyste par 10 litres (*Standard Operating Protocol for the Monitoring of Cryptosporidium Oocysts in Treated Water Supplies to Satisfy Water Supply (Water Quality) Amendment Regulations 1999, SI No 1524, 1999*); en Australie, le HACCP (Hazard Analysis Critical Control Point) ne spécifie pas de taux, mais aide à la mise en place d'un système de régulations des agents pathogènes et autres risques à des moments critiques (Ferguson *et al.*, 2003). Le processus HACCP s'applique maintenant partout dans le monde. C'est un recueil de bonnes pratiques qui ne fixent pas de normes, mais des principes comme l'obligation de traçabilité ou le non-croisement des circuits propres et sales.

Les agents pathogènes, dont les *E. coli* seraient des indicateurs, sont responsables d'environ 75% des infections humaines issues de la contamination de l'eau (Bolin *et al.*, 2004). Les changements climatiques accompagnés d'événements climatiques de plus en plus intenses, les changements dans l'utilisation de l'eau, l'intensification de l'agriculture et l'accroissement des échanges de nourriture à travers le monde accroissent le risque de transmission et de propagation des agents pathogènes à travers le monde (*Waterborne Zoonoses: Identification, Causes, and Control*, 2004). Ce problème de changements dans les pratiques agricoles, dans le climat et les facteurs impactant sur la qualité de l'eau a été soulevé par Ferguson *et al.* (2003).

Facteurs

Divers facteurs influencent la survie de la bactérie dans un cours d'eau. Les études menées sur le delta de la rivière Pearl, en zone fortement urbanisée, (Chine) ont montré que les facteurs extérieurs environnementaux (précipitations, lieux, etc.) tout comme les facteurs intérieurs (propriétés physico-chimiques de l'eau, etc.) ont un rôle majeur dans la distribution des coliformes (Hong *et al.*, 2010). De plus, la concentration en *E. coli* est reliée au débit, à la précipitation et au transport de sédiments (Collins, 2004; Mallin *et al.*, 2001; Reeves *et al.*, 2004; Tyrrel & Quinton, 2003). L'étude de Vidon *et al.* (2008) met en relief le fait que la concentration en *E. coli* dépend du débit et de la topographie et la charge en *E. coli* du bassin versant. Dorner *et al.* (2006) constatent de manière similaire que la concentration en *E. coli* est clairement reliée aux processus hydrologiques. Medema *et al.* (1998) mettent en évidence que les facteurs environnementaux comme l'hydrologie ou la topographie tout comme l'utilisation des terres sont importants pour la compréhension du devenir des pathogènes. D'autres effets sont à noter : la lumière, le type de sol, le pH, la présence de substances toxiques, l'oxygène présent et la prédation (Curtis *et al.*, 1992; Davies *et al.*, 1995; Foppen & Schijven, 2006; Hong *et al.*, 2010) (Burton & Engelkirk, 1996; Gaudy & Gaudy, 1980). Les mécanismes écologiques gouvernent le devenir des *E. coli* durant un orage, mais aussi par temps sec (Fries *et al.*, 2006; Surbeck, 2009). La survie des indicateurs et des agents pathogènes est fonction de la composition chimique, physique et biologique du sol (Ferguson *et al.*, 2003).

- *Température*

Tout d'abord, on observe l'accroissement du taux de décès avec l'augmentation de la température (LeChevallier, 2003): un taux moyen de décès de 0,15 d⁻¹ pour 10°C et de 0,50 d⁻¹ pour 20°C suivant les différentes études menées (Bogosian *et al.*, 1996; Korhonen & Martikainen, 1991; McFeters & Stuart, 1972; Nasser *et al.*, 1993; Rice *et al.*, 1992; Sjogren, 1994; Van Donsel *et al.*, 1967; Wang & Doyle, 1998). Dans une eau où la température est trop élevée, le taux de décès des coliformes augmente (Crane & Moore, 1986; Flint, 1987). D'après les travaux de Howell *et al.* (1996), les *E. coli* peuvent survivre à de basses températures, car le taux de décès à 4°C est très lent. Deux études (Sjogren, 1995; Trevisan *et al.*, 2002) ont montré qu'avec une forte évaporation (induite par la température) dans les zones peu pluvieuses, les bactéries ne peuvent survivre plus de 40 jours. La croissance des bactéries a été observée pour des températures de 30 à 35°C et la survie à 25°C (Pachepsky & Shelton, 2011).

- *Saisons*

Dans la rivière Pearl, il a été observé que la concentration lors de la saison humide était de 1 à 2 fois plus élevée que lors de la saison sèche (Hong *et al.*, 2010). Dans l'Indiana (Whitman *et al.*, 2008), les événements de neige ont augmenté la densité d'*E. coli*, mais ces derniers venaient probablement de sources en amont et non du ruissellement résultant. Les conditions de gel en janvier et février ont fait baisser le taux d'*E. coli* dans le cours d'eau (les relevés ont été faits sur les rives sous le couvert de neige). Crabill *et al.* (1999) ont quant à eux observé

des concentrations 3 fois plus élevées en été qu'en hiver. Le lessivage fréquent en hiver semble une raison possible de la baisse en coliformes fécaux dans les sédiments.

De plus, les espèces d'*E. coli* varient avec les saisons. Goyal *et al.*(1977) ont observé un nombre plus élevé d'espèces différentes de coliformes fécaux en hiver qu'en été et cela serait dû à des taux de décès moins élevés en hiver.

Les variations d'année en année dans la concentration d'*E. coli* dans les sédiments sont liées directement aux conditions climatiques. Cinotto (2005) a mis en avant qu'après une sécheresse, la concentration en *E. coli* est beaucoup plus faible que dans les années plus humides.

L'influence des saisons joue aussi sur l'utilisation qui est faite de l'eau. Par exemple, en été, on observe une augmentation des jeux d'eau, en lien direct avec la température extérieure (David & Haggard, 2011). Des tendances saisonnières ont par ailleurs été remarquées dans les travaux de Franson (1992).

- *Précipitations*

Les niveaux en *E. coli* sont fortement corrélés avec les conditions météorologiques (Gannon & Busse, 1989; Kim *et al.*, 2007; Marsalek & Rochfort, 2004; Paul *et al.*, 2004; Petersen *et al.*, 2005; Tani *et al.*, 1995). On observe que la concentration de coliformes dans l'eau atteint souvent un niveau maximal après une pluie (Bales, 2003). Les événements de Milwaukee et de Walkerton ont été précédés de fortes précipitations (Dorner *et al.*, 2006). Ce phénomène est accru dans les zones urbaines et rurales contrairement aux aires forestières (Kistemann *et al.*, 2002; Mehaffey *et al.*, 2005; Tong & Chen, 2002). Ceci serait notamment dû à l'augmentation du débit de l'eau, due au ruissellement, qui bouleverserait les mécanismes de sédimentation, de dilution, d'inactivation par la lumière, de prédation et d'alimentation (Medema *et al.*, 2003). Ainsi, la remise en suspension des sédiments entraîne la remise en suspension des bactéries, ce qui augmente leur concentration dans l'eau (An *et al.*, 2002; Servais *et al.*, 2007). Même si la précipitation cesse, les concentrations d'indicateurs fécaux restent élevées (Chigbu *et al.*, 2005; Surbeck *et al.*, 2006). La précipitation permet de transporter rapidement les *E. coli* dans les eaux de surface (Surbeck, 2009). Dans les bassins versants urbains, plus de 60 % des concentrations annuelles en contaminants sont transportés durant une pluie intense (Fisher & Katz, 1988).

Des études statistiques ont montré des fortes corrélations entre l'augmentation de la pluie et les maladies liées à une mauvaise qualité de l'eau aux États-Unis de 1948 à 1994 (Curriero *et al.*, 2001). Certaines études ont poussé la recherche jusqu'à trouver une corrélation entre les conditions météorologiques et la concentration de microorganismes indicateurs dans les eaux de surface. Atherholt *et al.* (1998) ont démontré des corrélations positives entre les précipitations et la concentration en indicateurs et pathogènes dans la rivière Delaware. Ferguson *et al.*(1994) ont montré une incidence évidente entre la pluie et les concentrations croissantes de *Cryptosporidium* dans les eaux de surface de la rivière Georges. Cho *et al.*

(2010) ont mis en évidence une augmentation substantielle du nombre d'indicateurs de coliformes dans l'eau après une pluie. Mais certains chercheurs n'ont pas décelé de lien évident entre la pluie et la concentration en agents pathogènes (Carrington & Miller, 1993; Pachepsky *et al.*, 2006), ce lien reste unique pour chaque bassin versant (Hellweger & Masopust, 2008). La complexité de cette relation est notamment due à la densité en animaux sauvages, la proximité de la source et la capacité du canal. De plus, il faut prendre en considération les variations dues aux saisons et à la température de l'eau, comme vu précédemment (Baxter-Potter & Gilland, 1988).

Mais la pluie et son intensité restent des facteurs importants dans la présence de ces derniers, notamment dans leur remobilisation (Crabill *et al.*, 1999; Kistemann *et al.*, 2002; McDonald & Kay, 1981; Rodgers *et al.*, 2003) et le lessivage (Borst & Selvakumar, 2003; Cho, Cha, *et al.*, 2010; Muirhead *et al.*, 2004; Wilkinson *et al.*, 2006). Schäfer *et al.* (1998) soulignent le fait que les pluies fortes activent les bactéries en réduisant l'aire à l'interface eau-air et la production de gaz biogéniques dans les couches anaérobiques plus profondes du sol influence la mobilité des bactéries. Après le déversement d'*E. coli* dans un lac, McCordoquale *et al.* (2004) ont montré que les effets combinés de la dilution et de la décroissance mettaient 2 à 3 jours pour que des niveaux de coliformes fécaux redeviennent normaux après un orage sur les berges (pluie > 12 mm).

- *Lumière*

La croissance de ces bactéries décroît avec la lumière visible du soleil et les radiations UV (Boehm *et al.*, 2002; Burkhardt *et al.*, 2000; Davies-Colley *et al.*, 2000; Davies & Evison, 1991). L'intensité solaire est fortement corrélée avec le devenir des indicateurs de contamination fécale (Brookes *et al.*, 2004; Sinton *et al.*, 1999; Sinton *et al.*, 2007). L'étude de Whitman *et al.* (2008) a relevé une inactivation due au soleil de 26%. Comme ils le notent Whitman *et al.* (2008), une meilleure compréhension est possible des sources de contamination en connaissant le niveau de bactéries chaque jour, à travers les saisons, en étudiant la réponse aux différents événements hydrologiques et la contribution relative de l'inactivation de la bactérie par le soleil (la couverture nuageuse, les jours d'hiver, l'interférence de l'ombre). Zdragas *et al.* (2002) ont établi l'enlèvement maximal possible de coliformes sous une radiation et une température élevées. Dans l'étang de Whitman *et al.* (2008) dans l'Indiana, une exposition de 5 heures (de 8h à 13h) est suffisante pour réduire la population d'*E. coli* de manière significative. Meays *et al.* (2006) ont eux aussi mis en relief des oscillations au cours de la journée dans la concentration des *E. coli*, d'un facteur de 1,5 de magnitude. Barcina *et al.* (1990) corroborent ces résultats en précisant que les *E. coli* deviennent peu à peu des bactéries viables, dormantes, mais non cultivables (ne peuvent plus se reproduire). Cho *et al.* (2010) ont relevé par temps sec, une mortalité entre 65 et 96% due à la lumière du soleil. Par temps sec, la sédimentation et la décroissance naturelle ont peu d'effets par rapport à la lumière du soleil.

- Sol

Suivant les travaux de Foppen *et al.* (2006) et Whickman *et al.* (2006), le type de sol peut aussi bien accélérer l'inactivation (Burton *et al.*, 1987; Chao & Feng, 1990; Doyle *et al.*, 1992; Filip *et al.*, 1986; Pang *et al.*, 2003; Sherer *et al.*, 1992) ou la freiner (Bogosian *et al.*, 1996; Karim *et al.*, 2004; Mawdsley *et al.*, 1995). Ceci est notamment dû à la présence ou non de nutriments (R Jamieson *et al.*, 2005) ou de substances toxiques. Ces matières solides, qui peuvent être remises en suspension lors de la remobilisation des bactéries, peuvent faciliter dans une certaine mesure la survie ou la croissance des coliformes en les adsorbant ou les protégeant des radiations UV, des métaux présents ou d'attaques de bactériophages (An *et al.*, 2002; Davies *et al.*, 1995; Decamp & Warren, 2000; Koirala *et al.*, 2008; Medema *et al.*, 2003). Elles fournissent aussi des nutriments organiques et inorganiques aux coliformes (Davies *et al.*, 1995; Gerba & McLeod, 1976).

Les sols peuvent jouer un rôle de filtre et permettent naturellement d'enlever les microorganismes de l'eau. Hekman *et al.* (1995) ainsi que McMurry *et al.* (1998) ont mis en évidence que les sols labourés (remués, non cohésifs) retiennent mieux, sur une plus longue période, les coliformes fécaux que les sols gazonnés.

Thelin et Gifford (1983) ont mis en exergue que la couche de sol la plus haute fournit un environnement favorable pour la survie des coliformes fécaux (de 7 à 20 jours) alors que les couches inférieures ne leur permettent de survivre que de 2 à 6 jours. Cependant, on constate une variabilité spatiale des concentrations en coliformes fécaux dans les sédiments qui s'explique notamment par la distribution des particules suivant leur taille (Pachepsky & Shelton, 2011). Plusieurs études ont démontré que la décroissance des *E. coli* et des coliformes fécaux était beaucoup plus lente dans les argiles et les particules de silts. Burton *et al.* (1987) ont souligné le fait qu'un sol contenant au moins 25% d'argile permet de retenir un grand nombre de nutriments et est donc favorable à la survie microbienne en les protégeant de la lumière visible, des rayons UV, des changements extrêmes de pH, des prédateurs, etc. (Bitton & Marshall, 1980; Enzinger & Cooper, 1976). Atwill *et al.* (2007) vont dans le même sens en établissant une relation directe entre le pourcentage d'argile et de silt dans les sédiments et la concentration en coliformes fécaux dans l'estuaire et la rivière. La demi-vie des bactéries dans les argiles est 2 fois plus grande que dans le sable et le terreau. Ling *et al.* (2003) ont rapproché le taux de décroissance des bactéries et le pourcentage d'argile dans le sol. Cinotto (2005) a conclu, quant à lui, que de plus larges particules (125 à 500 µm versus 2µm pour l'argile) permettent une meilleure survie, car la porosité est grande, tout comme la perméabilité et la disponibilité en nutriments. Dans le même sens, Gagliardi et Karns (2000) ont indiqué que les *E. coli* peuvent voyager pendant plusieurs mois à travers les couches supérieures du sol si les pores du sol ne sont pas bouchés. Pachepsky *et al.* (2011) complètent en mettant en relief que les gros grains n'apportent pas une protection suffisante pour permettre une résistance des bactéries, mais l'apport en nutriments est meilleur dans ce type de sédiments. Une particule plus grosse que la bactérie fournit une protection contre la remise en suspension par les contraintes de cisaillement dues au fluide, la colonie qui va s'établir entre les grains sera plus grande (porosité plus élevée), enfin les particules d'argile

sont très lisses et empêchent toute dépression entre les particules. La présence de smectite d'argile stimule la croissance et la survie des *E. coli*. La montmorillonite (argile) permet une protection contre les bactériophages et une protection physique (Roper & Marshall, 1974). Faust *et al.* (1975) ont observé une augmentation de 40% de la survie des *E. coli* dans l'estuaire de Rhode Island en présence de 50 mg/L de montmorillonite. À partir de 500 mg/L, on n'observe plus aucun impact sur la demi-vie des bactéries.

L'association des *E. coli* avec des minéraux prend plus de temps. Avec des grains de silice ou de carbonate de calcium, le nombre de cellules d'*E. coli* augmente de manière significative dans les 4 premiers jours d'incubation (Hartz *et al.*, 2008). La variabilité spatiale peut aussi s'expliquer par la répartition des nutriments.

Par ailleurs, l'humidité contenue dans le sol est importante pour garantir la survie des bactéries (Roser *et al.*, 2002). Un sol imperméable dans le bassin versant est corrélé positivement avec l'augmentation d'*E. coli* dans l'eau suite au ruissellement (Brion & Lingireddy, 1999; M. Mallin *et al.*, 2000).

La survie des bactéries varie grandement d'un type de sol à un autre. Van Donsel et Geldreich (1971) ont remarqué que 90% des coliformes fécaux disparaissent en 7 jours tandis que Davies *et al.* (1995) ont conclu qu'il fallait 85 jours pour inactiver 90% des coliformes fécaux. De manière générale, le taux de décès des bactéries est exprimé par la loi de Chick. Dans les lacs et les cours d'eau de l'Est des États-Unis, on observe un taux de $0,54 \text{ d}^{-1}$ alors que Jamieson *et al.* (2004) rapportent une valeur de $0,15 \text{ d}^{-1}$ dans les ruisseaux de l'Ontario. Cette équation a été montrée dans de nombreux cas comme inadéquate à la simulation de la survie des *E. coli* dans les sédiments (Davies *et al.*, 1995; Howell *et al.*, 1996; Jamieson, Joy, *et al.*, 2004). La survie des *E. coli* est plus longue dans les sédiments (Craig *et al.*, 2004) et l'inactivation y est plus lente (Anderson *et al.*, 2005; Jamieson, Joy, *et al.*, 2004; Mallin *et al.*, 2007). La résistance des *E. coli* dans le sol est influencée par leur capacité à s'attacher aux sédiments et à former des biofilms (Schillinger & Gannon, 1985). La smectite, par exemple, encourage la formation de biofilm dans les 24 heures (Alimova *et al.*, 2006).

- *Végétation*

Le type de végétation a aussi une incidence sur la protection des coliformes fécaux (Ferguson *et al.*, 2003). La présence de plantes aquatiques est responsable de la libération de substrats carbonés qui peuvent affecter les populations d'*E. coli* dans les sédiments (Pachepsky & Shelton, 2011). Cinotto (2005) a remarqué une hausse des *E. coli* avec la croissance des plantes aquatiques. Dans les travaux de Ksoll *et al.* (2007), les *E. coli* ont colonisé les périphytons du lac Supérieur, ont survécu durant plusieurs semaines et se sont diffusées dans l'eau. Plusieurs études ont même suggéré que les bactéries et les algues coexistent ensemble pour le bénéfice de chacun (Carr *et al.*, 2005).

- *pH*

McFeters et Stuart (1972) ont prouvé que l'inactivation était la plus lente pour des pH compris entre 6 et 8, et ont constaté même une corrélation positive entre le pH et les coliformes dans cette gamme (Hong *et al.*, 2010). Durant un fort ruissellement, la densité de nutriments augmente (Faithful & Finlayson, 2005; Tong & Chen, 2002) et stimule la croissance des algues et donc augmente le pH de l'eau (Van der Steen *et al.*, 2000). Un pH élevé est nuisible à la survie des *E. coli* (Curtis *et al.*, 1992; Van der Steen *et al.*, 2000) même si l'oxygène et les nutriments sont disponibles pour la survie (Juhna *et al.*, 2007; LeChevallier, 2003). De plus, elles sont sensibles à un pH faible (Sinton *et al.*, 1999; Sinton *et al.*, 2002). Heckman *et al.* (1995) confirment ces 2 assertions en montrant qu'à des pH faibles et élevés, la viabilité microbienne décroît. L'inactivation à haut pH peut survenir dans l'eau par de fortes concentrations en ammoniac (que l'on retrouve dans l'urine) par exemple (Höglund *et al.*, 2002).

- *Polluants*

Concernant le lien entre la concentration en coliformes fécaux et les polluants en solution, Simmons ("Nonpoint source technical note #73," 2004) fait une hypothèse sur le fait que les *E. coli* deviennent plus tolérants et résistants que les bactériophages, ce qui accroîtrait la mauvaise qualité de l'eau.

Ammoniac

L'ammoniac à forte concentration peut entraîner le décès des bactéries (Ruxton, 1995). À de plus petites concentrations, Jenkins *et al.* (1998) montrent une baisse dans la viabilité des microbes et de leur potentiel infectieux.

Métaux

Les métaux lourds sont toxiques pour les bactéries (Althaus *et al.*, 1982) : une concentration de 3,91 mg/L de cuivre provoque une mort deux fois plus rapide qu'une concentration de 0,61 mg/L.

- *Nutriments*

L'inactivation des *E. coli* est beaucoup plus rapide dans une eau dont la concentration en oxygène est faible (Althaus *et al.*, 1982).

La croissance des bactéries est aussi liée aux concentrations de phosphore et de carbone organique dans l'eau (Shehata & Marr, 1971; Surbeck *et al.*, 2010). D'ailleurs, les carbohydrates contenus dans les sédiments sont d'excellents nutriments pour les bactéries (Toothman *et al.*, 2009). Un lien a notamment été observé entre la croissance des indicateurs de contamination fécale et les nutriments (Boehm *et al.*, 2004; Bolster *et al.*, 2005; Handler *et al.*, 2006; Lopez-torres *et al.*, 1988; M. A. Mallin *et al.*, 2000). Boualam *et al.* (2002) ont conclu, pour leur part, que de hauts niveaux de carbone organique dissous (COD) permettent une meilleure survie des bactéries, tout comme l'ajout d'azote (Lim & Flint, 1989). L'augmentation

de carbone organique dans les sédiments permet une plus lente inactivation des bactéries (Garzio-Hadzick *et al.*, 2010).

Cahoon et Toothman (2004) n'ont pas pu établir de corrélations évidentes entre la concentration en phosphate et celle en *E. coli*, tandis que Rowland (2002) a mis en relief que le phosphate contrôlait la survie des coliformes fécaux et leur croissance dans les sédiments de l'estuaire.

Les concentrations en polluants dans l'eau comme les solides en suspension, les nutriments et les métaux augmentent avec les précipitations (Deletic, 1998; Lee & Bang, 2000). La majorité des matières organiques dans l'eau proviennent des eaux usées sous forme de substances humiques (Shimizu *et al.*, 1998). Les eaux usées sont une source non négligeable en nutriments qui permettent la croissance et la survie de pathogènes (Grimes *et al.*, 1986) et les *E. coli* semblent capables d'utiliser les nutriments pour la survie et la croissance de la population (Tate, 1978). On retrouve souvent des nutriments dans les grains de sol qui sont un facteur majeur à la survie des bactéries dans le sol (Davies *et al.*, 1995; Marino & Gannon, 1991). Buckley *et al.* (1998) n'y ont pas vu de corrélations entre la présence de matières organiques et la concentration en coliformes dans une forêt tropicale. Cependant, la concentration en coliformes fécaux est beaucoup plus élevée en présence de matières organiques ainsi que le démontrent les travaux de Ferguson *et al.* (1996), mais aussi ceux d'Irvine et Pettibone (1993). DeFlaun et Mayer (1983) ont noté que l'accumulation de matières organiques est une cause et une conséquence de l'accumulation de biomasse bactérienne, mais la corrélation entre les concentrations n'a pas pu être faite. Banning *et al.* (2003) ont suggéré qu'une augmentation de nutriments avait peu d'effets sur la survie des *E. coli*, car il y a une compétition avec d'autres bactéries qui utilisent les mêmes nutriments. Jeng *et al.* (2005) ont rapporté que les orages ont augmenté la population des *E. coli* dans les sédiments en émettant l'hypothèse que cela serait lié à la disponibilité de sédiments nouveaux, riches en nutriments sur la surface du lit. Ces nouveaux sédiments seraient de nouveaux espaces pour la colonisation, et qui génèreraient de nouvelles bactéries disponibles pour la remise en suspension et la redistribution lors d'un orage subséquent (R. Jamieson *et al.*, 2005).

- *Faune*

Les prédateurs comme les protozoaires avalent les bactéries, ce qui participe à l'accélération du processus d'inactivation (Medema *et al.*, 1997). Mais, on peut également observer la présence de bactéries indigènes qui ingèrent les mêmes nutriments que ceux des *E. coli*. Cette compétition affecte aussi la survie (Foppen & Schijven, 2006). La présence de sédiments sans biote stimule la croissance initiale des *E. coli* (Desmarais *et al.*, 2002; Laliberte & Grimes, 1982). On observe une croissance de facteur 3 après le 1^{er} jour d'incubation.

Dans l'espace, on observe des niveaux plus élevés de bactéries à proximité des zones urbaines et industrielles (Hong *et al.*, 2010). Le ruissellement et l'irradiation par le soleil sont les 2 processus les plus incidents sur les indicateurs de contamination fécale (Cho, Cha, *et al.*, 2010). La compréhension de l'ensemble des facteurs incidents sur la survie des *E. coli* nous permet de mieux comprendre les concentrations observées.

- Sédiments

L'Escherichia coli contenue dans les sédiments affecte de manière importante la qualité de l'eau (Cho, Pachepsky, *et al.*, 2010). Dès 1970, les sédiments sont reconnus comme étant une source majeure d'*E. coli* (Allen *et al.*, 1987; Geldreich, 1970) et pour augmenter la survie des bactéries (Carillo *et al.*, 1985; Davies *et al.*, 1995; Fish & Pettibone, 1995; Hendricks, 1971; Hendricks & Morrison, 1967; McFeters *et al.*, 1974; Sherer *et al.*, 1992). Les concentrations y sont beaucoup plus élevées que dans l'eau (Crabill *et al.*, 1999; Doyle *et al.*, 1992; Goyal *et al.*, 1977; Rehmann & Soupier, 2009; Smith *et al.*, 2008). Par exemple, Van Donsel et Geldreich (1971) ont noté que la concentration en coliformes fécaux était de 100 à 1000 fois supérieure que dans les eaux de surface. Goyal *et al.* (1977) ont remarqué des facteurs allant de 1 à 383, avec une valeur médiane de 10. Erkenbrecher (1981) a fait les mêmes conclusions dans la baie de Chesapeake. Doyle *et al.* (1992) ont rapporté des facteurs allant de 10 à 100. L'étude de Crabill *et al.* (1999) montre des concentrations 2200 fois plus grandes. Une étude sur le lac Michigan a mis en exergue des concentrations élevées en *E. coli* dans les sédiments de la rive (Byappanahalli *et al.*, 2003). La survie microbienne semble plus grande dans les sédiments que dans l'eau, ainsi les sédiments peuvent servir de réservoirs à microorganismes (Davies *et al.*, 1995; Grimes, 1975; Hendricks, 1971). Pachepsky *et al.* (2011) ont répertorié l'ensemble des exemples d'*E. coli* et de coliformes fécaux observés dans les sédiments d'eau potable.

Cependant, les corrélations entre les concentrations de coliformes fécaux dans l'eau et dans les sédiments ne sont pas évidentes (An *et al.*, 2002; Byappanahalli *et al.*, 2003; Crabill *et al.*, 1999; Doyle *et al.*, 1992; Pachepsky & Shelton, 2011). Les sédiments, en absence de turbulence, ne fournissent pas ou peu de bactéries aux eaux en surface (Pachepsky & Shelton, 2011).

Il a été démontré que la survie de bactéries associées à des grains était plus élevée que celle des bactéries libres dans l'eau (Bidle & Fletcher, 1994; Burkhardt *et al.*, 2000; Faust *et al.*, 1975; LaMontagne & Holden, 2003). La décroissance est 2 fois moins élevée dans les sédiments que dans l'eau (Garcia-Armisen & Servais, 2009). L'association des indicateurs de contamination fécale avec les particules dépendent de la taille de la particule et de la densité de particules en suspension. Souvent, une bactérie s'attachera à des particules de plus petite taille (Davies & Bavor, 2000). Il est important de connaître la densité des particules pour évaluer la vitesse de sédimentation et par conséquent, la sédimentation microbienne et la vitesse de remise en suspension.

Plusieurs études ont été menées dans le but de modéliser l'association des bactéries avec les sédiments. On a tenté de déterminer la fraction de bactéries qui s'attache aux particules. Krometis *et al.* (2007) ont déterminé une fraction de 40% d'*E. coli* liées aux particules. McCorquodale *et al.* (2004) ont relevé un taux de 30% de bactéries pouvant se lier aux particules fines. Une portion de 38±4% a été trouvée par Fries *et al.* (2006) dans l'estuaire de la rivière Neuse. Shillinger et Gannon (1985) ont trouvé que 15% des coliformes fécaux étaient associés avec des particules dans les échantillons d'eau après un orage. Auer et Niehaus (1993) ont remarqué que 90% des coliformes fécaux étaient attachés à des particules de 0,45 à 10 µm dans un lac en zone urbaine.

Les bactéries tendent à s'attacher au départ à des particules de diamètre inférieur à 2 μm (Davies & Bavor, 2000). L'attachement des *E. coli* aux sédiments fait chuter le transport des cellules. Les bactéries vont moins loin (Ferguson *et al.*, 2003; Jamieson, Gordon, *et al.*, 2004; Tyrrel & Quinton, 2003; Unc & Goss, 2004). La sédimentation retarde le transport des organismes en suspension (Fries *et al.*, 2006). C'est un processus important dans les taux de décroissance de la concentration en coliformes dans l'eau (Gannon *et al.*, 1983). Il s'obtient avec des conditions d'écoulement à basse énergie (Howell *et al.*, 1996).

Muirhead *et al.* (2006) concluent que le transport par la remise en suspension des *E. coli* attachées à des sédiments est fortement réduit si les sédiments ont un diamètre supérieur à 45 μm . Cependant, celles-ci s'attachent à des particules fines, généralement plus petites qu'elles, qui ne sédimentent peu ou pas. Aussi, durant un ruissellement intense les bactéries ont peu de chances de rentrer en contact avec le sol et sont donc transportées au loin par advection dans l'écoulement (Muirhead *et al.*, 2006).

Subséquentement, l'attachement des *E. coli* n'est pas seulement gouverné par la diffusion, la sédimentation, l'interception et l'entraînement, mais aussi par l'efficacité de collision. Celle-ci est affectée par la force ionique (plus elle est forte, plus le taux de collisions augmente). La force attractive de van der Waals (Heise & Gust, 1999; Mehta *et al.*, 1989) est alors mise en jeu, ce qui est à la base de la théorie DLVO (Darjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) (Ryan & Elimelech, 1996; Sawyer *et al.*, 1994; Schijven, 2001; Schijven & Hassanizadeh, 2000) qui prend en compte l'énergie de Gibbs pour l'interaction entre les particules (Van Loosdrecht *et al.*, 1990). Par ailleurs, Walker *et al.* (2004) ont démontré que la composition des membranes externes des *E. coli* (lipopolysaccharides) a un effet significatif sur l'efficacité de collision. Les lipopolysaccharides (LPS) forment l'enveloppe externe des *E. coli*. C'est l'un des facteurs clés de l'attachement des microbes sur les surfaces minérales ou les ions métalliques. L'étude de celles-ci pourrait permettre de mieux comprendre les phénomènes de précipitation et de dissolution. Les polymères extracellulaires sécrétés par les bactéries et les appendices cellulaires peuvent créer une forte adsorption qui favorise l'attachement permanent des cellules (Marshall, 1985; Palmateer *et al.*, 1993).

Par ailleurs, la surface du grain est aussi un facteur important suivant les travaux de Bedbur (1989), Gimbel et Sontheimer (1980). Les colloïdes s'attachent de préférence sur les bords, les pinacles, les crêtes qui forment le grain. Cependant, les *E. coli* sont très hétérogènes dans les caractéristiques de leurs attachements possibles aux grains suivant leurs caractéristiques génétiques (Pachepsky *et al.*, 2008). Il existe des corrélations possibles entre la texture des grains et le pourcentage de bactéries s'associant avec ceux-ci (George *et al.*, 2004). La croissance des *E. coli* dans un type de sol est fonction de l'attachement possible et donc du type de *E. coli* susceptible de pouvoir s'y développer (Topp *et al.*, 2003). Elles peuvent voyager dans le panache d'une eau usée composée notamment de matières organiques et inorganiques dont les concentrations sont très variables et donc influencent la survie des

bactéries et leurs attachements aux sédiments. La fraction d'*E. coli* susceptibles de s'attacher aux sédiments augmente avec la turbidité, mais est indépendante de la présence de matière organique. Au-delà d'une concentration de 50mg/L de matières en suspension, les *E. coli* s'associent dans une proportion constante aux sédiments (Garcia-Armisen & Servais, 2009). Elles s'attachent à des particules fines ou des particules cohésives (Auer & Niehaus, 1993; Gannon *et al.*, 1983). Les particules non cohésives sont soumises uniquement à leur propre poids tandis que les particules cohésives sont soumises à la gravité, à la friction entre les particules et à l'attraction physicochimique de celles-ci (Mehta *et al.*, 1989). La taille des particules, la composition minéralogique des particules, les matières organiques, la température, le pH, la force ionique et les conditions d'écoulement sont d'autant de paramètres qui influencent l'attachement des bactéries aux sédiments (Droppo & Ongley, 1994; Mehta *et al.*, 1989). Une étude plus approfondie du type d'eau usée qui se déverse permettrait une meilleure compréhension des interactions entre les *E. coli*, les sédiments et la matière organique (Foppen & Schijven, 2006).

Plusieurs études ont établi que les bactéries tendent à s'accumuler dans les sédiments sur les rives à l'interface eau-air (Marshall & Cruickshank, 1973; Powelson & Mills, 1996). La concentration en coliformes fécaux est beaucoup plus élevée dans les 2 premiers centimètres de la couche de sédiments que dans la couche de 2 à 10 cm de profondeur (Ferguson *et al.*, 1996). La concentration en *E. coli* décroît dans les 5 premiers centimètres de profondeur et aucune variation dans la concentration n'est observée dans la couche de 5 à 10 cm de profondeur (Haller *et al.*, 2009). Babinchak *et al.* (1977) ont montré que les coliformes fécaux ne sont présents que dans les couches superficielles des sédiments et sont dilués dans les sous-couches par le dragage. La remise en suspension des sédiments ne se produit que dans une épaisseur de 1 cm (Pachepsky *et al.*, 2009). La remise en suspension est une source non négligeable d'*E. coli* et dépend du type de sol en présence. Elle joue un rôle important dans le transport des indicateurs fécaux, (Fries *et al.*, 2006) mais aussi dans la hausse de la concentration de microorganismes dans l'eau (Ashbolt *et al.*, 1993; Burton *et al.*, 1987). Elle peut être occasionnée par les activités de bateaux à moteur, la nage, les courants ou les activités des oiseaux ou des autres animaux (Ferguson *et al.*, 2003; Lopez-Torres *et al.*, 1987; Seyfried & Harris, 1986; Stephenson & Rychert, 1982). Elle varie suivant la taille des particules et leur distribution dans les sédiments (Cho, Cha, *et al.*, 2010). Par ailleurs, elle est influencée par les différences de pression dans les courants sur le lit de la rivière (advection) (Harvey *et al.*, 2003; Rehg *et al.*, 2005; Wörman *et al.*, 2002). Celles-ci sont causées par les irrégularités du lit, les vagues et les crues. Si la hauteur d'une vague est significativement plus haute que la précédente, un effet de succion aura lieu sur le fond du lit et entrainera les sédiments et les bactéries dans la vague. Une vague moins raide peut aussi soulever les microorganismes. Ainsi, l'érosion du lit et des rives, issue d'une forte turbulence dans l'écoulement, peut maintenir des taux élevés de coliformes fécaux dans l'eau même à des débits faibles (Wilkinson *et al.*, 2006). Il a par ailleurs été démontré que, sans apport extérieur, la remise en suspension double la concentration en *E. coli* dans l'eau (Hunter *et al.*, 1992; McDonald *et al.*, 1982; Muirhead *et al.*, 2004). Elle explique aussi les variations de

concentration durant et après des précipitations (Hellweger & Masopust, 2008). Gannon *et al.*(2005) ont observé une forte élévation de la concentration de bactéries dans l'eau après une pluie, mais une augmentation plus faible après les événements subséquents. Il y a donc une faible corrélation entre la pluie et le nombre d'*E. coli* présents. McDonald *et al.*(1982) tirent des conclusions similaires en observant des événements de forts débits consécutifs : la hausse des *E. coli* est substantielle après le premier événement, mais pas après le second. Evanson et Ambrose (2006) émettent l'hypothèse que cela est dû au temps insuffisant entre 2 événements pour la croissance des bactéries.

La remise en suspension affecte la sédimentation des particules fines qui ne peuvent être simplement modélisées par la vitesse de sédimentation de Stokes. Jamieson *et al.*(2005) ont montré que les vitesses de sédimentation des particules fines sont 2 fois plus faibles que celles prédites par la loi de Stokes.

Modélisation

La modélisation permet notamment de limiter certains coûts liés au traçage des bactéries qui sont élevés. Les résultats des tests sont aussi longs à obtenir (Boehm *et al.*, 2002; Olyphant & Whitman, 2004), ce qui empêche une gestion efficace de la qualité de l'eau (Parveen *et al.*, 1997; Parveen *et al.*, 1999). De plus, la difficulté des analyses en laboratoire est due aux concentrations faibles de pathogènes dans l'environnement (Surbeck, 2009), ce qui explique aussi l'utilisation d'indicateurs. Le développement d'un modèle qui caractérise le transport et le devenir d'agents pathogènes permet de mieux comprendre et connaître les points critiques liés à la protection d'une ressource telle que l'eau (Dorner *et al.*, 2006).

Le transport des bactéries suit généralement le processus d'advection-dispersion-sorption (ADS) (De Marsily, 1986) basé sur l'équation fondamentale d'advection-dispersion (ADE) pour le transport des polluants, utilisée dans un grand nombre de cas (Boxall & Guymier, 2007; Jirka & Weitbrecht, 2005; Marsili-Libelli & Giusti, 2008; Pujol & Sanchez-Cabeza, 2000; Rowinski *et al.*, 2007). Plusieurs adaptations de cette équation ont été utilisées pour le transport des colloïdes en général (Corapcioglu & Haridas, 1984, 1985; Herzig *et al.*, 1970; Murphy & Ginn, 2000; Schijven, 2001; Yao *et al.*, 1971)) et pour le transport des coliformes tels que l'*E. coli* (Foppen *et al.*, 2005; Matthess *et al.*, 1985; Matthess & Pekdeger, 1981, 1985; Matthess *et al.*, 1988; Pang *et al.*, 2003; Powelson & Mills, 2001). L'équation de transport de colloïdes s'exprime en nombre de particules (Johnson *et al.*, 1996; Sun *et al.*, 2001) avec des termes d'attachement, de détachement et d'inactivation (Bhattacharjee *et al.*, 2002).

De plus, la concentration d'un indicateur est fonction des processus de survie et de transport (Hellweger & Masopust, 2008). Sa modélisation ne peut être caractérisée comme un mélange homogène avec l'eau. On se base alors sur le principe de diffusion ou dispersion. Le plus utilisé est celui de Fick (Ani *et al.*, 2009). Le coefficient de dispersion a donné lieu à de nombreuses théories et formules empiriques (Deng *et al.*, 2001; Fisher *et al.*, 1979; Kashefipour & Falconer, 2002; Liu, 1977; McQuivey & Keefer, 1974; Seo & Cheong, 1998;

Singh, 2004). Il a été décrit comme la somme d'une dispersion mécanique et d'une diffusion due à un mouvement brownien (Chou & Wyseure, 2009; Corapcioglu & Haridas, 1984, 1985; Matthess & Pekdeger, 1981, 1985). La dispersion est un ensemble de processus complexes de diffusion moléculaire, de diffusion turbulente, d'advection et de caractéristiques géomorphologiques. Il a été reconnu comme l'un des acteurs majeurs de la modélisation de la qualité de l'eau. La dispersion dans un canal naturel est plus forte que dans un canal simple tel que vu en laboratoire. Les ponceaux, les déversoirs et la végétation en rive, en plus de freiner le flux d'advection, augmentent le coefficient de dispersion (Cho *et al.*, 2009). La dispersion est plus forte d'après les observations faites lors d'un jour pluvieux qu'un jour ensoleillé et que celle-ci est proportionnelle à la vitesse. Ani *et al.* (2009) ont observé clairement qu'une bonne estimation du coefficient de dispersion permet une bonne prédiction des futures concentrations. La dispersion dépend des courants et augmente avec des écoulements faibles (Chou & Wyseure, 2009).

Aussi, il faut prendre en compte l'action des sédiments dans la modélisation. Les concentrations dans les sédiments varient fortement d'un endroit à l'autre (Pachepsky & Shelton, 2011). Tous ces paramètres ont notamment pour effet de rendre difficile l'utilisation d'une cinétique de 1^{er} ordre pour prédire les concentrations futures de bactéries (Easton *et al.*, 2005). Il a été montré par les travaux de Jamieson *et al.* (2005) que l'adsorption bactérienne par les sédiments en suspension peut être modélisée comme un processus irréversible dans les environnements d'eau potable.

Les sédiments jouent un rôle de source dans l'apport d'*E. coli*. Comme vu précédemment, la remise en suspension des sédiments accroît de manière rapide la concentration en *E. coli* dans l'eau. Dorner *et al.* (2006) mettent en avant que cet apport puisse être égal, voire supérieur, à celui de sources terrestres, sources majeures des *E. coli* en temps sec.

Outre le transport des bactéries, il est bon de tenir compte de la source et des mécanismes de survie et de croissance des coliformes (Surbeck, 2009). Un modèle prenant en compte tous ces mécanismes est difficilement possible à construire afin de pouvoir l'utiliser pour tous les cours d'eau. Cependant, les modèles numériques intègrent plusieurs de ces mécanismes complexes. Mais les actions peu comprises de ces paramètres rendent l'usage d'un modèle quasiment unique au cours d'eau que l'on souhaite modéliser.

Ani *et al.* (2009) relèvent notamment que l'utilisation d'un modèle 2D est recommandable dans le cas d'un phénomène d'advection non négligeable et que la dispersion longitudinale n'est pas dominante dans les processus de mélange du polluant et de l'eau (Chin, 2006; Fisher *et al.*, 1979; Jobson, 1996; Wallis & Manson, 2005). En 2D, on peut aussi observer la distribution des concentrations dans l'eau (Kim *et al.*, 2008). Dans le cas de notre étude, nos sources de contamination seront ponctuelles, elles pourront être assimilées à des signaux de Dirac, équivalents à un rejet instantané dans l'eau (Basha, 1997). Par ailleurs, on ne tient pas compte de la proportion de bactéries infectieuses présentes (très variable d'un effluent à

l'autre). Cette supposition nous permet de prendre en compte le pire scénario possible : 100% des bactéries infectieuses (Ferguson *et al.*, 2007).

Suivant Jamieson *et al.* (2005), un modèle de qualité d'eau complet doit caractériser et répertorier toutes les sources microbiennes, simuler la survie et le transport des microorganismes sur la terre et dans les cours d'eau et les lacs.

En conclusion, le modèle Hydrosim tient compte des lignes majeures de la modélisation hydrodynamique. C'est un bon modèle hydrodynamique représentatif des cours d'eau au Québec. Le module Dispersim, quant à lui, ne considère qu'un certain nombre de paramètres dans la diffusion de contaminants qui tend à être améliorés. Les seuls facteurs pris en compte sont la température, l'interaction avec les matières solides en suspension, l'oxygène dissous (OD), la demande biochimique en oxygène (DBO), les métaux lourds et les toxines organiques. On pourrait alors se demander si le modèle sera suffisant pour simuler la réalité observée.

- **Composés pharmaceutiques**

Les tracés pharmaceutiques sont des indicateurs chimiques de contamination. Des composés tels que la analgiques, les anti-inflammatoires, les antibiotiques, les bactériostatiques, les antiépileptiques, les bêtabloquants, les lipidorégulateurs, les contraceptifs oraux, les produits de soins personnels sont autant de composés que l'on peut retrouver dilués dans les eaux usées et qui proviennent d'une utilisation anthropique (Garic & Ferrari, 2005). Ceux-ci sont trouvés dans des concentrations de l'ordre du nano au microgramme par litre.

Leur utilisation en tant qu'indicateur est soumise à divers paramètres. Dans l'idéal, leur concentration devrait être constamment détectable dans les eaux usées et non affectée par les changements environnementaux. Leur détection est en lien avec l'existence de pathogènes et son retrait des eaux usées devrait avoir lieu au moment où les pathogènes sont inactivés ou ôtés (Young *et al.*, 2008).

Présence

Les produits pharmaceutiques sont utilisés et consommés en quantité assez importante pour pouvoir être détectés dans le milieu aquatique. Les composés pharmaceutiques peuvent être de bons indicateurs de contamination fécale. Ils sont issus d'une utilisation anthropique. Ainsi, ils sont déversés au même moment que les microorganismes pathogènes. On les retrouve sous forme active ou conjuguée hydrosoluble et inactive (Defert et Huart 2009). Plus de 80 composés pharmaceutiques et métabolites sont présents dans les milieux aquatiques. Certains sont issus de déversements industriels tandis que d'autres sont issus des selles humaines.

L'Agence française de la sécurité sanitaire des aliments (AFSSA) a déterminé l'ensemble des voies possibles d'introduction de tracés pharmaceutiques dans l'eau.

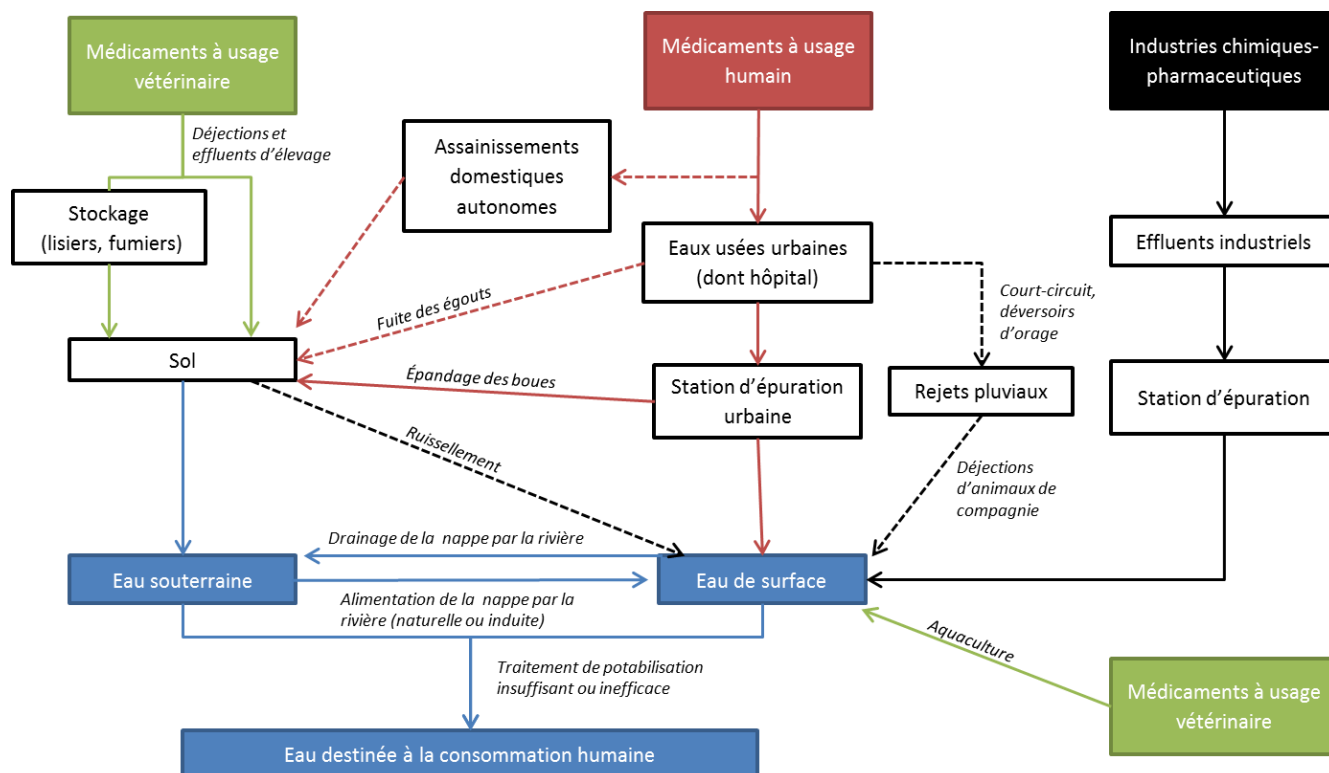


Figure 6. Moyens de contaminations médicamenteuses de l'eau destinée à la consommation humaine (*Résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : Volet « Méthodologie générale d'évaluation de l'exposition de l'Homme aux résidus de médicaments via l'eau destinée à la consommation humaine »*, 2010)

Légende : en pointillés : voies mineures; en vert : usage vétérinaire; en rouge : usage humain; en noir : usage humain et/ou vétérinaire.

On observe que les stations d'épuration sont des sources importantes de dispersion des composés dans les milieux aquatiques (Alder *et al.*, 2010). L'interaction entre le sol et les excréments animaux, l'infiltration d'eaux usées de surface dans les eaux souterraines et les effluents industriels sont d'autant de sources de contaminations non négligeables pour la protection des prises d'eau potable (Alighardashi *et al.*, 2008).

L'étude menée par Kolpin *et al.* (2004) a mis en relief le fait que la source première des composés pharmaceutiques est issue des surverses et des déversements urbains dans l'eau. Les produits pharmaceutiques s'introduisent dans l'eau par les fèces humaines. Le corps humain rejette entre 50 et 90% des ingrédients actifs des médicaments. En plus, nous jetons les médicaments inutilisés dans le lavabo ou les toilettes. Les animaux d'élevage rejettent les médicaments vétérinaires, y compris hormones et antibiotiques, directement sur le sol et ceux-ci s'infiltrent dans les lacs et les cours d'eau (Batt, 2004).

Une étude menée dans la région de Chicago et rapportée par le National Geographic a mis en avant la bioaccumulation des composés pharmaceutiques dans les poissons. Ainsi, 4 médicaments ont été détectés dans les poissons : 46% d'antidépresseurs, 33% d'antiépileptiques, 20% d'antihistaminique et 2% d'anti hypertension ("Fish Pharm," 2010).

Risques

Les composés pharmaceutiques sont des indicateurs directs de contamination fécale et donc de la présence potentielle d'agents pathogènes. Cependant, avec des concentrations significatives, ils peuvent avoir un effet, non quantifié à date, sur la santé humaine.

Theunis (2011) confirme dans sa revue de littérature qu'un certain risque existe pour les populations lors de la consommation d'une eau contaminée. En plus de mettre en exergue la présence d'une contamination fécale, et donc la présence d'agents pathogènes, les traces pharmaceutiques peuvent avoir des conséquences s'ils sont actifs. À des concentrations suffisamment élevées, leur ingestion peut avoir des effets sur la santé humaine. Diverses organisations internationales (Henderson, 2006) ont tenté de détecter la présence et la toxicité des composés pharmaceutiques dans les eaux de surface. Des standards de qualité environnementale ont été émis par le Parlement européen. La carbamazépine, utilisée en psychiatrie, le sulfaméthosazole et l'érythromycine (antibiotiques), le diclofénac, l'ibuprofène et le naproxen (analgésiques et anti-inflammatoires), le benzafibrate et le gemfibrozil (régulateurs lipidiques) et l'aténolol (béta-bloquant) sont des substances de classe 1 i.e. « substances de haute priorité » (*Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Water Cycle*, 2004). Suivant l'étude faite par Theunis (2010), les études corroborent la présence de substances potentiellement dangereuses en concentrations significatives.

« L'effet cocktail lié à la présence dans l'environnement d'un mélange de nombreuses substances actives est bien plus à redouter encore que les effets toxiques unitaires des médicaments pris séparément, laissant ainsi présager une étroite marge de sécurité environnementale. » (Theunis, 2011).

La plupart des médicaments se dissolvent aisément dans l'eau, mais 30% d'entre eux ne se dégradent que dans les matières grasses.

Bien qu'actuellement les effets sur l'homme n'aient pas été rapportés, des effets sur la vie aquatique ont pu être recensés. Des malformations ont été observées sur le système reproducteur des poissons et des grenouilles, directement liées à la présence de médicaments. Ainsi, des résidus d'hormones comme l'œstrogène ou la progestérone, présents dans la pilule contraceptive, a des effets notoires sur la sexualisation des animaux (Batt, 2004). Des effets sur les moules bleues de la mer Baltique ont été quantifiés dans l'étude de Ericson *et al.* (2010). Des effets physiologiques étaient dus à de fortes concentrations de diclofénac, d'ibuprofène ou de propranolol (Ericson *et al.*, 2010).

Les risques humains actuels seraient une résistance aux antibiotiques et un dérèglement du système endocrinien. Un fœtus, un nourrisson ou une personne au système immunitaire affaibli sont plus susceptibles d'être vulnérables à cette exposition (Batt, 2004). D'autres

études ont aussi montré une réduction de la fertilité masculine et une résistance aux antibiotiques (Daughton & Ternes, 1999; Jones *et al.*, 2004; Jones *et al.*, 2003; Kümmerer, 2004).

Facteurs

Divers facteurs sont à prendre en considération pour comprendre le devenir des composés pharmaceutiques.

- La structure moléculaire : on peut mettre en avant des voies de dégradation ou de transformation.
- La dégradation :
 - Cinétique : révélée par la constante d'Henry et la tension de vapeur à 20°C.
 - Abiotique : L'hydrolyse conduit à une transformation chimique partielle et engendre des produits de dégradation. La photodégradation est unique à chaque composé.
 - Biologique : aérobie ou anaérobie, elle est décrite par la demi-vie.
- Les interactions avec le milieu :
 - Adsorption par la matière organique : traduite par la valeur du K_{oc} .
 - Adsorption par les sédiments : traduite par la valeur du K_d .
 - Formation de complexes avec les ions en solution.
- La bioaccumulation : cela touche les biofilms, les algues et la faune aquatique qui peuvent enrichir les boues et entraîner la libération ultérieure. Les résidus médicamenteux sont stockés dans les cellules graisseuses par exemple (*Résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : Volet « Méthodologie générale d'évaluation de l'exposition de l'Homme aux résidus de médicaments via l'eau destinée à la consommation humaine »*, 2010).

L'enlèvement des composés pharmaceutiques par les stations de traitements d'eaux usées et dans les eaux de surface est difficile à quantifier, car l'enlèvement est fonction de différents processus comme la phototransformation, la biotransformation, la sorption et la volatilisation.

L'étude d'Alder *et al.* (2010) a mis par exemple en exergue un retrait partiel des bêtabloquants dû en majorité à la biotransformation. Cependant, dans les eaux de surfaces, la phototransformation peut être un processus majeur de dégradation. La lumière naturelle du soleil est absorbée par les bêtabloquants, ce qui peut amener une photolyse directe (Liu & Williams, 2007; Piram *et al.*, 2008).

Les estrogènes, aussi, sont influencés par la photodégradation. La dégradation de l'estrone (E1) est directement proportionnelle à l'intensité de la radiation UVB et inversement proportionnelle à la concentration de carbone organique dissous. Le carbone organique dissous (COD) est un inhibiteur à la photolyse directe de l'E1 par les UV (Atkinson *et al.*, 2011). Les estrogènes peuvent être dégradés de manière directe par l'adsorption directe de la lumière ou de manière indirecte si un sensibilisateur absorbe la radiation solaire et transfère l'énergie sous forme d'électrons dissous ou d'oxyde (Lin & Reinhard, 2005; Miyamoto, 1996).

Comme pour les bêtabloquants, le COD est le principal facteur d'atténuation des effets des UV. La présence de matières dissoutes ou en suspension peut aussi freiner la photodégradation (Lin & Reinhard, 2005). Il serait donc intéressant, pour prédire le devenir des composés pharmaceutiques, d'incorporer l'intensité des UV et la concentration du COD.

On observe une saisonnalité des concentrations des composés pharmaceutiques dans l'eau (Daneshvar *et al.*, 2010; Sacher *et al.*, 2008). Pour les bêtabloquants, une forte atténuation se produit en été et une accumulation est observée en hiver en Suède. La forte atténuation est liée en été à l'accélération de la biotransformation et de l'adsorption (Daneshvar *et al.*, 2010).

La bioaccumulation est aussi un facteur à prendre en considération. L'étude menée par Lai *et al.* (2002) sur les estrogènes a mis en exergue l'implication de la bioaccumulation sur la diffusion des composés. Les estrogènes sont rapidement métabolisés et stockés dans les organismes vivants. Aussi, la composition des molécules est un facteur important pour la dégradation. Ainsi pour les médicaments psychoactifs, leur forte polarité permet une sorption plus facile (Stein *et al.*, 2008). Les facteurs de turbidité et l'hydrodynamique influencent la diffusion des substances pharmaceutiques. L'ensemble des caractéristiques physico-chimiques de chacun des composés pharmaceutiques les plus courants a été compilé dans le Tableau 5.

Un nombre élevé de solubilité dans l'eau indique qu'une concentration élevée peut être dissoute ou dissociée dans l'eau. La constante de Henry met en avant la pression de vapeur du composé. Si le rapport entre l'air et l'eau usée est inférieur au rapport indiqué dans le tableau, une portion de liquide passe sous forme gazeuse et inversement. La constante de dissociation nous indique à quel pH environ se dissocie la particule. Le $\log K_{ow}$ est le rapport des concentrations de la substance dans l'octanol versus dans l'eau. Si $\log K_{ow}$ est proche de 0, la molécule est aussi soluble dans l'un des composés que dans l'autre. Pour qu'un composé soit absorbé par le corps humain ("LogP," 2012), les valeurs optimales sont : absorption orale : 1,8 ; pénétration au cerveau : 2,0; absorption cutanée : 2,6; absorption sublinguale : 5,5. Ces facteurs peuvent être critiques pour l'absorption des composés lors de la réutilisation de l'eau pour la consommation humaine.

De manière similaire aux bactéries *E. coli*, les composés pharmaceutiques interagissent avec l'environnement. Cette interaction leur permet de se dégrader plus ou moins vite : elle est unique pour chacun des composés.

Les demi-vies sont la caractéristique première qui permet de déterminer le devenir des composés dans l'environnement. Cependant, les caractéristiques physico-chimiques et environnementales doivent être déterminées dans les conditions expérimentales réalistes. La possibilité de la réactivation de molécule est aussi à considérer.

Tableau 5. Caractéristiques physico-chimiques des composés pharmaceutiques (Hajj-Mohamad, 2011).

Composé pharmaceutiques	Solubilité dans l'eau (mg/L)/ (mol/L)	Constante de Henry H ($\mu\text{g m}^{-3}$ air/ $\mu\text{g m}^{-3}$ eaux usées)	Constante de dissociation pKa	Log K _{ow}
Antibiotiques				
Triméthoprim (TMP)	400 / 1,38	$9,8 \cdot 10^{-13}$	6,6-7,2	0,9-1,4
Roxithromycine (ROX)	0,02 / $2,39 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-24}$	9,2	2,1-2,8
Sulfamethoxazole (SMX)	610 / 2,41	$2,6 \cdot 10^{-11}$	5,6-6,0	0,5-0,9
Erythromycine (ERY)	1,4 / $1,91 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-27}$	8,9	2,5-3,0
Antidépresseurs				
Fluoxétine (FLX)	60 / $1,91 \cdot 10^{-1}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	10,1	4,05
Citalopram (CTL)	31 / $9,56 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$	9,6	2,9-3,7
Contraceptifs				
Estrone (E1)	30 / $1,11 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-8}$	10,4	3,1-3,4
17 β -Œstradiol (E2)	3,6 / $1,32 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$	10,4	3,9-4,0
17 α -Ethinylestradiol (EE2)	11,3 / $3,81 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-10}$	10,5-10,7	2,8-4,2
Antiinflammatoires				
Ibuprofène (IBP)	21 / $1,02 \cdot 10^{-1}$	$6,1 \cdot 10^{-6}$	4,9-5,7	3,5-4,5
Naproxen (NPX)	16 / $6,95 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$	4,2	3,2
Diclofénac (DCF)	2,4 / $8,10 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-10}$	4,0-4,5	4,5-4,8
Antiépileptiques				
Carbamazépine (CBZ)	17,7 / $7,49 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-9}$	7	2,3-2,5
Muscs				
Galaxolide (HHCB)	1,8 / $6,97 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	-	5,9-6,3
Tonalide (AHTN)	1,2 / $4,64 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$	-	4,6-6,4
Célestolide (ADBI)	0,22 / $9,00 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-1}$	-	5,4-6,6
Tranquillisants				
Diazépam (DZP)	50 / $1,76 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	3,3-3,4	2,5-3,0
Produits de contraste				
Iopromide (IPM)	23,8 / $3,01 \cdot 10^{-2}$	$4,1 \cdot 10^{-27}$	-	-
Stimulants				
Caféine (CAF)	$2,16 \cdot 10^4$ / 111,23	-	10,4	-0,07

Note : Toutes les valeurs de masse molaire ont été tirées de Wikipédia ("Contaminants émergents," 2011) , sauf celles de la galaxolide ("CAS : 1222-05-5 Galaxolide," 2009), la célestolide ("Celestolide," 2012) et l'iopromide ("Iopromide," 2011).

Sédiments

L'interaction d'adsorption avec les sédiments et le sol a été quantifiée dans diverses études. On observe globalement qu'une concentration de carbone organique plus élevée permet une adsorption plus forte des composés. Aussi, la capacité d'adsorption des sédiments est très variable d'un type de sol à un autre.

Tableau 6. Coefficients d'adsorption des composés pharmaceutiques sur le sol et les sédiments, tirés et adaptés de (Hajj-Mohamad, 2011)

Composé pharmaceutiques	Coefficient d'adsorption du sol K_d (L/kg)		Coefficient d'adsorption corrigé pour la teneur en carbone organique K_{oc} sol (L/kg)		K_d sédiments (L/kg)
	CO faible, argile élevé	CO élevé, argile faible	CO faible, argile élevé	CO élevé, argile faible	
Antibiotiques					
Sulfamethoxazole (SMX)	0,23	37,6	62,2	530	
Erythromycine (ERY)	164	76			
Antidépresseurs					
Fluoxétine (FLX)	134,44	234,83	2746,33	7553,34	
Citalopram (CTL)					
Contraceptifs					
Estrone (E1)		3,14 log			
17 β -Œstradiol (E2)		3,30 log			
17 α -Ethinylestradiol (EE2)		3,35 log			
Anti-inflammatoires					
Ibuprofène (IBP)					0,18-1,69
Naproxen (NPX)	10,13	252,9	445,86	3743,23	
Diclofénac (DCF)	0,45	164,5	121	2310	0,55-4,66
Antiépileptiques					
Carbamazépine (CBZ)	4,66	32,78	253,55	584,61	0,21-5,32
Tranquillisants					
Diazépam (DZP)					3
Stimulants					
Caféine (CAF)*	0,99	0,99	3,89	2,87	

*Les 2 sols étudiés avaient la même teneur en argile

Modélisation

La modélisation de composés pharmaceutiques se base essentiellement sur 2 modèles : GREAT-ER (Geography-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers) en Europe et PhATE (Pharmaceutical Assessment and Transport Evaluation) en Amérique du Nord. Ces 2 modèles se fondent sur les équations de prédiction des concentrations (PEC)(Bound & Voulvoulis, 2006). Il existe un 3^{ème} modèle nommé GIS-ROUT (Geographic Information System - national and regional scale river model).

Une 1^{ère} estimation des concentrations peut être effectuée en amont des usines de traitement d'eaux usées à l'aide du $PEC_{influent}$ (Versteeg *et al.*, 2005) (Predicted Environmental Concentration). On en déduit $PEC_{effluent}$ à la sortie des usines de traitement. La concentration attendue dans les eaux de surface est déduite du $PEC_{effluent}$ divisé par un facteur de dilution. Cette méthode est l'approche première utilisée pour estimer les concentrations dans l'eau. C'est un modèle simple qui se base sur les émissions de la population et le temps de demi-vie de chacun des composés (Pistocchi & Pontes, 2012).

Cependant, divers facteurs du milieu sont à prendre en compte. Seule la modélisation permet de s'ajuster au mieux à la réalité.

Tableau 7. Modèles de dispersion des composés pharmaceutiques dans l'eau. (Versteeg *et al.*, 2005)

Modèle	Paramètres	Données			Méthode de résolution	Concentrations dans le cours d'eau	Remarques
		hydrologie	géographie	structures hydrauliques			
PhATE (Anderson et al., 2004)	*Métabolisme *Traitement des eaux usées *Perte dans le cours d'eau *Enlèvement par le traitement de potabilisation	Fichiers River REACH	Modèle BASINS	Modèle BASINS	*Discretisation en segments de la rivière *Équations du PEC *Taux de décroissance du 1 ^{er} ordre	*Contributions en amont *Effluents d'usine d'épuration *Mécanismes de dispersion et diffusion	*Concentrations à débits faibles et moyens pour les eaux de surfaces *Ne tient pas compte des composés pharmaceutiques vétérinaires et des surverses d'égouts *Ce modèle peut être utilisé à grande échelle. *Paramètres conservatifs prédéfinis ou nos propres paramètres sur les composés pharmaceutiques.
GREAT-ER (Feijtel, 1997)	*Taux de biodégradation *Taux d'enlèvement dans les stations d'épuration	*Stations de jaugeage *Méthode d'extrapolation hydrologique pour l'ensemble du bassin versant	*ARC/INFO-ArcView : stockage des informations et visualisation des données sous GIS	*Localisation, population desservie, débits d'eaux usées et type de traitement des usines d'épuration	*Équations de décroissance chimique de 1 ^{er} ordre	*Méthode Monte Carlo	* GIS : vue et analyse des résultats sous forme de cartes en plus des résultats sous forme de tableaux

Tableau 7-bis. Modèles de dispersion des composés pharmaceutiques dans l'eau. (Versteeg *et al.*, 2005)

Modèle	Paramètres	Données			Méthode de résolution	Concentrations dans le cours d'eau	Remarques
		hydrologie	géographie	structures hydrauliques			
GIS ROUT (Wang et al., 2000)	*Taux d'enlèvement dans les stations d'épuration *Prises d'eau	Bases de données d'USEPA			*Modèle ROUT	*Modèle ROUT	*GIS : vue et analyse des résultats sous forme de cartes en plus des résultats sous forme de tableaux * Ce modèle couplé à des études de sensibilité fournit une mesure potentielle du risque pour chaque segment de rivière. * Bon modèle pour une plus petite échelle.

Diverses études sur le devenir de divers composés ont été faites sur les modèles GREAT-ER ou PhATE par Anderson *et al.* (2004) et Wind *et al.* (2004). Un facteur de déviation maximal de 3 a été mis en avant par l'utilisation de ces modèles.

Alder *et al.* (2010) ont utilisé le modèle GREAT-ER pour prédire spatialement les concentrations des composés dans les rivières à partir de la consommation moyenne et des données sur les excréments, le taux d'enlèvement des usines d'épuration et les processus de dissipation et de dégradation. Schowanek *et al.* (2002) ont mis en avant que le modèle GREAT-ER permet une vision réaliste des processus de photodégradation, d'adsorption, de biodégradation dans le cas où des données sont disponibles pour le système étudié.

De plus, la contamination de l'eau potable va croître corrélativement à la croissance démographique, à la fraction grandissante d'eau usée déversée dans les cours d'eau, ainsi qu'à la demande accrue en eau potable (Snyder & Benotti, 2010).

Pour notre modélisation, nous nous baserons essentiellement sur le modèle Dispersim, comme pour les *E. coli*.

Changements climatiques

Pour générer les différents scénarios de la concentration de gaz à effet de serre, plusieurs modèles de climat globaux peuvent être utilisés, par exemple : CSIRO-Mk2, ECHAM4 et HadCM3. Les deux scénarios les plus utilisés sont A2 et B2. A2 correspond à une régionalisation de la hausse des températures avec un développement économique à orientation régionale avec une considération d'une hausse de température entre 2,0°C et 5,4°C. B2 s'inscrit aussi dans une régionalisation des hausses de températures de l'ordre de 1,4°C à 3,8°C dans un contexte de durabilité environnementale locale. A2 a des objectifs plus économiques tandis que B2 a des objectifs plus environnementaux. Lorsqu'on cherche à quantifier l'impact d'un phénomène, il est nécessaire d'utiliser plusieurs scénarios possibles pour en déduire la tendance (New & Hulme, 2000) (cité par (L.-G. *et al.*, 2007)) et la variabilité. L'approche multi-modèle permet de saisir l'incertitude associée à la structure des modèles de climat sur la réponse environnementale (par exemple le régime hydrologique des bassins versants). Dans le cas d'une étude plus localisée, il faut effectuer une mise à l'échelle des modèles. La méthode des Deltas est fréquemment utilisée (L.-G. *et al.*, 2007) pour assurer le lissage des données. Cette méthode permet de réduire les biais dans les projections climatiques associés à une représentation imparfaite des processus atmosphériques, terrestres et océaniques des modèles de climat. Son principal désavantage est que cette méthode suppose que la variabilité climatique future est identique à la variabilité actuelle. D'autres méthodes statistiques plus évoluées ont vu le jour depuis la dernière décennie. Aussi, la mise à l'échelle dynamique, suivant laquelle un modèle de climat régional à haute résolution est forcé aux frontières de son domaine d'application par un modèle de climat global, permet de faire une mise à l'échelle 'physique'. Le modèle régional canadien du climat (Caya et Laprise, 1999) est un exemple de tels modèles. Le principal désavantage de l'approche de mise à l'échelle dynamique est d'ordre numérique (gros ordinateurs, grands temps de calcul). Des projections climatiques issues du MRCC sont disponibles auprès des experts d'Ouranos (scénario A2).

Tableau 8. Description de modèles climatiques globaux (Boyer, Chaumont, *et al.*, 2010)

GCM	Research center and country	Resolution (lat × long)
CSIRO-Mk2	Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia	3,2° × 5,6°
ECHAM4	Max Planck Institute for Meteorology, Germany	2,8° × 2,8°
HadCM3	UKMO United Kingdom Meteorological Office, United Kingdom	2,25° × 3,75°

- **Échelle globale : Québec et Région des Grands Lacs**

Québec

Depuis le début des années 1990, de nombreux événements hydriques, comme les crues du Saguenay en 1996 ou la tempête de verglas en 1998, ont eu lieu dans la région du Québec posant la question de l'impact des changements climatiques dans cette région. D'après le guide développé par Ouranos, (*Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois*, 2010), les températures au Québec vont augmenter, les glaciers reculent, le couvert de neige décroît, le niveau de la mer augmente. Dans certaines régions, l'augmentation des températures sera telle que la répartition des précipitations sera modifiée et leur intensité et/ou leur fréquence sera accentuée, ayant des conséquences sur l'environnement naturel.

Une enquête a démontré que, de 1960 à 2005, la température annuelle moyenne est montée de 0,5 à 1,2°C (Yagouti *et al.*, 2008). Les températures et les précipitations ont augmenté depuis le début du siècle (Rivard *et al.*, 2003). Si l'on se base sur les projections futures, l'augmentation des températures sera plus notable en hiver (3,7°C dans le sud du Québec à 6°C dans le nord) pour l'horizon 2055 et le nord du Québec sera plus affecté que le sud (Ouranos, 2010).

Quelques études au Québec ont montré une hausse des débits en rivière en hiver et une diminution du débit au printemps dans un climat futur (Fortin *et al.*, 2007; Minville *et al.*, 2008; Quilbé *et al.*, 2008). D'après une recherche faite à l'ÉTS (École de Technologie Supérieure), les crues printanières vont arriver plus tôt mais les volumes seront probablement réduits dans le sud du Québec (Caron, 2005; Mareuil *et al.*, 2007). Rousseau *et al.* (2004), Mailhot *et al.* (2004) et Nantel *et al.* (2005) prévoient une hausse de la fréquence et de l'ampleur des périodes d'étiage et de sécheresse dans le sud du Québec plus particulièrement. On s'attend à une intensification des périodes de sécheresse (*Climate change 2001: Synthesis report*, 2001). La réduction des débits en été qui est attendue dans le sud du Canada va entraîner de plus bas niveaux d'eau dans les rivières et les lacs (Carrière *et al.*, 2007).

Au Québec, on s'attend à une arrivée plus tardive et une fin plus rapide de la saison froide et une réduction de la durée de la saison du gel, des hivers plus chauds, une augmentation de la durée de l'été et du nombre de journées très chaudes, une prolongation de la saison des orages et une augmentation de la fréquence des événements de pluie (Ouranos, 2010).

On peut prévoir une augmentation de la quantité des précipitations hivernales (solides et liquides confondues) alors que la quantité d'eau reçue en été changera peu ou pas. Le cycle hydrologique sera plus actif en lien avec un climat plus chaud: Les pluies intenses se feront de plus en plus présentes et la neige au sol diminuera dans le sud du Québec. Cependant, la hausse des précipitations totales en été et en automne sera faible et nous pourrions même observer une baisse des précipitations dans le sud jusqu'à 8% d'ici 2050. L'augmentation des précipitations annuelles sera de l'ordre de 10-30% dans le sud et de 20-40% dans le nord d'après les graphiques tirés du Guide destiné au milieu municipal québécois (*Ouranos*, 2010).

Les changements climatiques auront des incidences sur les niveaux d'eau en imposant de fortes fluctuations qui pourraient se présenter sous forme de crues soudaines en raison de l'accroissement des événements de pluie intense. L'érosion des rivages sera aussi favorisée par la réduction du couvert de glace, la hausse du niveau et des cycles de gel-dégel. On peut s'attendre aussi à des pertes hydriques pour la végétation (*Ouranos*, 2010).

Région des Grands Lacs

La hausse de la température donnera aussi des températures d'eau plus chaudes, ce qui pourrait avoir un impact sur l'écosystème de la rivière et les phénomènes de transport et diffusion, notamment une hausse de la contamination des rives (Patz *et al.*, 2008). De manière saisonnière, l'étude menée par Boyer *et al.* (2010) met en avant que la hausse de température va affecter les précipitations en hiver et au printemps et le stockage de l'eau sous forme de neige. En hiver, la hausse des températures va rendre plus fréquents des événements de pluies et donc le ruissellement tout en réduisant l'accumulation de la neige (Whitfield *et al.*, 2003).

Des changements ont d'ailleurs été observés dans le sud-est du Canada au cours du siècle dernier (Hodgkins & Dudley, 2006; Hodgkins *et al.*, 2003; Whitfield & Cannon, 2000; Zhang *et al.*, 2001). Une tendance à la hausse des débits au nord-est des États-Unis durant les mois de Janvier, Février, Mars et une baisse durant les mois d'Avril et Mai. Ces changements ont été attribués à la tendance à la hausse des températures et à la phase dans laquelle se trouve la précipitation (neige ou pluie) (Hodgkins & Dudley, 2006).

Pour le bassin versant des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, l'écoulement moyen annuel sera réduit entre 4% et 24% dans les 90 années à venir (Croley II, 2003). Cette réduction est fortement liée à la hausse des températures qui va accroître l'évaporation.

Le fleuve Saint-Laurent, auquel est rattachée la rivière des Prairies, verra son débit décroître de 40 % suivant les divers scénarios élaborés (*Étude du renvoi sur les niveaux du bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs*, 1993; Mortsch *et al.*, 2000). La baisse des niveaux impacte la qualité de l'eau par le manque de dilution des contaminants. On tend à observer de fortes variations suivant les événements climatiques dans la qualité de l'eau. Cette baisse de niveau va accroître la sédimentation tandis que la hausse des débits en hiver sous couvert de glace

va avoir des impacts sur la géomorphologie des cours d'eau tributaires du fleuve Saint-Laurent (Boyer, Chaumont, *et al.*, 2010).

Pour les rivières South Nation et Wilmot en Ontario (affluent de la rivière des Outaouais), une légère diminution des débits annuels a été constatée (Carrer *et al.*, 2009) et corroborée par diverses études sur d'autres rivières (Mortsch *et al.*, 2000; Quilbé *et al.*, 2008; Rousseau, 2004). La baisse est marquée en été et en automne. Le printemps semble constant alors que le débit en hiver augmente fortement comme l'observe Quilbé *et al.* (2008) sur le bassin de la Chaudière.

Divers phénomènes climatiques sont à prendre en considération pour l'étude du climat dans la région des Grands Lacs : l'Oscillation Nord-Atlantique (NAO) qui provoque des hivers doux dans l'est des États-Unis et un ratio bas de neige versus pluie. Les oscillations atmosphériques et océaniques à grande échelle (NAO ou Oscillation Pacifique Décennale (PDO)) régulent la variabilité des précipitations et des températures et ont un impact significatif sur le nombre et l'intensité des événements météorologiques notamment durant l'hiver et le printemps (Boyer, Chaumont, *et al.*, 2010) sur une base décennale. Les effets des changements climatiques pourraient être amplifiés par le NAO ou le PDO (Hurrell *et al.*, 2006; Visbeck *et al.*, 2001).

- **Échelle Locale : sud du Québec et région de Montréal**

Sud du Québec

La hausse des températures pourrait aussi entraîner une hausse de la demande en eau. La baisse des niveaux d'eau dans le fleuve Saint-Laurent pourrait entraîner une problématique quant à l'approvisionnement des populations. La combinaison de la baisse des niveaux et la hausse des températures aura un impact sur les problèmes de goûts et odeurs par la hausse du nombre d'algues et des mauvaises herbes (Vescovi *et al.*, 2009).

Au Lac Saint-François, dans le fleuve St-Laurent, les prévisions montrent un avancement de la période de crue printanière, une réduction du pic de crue, une réduction des débits en été et une augmentation des débits à la fin de l'automne (Vescovi *et al.*, 2009). Le niveau du fleuve St-Laurent sera affecté et le comportement des rivières tributaires sera modifié. La qualité de l'eau de surface s'en trouvera alors affectée.

Dans le bassin dans la rivière Châteauguay, une étude de Mareuil *et al.* (2007) a mis en avant une baisse des débits de pointe au printemps et en été de 30% et de 12% avec le modèle Echam4. Aucune réduction significative n'a été obtenue à l'aide du modèle Hadcm3 tandis que le modèle CGCM2 a mis en avant une réduction au printemps de 8% et aucune réduction significative en été.

Les projections émises par Ouranos dans le sud du Québec (cf. :Erreur ! Source du renvoi introuvable. Erreur ! Source du renvoi introuvable.) sont une variation des précipitations en été de -

2,3% à 7 % d'ici 2080 et en hiver de 9% à 24%. La température va quant à elle augmenter de 2 à 4 °C en été et de 3 à 5°C en hiver.

Tableau 9. Changements dans la température et les précipitations dans le sud du Québec – 25^e et 75^e percentiles de l'ensemble (Ouranos, 2010)

Saison		Moyenne 1971-2000 (°C ou mm)	Changement d'ici 2025 (°C ou %)	Changement d'ici 2055 (°C ou %)	Changement d'ici 2085 (°C ou %)
Hiver	température	-16,0 à -2,6	1,0 à 1,9	2,1 à 3,4	3,0 à 5,1
	précipitation	152 à 333	3,0 à 9,8	7,6 à 15,7	9,0 à 24,1
Printemps	température	-1,8 à 7,3	0,8 à 1,5	1,7 à 2,6	2,5 à 4,0
	précipitation	179 à 308	0,9 à 7,3	3,7 à 12,4	7,6 à 18,6
Été	température	12,9 à 20,6	0,9 à 1,4	1,8 à 2,6	2,3 à 4,1
	précipitation	198 à 402	-0,9 à 5,3	-0,3 à 5,9	-2,3 à 6,8
Automne	température	0,9 à 10,8	1,0 à 1,6	1,8 à 2,8	2,4 à 4,1
	précipitation	215 à 370	-2,3 à 4,5	-0,1 à 8,2	0,4 à 12,2

Dans les travaux de Roy *et al.* (2001), l'écoulement maximal de l'eau en période de crue va augmenter de 250% et les niveaux d'eau vont être beaucoup plus élevés que les niveaux actuels d'inondation. Cependant, cette étude n'a été menée que pour un seul modèle de climat global et plusieurs hypothèses ont été faites sur l'humidité du sol. L'impact des crues hivernales est plus complexe à étudier, car la hausse des événements de neige intense et des pluies pourrait être contrebalancée par une accumulation de neige moindre et une réduction du couvert de glace. À des conditions similaires d'humidité du sol, le niveau d'eau ayant une récurrence de 1 pour 20 ans va augmenter de 1,5 à 3 m tandis que celui à la récurrence de 1 pour 100 ans augmentera de 2 à 3,5 m. L'événement de pluie ayant lieu en moyenne tous les 20 ans dans le futur correspond aux événements de pluies de crue ayant une récurrence de 1 pour 13 ans. Pour une pluie future ayant lieu tous les 100 ans, elle correspondra à des événements actuels de crue d'une période de retour de 400 à 10 000 ans.

La hausse des débits en hiver va accroître la probabilité d'événements engendrant la remise en suspension et le transport des sédiments avec des impacts sur la géomorphologie et la qualité de l'eau, spécialement en présence d'un couvert de glace (Boyer, Chaumont, *et al.*, 2010). Une hausse de 143% (d'ici 2020) pour la rivière St-François et de 1693% (d'ici 2050) pour la rivière Batiscaan est attendue pour la fréquence des événements de transport des sédiments (Verhaar *et al.*, 2011).

Verhaar *et al.* (2011) ont quantifié l'augmentation du débit attendue pour quelques rivières du sud du Québec d'ici les 25 prochaines années pour un débit ayant lieu tous les 2 ans. Pour la rivière Batiscaan, on s'attend à une augmentation du débit de 1,5 à 2 fois plus élevé, pour la rivière Richelieu entre 1,5 à 4 et pour la rivière St-François entre 1,7 et 2 suivant les modèles cités plus haut. Les changements dus au climat vont affecter l'amplitude et la durée des inondations avec une durée longue plus fréquente et des événements de grande ampleur

en hiver dans les 3 rivières étudiées (Boyer, Verhaar, *et al.*, 2010). L'augmentation en fréquence et en amplitude des événements hivernaux aura pour conséquence l'augmentation du taux de transport des sédiments, car pour un même débit, la pente de la surface de l'eau dans les événements de grande ampleur sera plus élevée en hiver qu'au printemps, car les niveaux d'eau seront élevés (Fagherazzi *et al.*, 2005). Comme les pentes des rivières sont faibles, l'impact des changements sur l'hydraulique et la contrainte de cisaillement du lit est important. L'effet saisonnier de ces événements est visible sur l'ensemble des rivières. L'impact du changement du niveau de l'eau (perte de 0,5 à 1 m) dans le fleuve Saint-Laurent provoquera une hausse du transport des sédiments de 40% dans les rivières St-François et Richelieu et de 116% dans la rivière Batiscan. L'érosion du lit augmentera en conséquence. Cela provoquera des changements à long terme sur l'écoulement des cours d'eau.

Aussi, le changement du lit des rivières a été étudié par Verhaar *et al.* (2010) dans les rivières Batiscan, Richelieu et St-François. On observe de 2010 à 2099 une hausse de l'apport annuel en matériaux sur l'ensemble des rivières et pour chacun des modèles pour tous les scénarios. Concernant l'enlèvement de matériaux, la tendance est moins évidente, pour le scénario A2, la rivière Batiscan s'attend à délivrer plus de sédiments qu'actuellement tout comme la rivière Richelieu tandis que la rivière St-François délivrera moins de sédiments dans ses effluents. Au final, une accumulation moins élevée de sédiments sera à prévoir dans la rivière Batiscan. Actuellement, la rivière Richelieu a un déficit en sédiments (il en sort plus que ce qui est apporté) et la tendance va s'inverser suivant les prévisions faites par Verhaar *et al.* (2010). L'enlèvement de sédiments dans la rivière St-François sera moins fort.

En conséquence, ces apports et ces enlèvements auront des conséquences sur la géomorphologie du lit. Pour la rivière Batiscan, tous les modèles s'accordent à dire que plus l'on s'éloigne de l'embouchure plus l'élévation du lit sera moindre. Pour la rivière Richelieu, cela suit la même tendance jusqu'à 5 km de l'embouchure. Passé ce niveau, les modèles vont d'un déficit de 4 cm à une hausse de 2 cm du lit. Pour la rivière St-François, la tendance générale est à la hausse. Cependant, certains modèles ont quantifié des pertes de 5 à 12,5 km de distance de l'embouchure. L'embouchure sera la plus touchée par la hausse du niveau du lit (de 1 cm à 10 cm).

L'étude de Verhaar *et al.* (2010) met donc en évidence que, même si les changements climatiques vont avoir un impact sur les débits (Longfield & Macklin, 1999), ils auront tout autant des impacts sur le fond et le transport de sédiments. Ces changements vont affecter le risque d'inondation par la dégradation ou l'aggradation du fond (Lane *et al.*, 2008). L'aggradation va accroître le risque d'inondation tandis que la dégradation va décroître ce risque mais accroître le potentiel d'érosion. La dégradation de la qualité de l'eau risque donc d'être aggravée par les changements géomorphologiques attendus.

Région de Montréal

La région de Montréal, soumise à un climat continental, a connu quant à elle une hausse de sa température annuelle moyenne comprise entre 1,01 et 1,25°C entre 1960 et 2003. Avec

97% de la population vivant dans des bassins versants en zone urbaine, la pression sur ceux-ci est importante même si les ressources sont abondantes. Les bassins versants en zone urbaine sont notamment sensibles aux impacts des changements climatiques (Nantel *et al.*, 2005; Rousseau *et al.*, 2003).

L'étude d'impacts sur la rivière de Châteauguay met en avant qu'aucune tendance significative n'a été décelée concernant le risque hydrologique après l'analyse des données intérieures. Ceci est notamment dû à l'impact du phénomène El-Niño dans le sud du Québec et de l'Ontario (Awadallah *et al.*, 1999).

Une étude menée par Brissette *et al.* (2006) a mis en avant que, dans le cadre de bassins versants moyens à larges (de 10^3 à 10^6 km²), l'extremum dans l'écoulement est presque invariablement lié à la fonte des neiges. Le temps de concentration est assez élevé pour que les orages convectifs ne soient pas assez longs ou ne couvrent pas assez l'ensemble du bassin versant pour avoir un effet sur l'écoulement en été ou en automne.

Les résultats des études menées par Roy *et al.* (2001) et Verhaar *et al.* (Verhaar *et al.*, 2010, 2011) dans les rivières affluentes du fleuve Saint-Laurent dans la région proche de Montréal doivent être utilisés avec prudence pour la rivière des Prairies.

4. Méthodologie / données

a. Objectifs A1 et A4

Modèle hydrologique SWMM

Le modèle *Storm Water Management Model* (SWMM 5) développé par la United States Environmental Protection Agency (USEPA) a été utilisé (Rossman, 2009). SWMM permet la modélisation du ruissellement à la surface et de l'écoulement dans les conduites, principalement pour les zones urbaines (Rossman, 2009). La mise en place de SWMM nécessite de préciser les caractéristiques des surfaces (imperméabilité liée notamment à l'occupation des sols, pente, etc.) pour simuler le ruissellement et les caractéristiques du réseau (pente et diamètre des conduites par exemple) pour simuler l'écoulement en conduites. Il prend également en compte les eaux sanitaires. Il est largement utilisé de nos jours, notamment pour modéliser les réseaux urbains et évaluer les impacts des changements climatiques (Aad *et al.*, 2010; Bolduc, 2010; Brière, 2012; Huber & Cannon, 2002; Pitt & Voorhees, 2010). Il permet de modéliser tant la qualité que la quantité des eaux (MDDEP, 2011; Rossman, 2009).

Secteur étudié

Le secteur étudié, présenté à la Figure 8, est un secteur urbain du Québec, Canada.

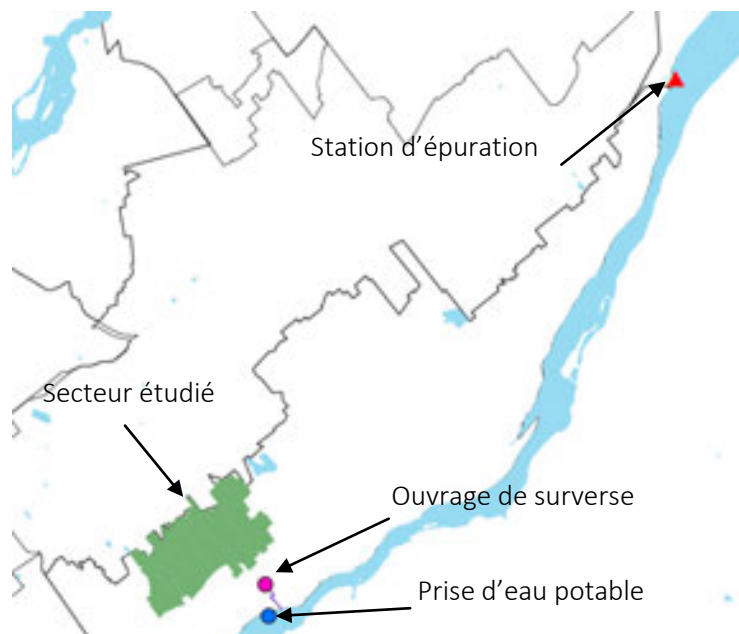


Figure 7. Secteur étudié

Il couvre 341 ha, compte environ 21 000 habitants et a une occupation résidentielle à 77%, commerciale à 10%, institutionnelle à 11% et industrielle à 2%. Le réseau est à la fois combiné (unitaire, 35% de la superficie) et pseudo-sanitaire (pseudo-séparatif, 65%). Les

eaux sanitaires du secteur étudié et une partie des eaux de ruissellement sont acheminées vers un ouvrage de surverse. À cet ouvrage, une fraction des eaux est dirigée vers la station d'épuration et, le cas échéant, l'autre fraction est déversée au cours d'eau récepteur. Les eaux de ruissellement des rues de la partie pseudo-séparative sortent du secteur étudié. L'ouvrage de surverse reçoit les eaux sanitaires et les eaux de ruissellement issues des toits plats, des drains de fondations et des entrées en dépressions de la partie pseudo-séparative ainsi que les eaux de ruissellement et sanitaires de la partie unitaire.

Comme le but du projet est de modéliser la mise en place de jardins de pluie, seules les eaux pluviales arrivant au réseau par ruissellement dans la rue ont été prises en compte. Donc l'apport pluvial de la partie pseudo-séparative (qui a une occupation majoritairement résidentielle et peu de toits plats) a été négligé. Seules les eaux sanitaires ont été modélisées pour cette partie du réseau. Les eaux pluviales, sanitaires et parasites de la partie unitaire ont été prises en compte. Ces différents apports (pluviaux, sanitaires et parasites) seront caractérisés en détails plus loin dans ce rapport.

On dénombre en moyenne 36 épisodes de surverses par an de 2009 à 2011 (SOMAE, 2009-2011). De septembre 2009 à juillet 2010, une campagne d'échantillonnage a été effectuée par une étudiante au doctorat et a permis de récolter des données de débit, de volume et de durée des surverses de même que les concentrations en *E. coli* et MES pour 7 événements de surverses survenus pendant cette période (Madoux-Humery *et al.*, 2011).

Le secteur étudié a été divisé en 121 sous bassins de superficies comprises entre 0,96 et 8,38 ha. Cette division a été effectuée en utilisant les fichiers fournis par la ville partenaire du projet. Étant donné que les volumes de ruissellement (notamment à travers les caractéristiques d'imperméabilité des sous bassins) et les débits sanitaires sont influencés par l'occupation du sol, l'occupation du sol a été déterminée pour chaque sous bassin en utilisant ArcGIS et Google Earth et en travaillant à partir des fichiers de la municipalité. Les caractéristiques d'imperméabilité de chaque sous bassin ont été déterminé en fonction de l'occupation du sol (valeurs établies par l'équipe d'Alain Mailhot) :

- Occupation unifamiliale superficie imperméable totale de 39% et une superficie imperméable indirectement connectée (exprimée en % de la superficie imperméable totale) de 85%
- Occupation multi-familiale superficie imperméable totale de 51% et une superficie imperméable indirectement connectée (exprimée en % de la superficie imperméable totale) de 77%
- Occupation institutionnelle superficie imperméable totale de 55% et une superficie imperméable indirectement connectée (exprimée en % de la superficie imperméable totale) de 90%
- Occupation commerciale superficie imperméable totale de 83% et une superficie imperméable indirectement connectée (exprimée en % de la superficie imperméable totale) de 93%

- Occupation industrielle superficie imperméable totale de 87% et une superficie imperméable indirectement connectée (exprimée en % de la superficie imperméable totale) de 95%

Les autres paramètres des sous bassins sont les suivants :

- *Width* : paramètre variable d'un sous bassin à un autre, propre à SWMM représentant la largeur de drainage (Lexington-Fayette Urban County Government, 2005)
- *Pente* : 2% (USEPA, 2009)
- *Coefficient de rugosité de Manning* (utilisée pour le calcul de l'écoulement des eaux sur les surfaces perméables et imperméables) : 0,013 (surfaces imperméables) et 0,35 (surfaces perméables) (Rossman, 2009)
- *Rétention en surface* (définie la hauteur d'eau qui peut être stockée sur les surfaces perméables et imperméables) : 1,75 mm (surfaces imperméables) et 8,8 (surfaces perméables) (Rossman, 2009)
- *Infiltration* : le modèle de Horton a été retenu avec un taux d'infiltration maximale de 75mm/h, un taux d'infiltration minimale de 3,6 mm/h et une constante de décroissance de $4h^{-1}$ et une période de temps sec de 7 jours (Rossman, 2009).

Les caractéristiques des nœuds et des conduites ont été déterminés à partir des fichiers de la ville. Le coefficient de Manning utilisé pour calculer l'écoulement dans les conduites a été fixé à 0,013 (Rossman, 2009). Au total, 199 nœuds et 216 conduites ont été modélisés.

Les débits sanitaires et parasites de chaque sous bassin, calculés en fonction de l'occupation du sol, ainsi que les variations des débits sanitaires ont été fixés en se basant sur les données de la littérature (Brière, 2012).

Pour les simulations, le mode « Dynamic wave » de SWMM a été sélectionné et afin d'évaluer le volume des surverses. Cependant avec ce mode, il est impossible de représenter un ouvrage de surverse. Le débit de la conduite arrivant à l'ouvrage de surverse a donc été considéré. Il suffit alors de connaître le débit de pointe de la conduite menant à la station de traitement pour savoir les caractéristiques de surverse en cas de surverse. Une valeur de 0,2 m³/s pour le débit de pointe a été retenue après examen des graphes (surverses simulées et surverses observées) et calcul des différences de volumes simulés et observés.

Évènements pluvieux

Sept surverses ont été échantillonnées durant l'été et l'automne. Les évènements pluvieux ayant engendrés ces surverses ont des périodes de récurrence inférieure à deux ans pour 6 d'entre eux et de 6 ans pour l'autre évènement. Ces évènements pluvieux ont des durées comprises entre 132 minutes et 1143 minutes pour des hauteurs comprises 3,4 mm et 39,8 mm. Les surverses engendrées par ces pluies ont des durées comprises entre 89 minutes et 958 minutes et des volumes compris entre 92 m³ et 19530 m³. Pour plus de détails sur les caractéristiques de ces surverses et ces pluies consulter le mémoire de Laurène Autixier (Autixier, 2012).

Calage du débit

Pour le calage du débit, plusieurs valeurs pour les paramètres *width*, taux d'infiltration maximale et minimale, constante de décroissance pour l'infiltration, rétention de surface pour les surfaces imperméables et les coefficients de Manning pour les conduites et les surfaces imperméables ont été testées. Ces valeurs ont été tirées de la littérature (Rossman, 2009). Pour les détails de ces valeurs et les résultats obtenus, consulter le mémoire de Laurene Autixier (Autixier, 2012). Au total 10 800 combinaisons de paramètres ont été testées. Pour 5 des 7 événements échantillonnés, les résultats obtenus avec chaque combinaison ont été comparés avec les données de terrain grâce à la méthode des moindres carrés afin d'avoir la meilleure correspondance possible entre données de terrain et simulations en terme de débit de pointe, volume et moment où le débit est maximal.

Modélisation des paramètres de qualité

Deux paramètres de qualité ont été modélisés puis calés : les concentrations en MES et *E. coli*

Pour les MES, les données d'échantillonnage ont montré que les MES présents dans les eaux de surverse proviennent des eaux sanitaires, des eaux de ruissellement et de la remise en suspension dans les conduites (Madoux-Humery *et al.*, Unpublished results). Ce dernier point n'est pas pris en compte spécifiquement dans SWMM. Les concentrations dans les eaux sanitaires ont été déterminées en utilisant les données d'échantillonnage pour la concentration moyenne par temps sec (109mg/L) puis en utilisant les valeurs de la littérature pour les variations horaires de ces concentrations (Madoux-Humery *et al.*, Unpublished results; Metcalf and Eddy Inc., 2003). Pour les apports en MES par les eaux de ruissellement, deux fonctions ont été considérées : la fonction d'accumulation sur les surfaces imperméables par temps sec et la fonction de lessivage des MES des surfaces imperméables par la pluie. La fonction exponentielle de SWMM qui a été retenue pour la fonction accumulation (USEPA, 2009) :

$$B = C_1 (1 - e^{-C_2 t})$$

Où B est le taux d'accumulation (kg/ m)

C_1 est l'accumulation maximale possible (kg/ m)

C_2 est la constante du taux d'accumulation (1/jour)

Les coefficients C_1 et C_2 ont été déterminés à partir des valeurs proposées dans USEPA (2009). La fonction exponentielle a été également retenue pour la fonction de lessivage (USEPA, 2009) :

$$w = C_3 q^{C_4} B'$$

Où w est la masse de polluants par unité de temps (kg/h)

C_3 est le coefficient de lessivage ((mm/h)^{-C₄}(h)⁻¹)

q est l'intensité de la pluie au pas de temps t (mm/h)

C_4 est l'exposant de lessivage (sans unité)

B' est le masse de polluant (kg) sur la surface au temps t

Le coefficient C_4 a été déterminé à partir des valeurs proposées par USEPA (2009). La valeur du coefficient C_3 a été calibrée en fonction de l'occupation du sol. Plusieurs valeurs couvrant plusieurs ordres de grandeur ont été testés à partir des valeurs données dans USEPA (2009) la valeur permettant de minimiser la somme des différences au carré entre valeurs simulées et observées a été retenue.

Pour les *E. coli*, les apports par les eaux sanitaires et par les eaux de ruissellement ont été considérés. L'accumulation et le lessivage des *E. coli* accumulés sur les surfaces imperméables a été modélisé en considérant que 50% des *E. coli* sont attachés aux MES (Wu *et al.*, 2009), qu'il y a 60 650 *E. coli* /g MES pour une occupation du sol résidentielle et 36 900 *E. coli* /g MES pour une occupation commerciale ou institutionnelle (Manning *et al.*, 1977). Un taux d'inactivation pour les *E. coli* dans les conduites de 5.10^{-3} h^{-1} a été retenu (Wu *et al.*, 2009). Pour chaque événement, deux coefficients ont été introduits pour moduler la concentration moyenne ($7,09 \cdot 10^6$ MPN/100 mL, valeur tirée des résultats de la campagne d'échantillonnage) en *E. coli* utilisées pour les eaux sanitaires : un coefficient horaire représentant les variations horaires des concentrations (ce coefficient est le même pour tous les événements) et un coefficient événementiel, spécifique à chaque événement, permettant de modéliser les variations saisonnières et les variations d'un événement à un autre. Le coefficient horaire a été tiré des valeurs d'échantillonnage. Pour le coefficient événementiel, plusieurs valeurs à des intervalles de 0,5 (1; 1,5; 2, etc.) ont été testées pour chaque événement et le coefficient retenu pour chaque événement a été celui qui permettait de minimiser la somme des différences au carré entre données de terrain et simulation.

Modélisation des jardins de pluie

Pour la modélisation des jardins de pluie, le modèle développé sous SWMM décrit auparavant et calé a été utilisé.

Dans le cadre de cette étude des jardins de pluie avec filtration et recharge partielle ont été retenus pour une mise en place sur les aires de stationnement des zones commerciales et résidentielles. Une attention particulière a été portée afin d'évaluer la faisabilité de l'implantation de jardins de pluie sur les zones de stationnement du secteur (grâce à l'utilisation de Google Earth et ArcGIS) en fonction des caractéristiques du drainage comme le sens d'écoulement des eaux de ruissellement et les contraintes d'espace. La faisabilité de la mise en place des jardins de pluie a également été déterminée en considérant la proximité du réseau d'égout. Des jardins de pluie avec drain ont été modélisés puisque que ce type d'aménagement est recommandé lorsque la charge en polluant du ruissellement est élevée, ce qui est le cas des zones de stationnement (The Prince George's County, 2007).

Tel que modélisés sous SWMM les jardins de pluie sont composés d'un réservoir de surface, d'un sol, d'un réservoir de profondeur et d'un drain. L'eau drainée va d'abord être acheminée au réservoir de surface, infiltrée dans le sol jusqu'au réservoir en profondeur et éventuellement, si la capacité d'évacuation et de stockage du jardin a été dépassée, être évacuée par le drain vers le réseau d'égout. Le réservoir de surface a une profondeur de 250

mm (Mailhot *et al.*, 2008). Pour le sol du jardin de pluie, un loam sableux a été sélectionné (Davis *et al.*, 2009; Rossman, 2009; The Prince George's County, 2007) dont les caractéristiques sont : porosité de 0,45, conductivité hydraulique de 11 mm/h, point de flétrissement de 0,085 (le point de flétrissement correspond au taux d'humidité nécessaire pour que la plante plantée dans le sol ne flétrisse pas) et une capacité de champ de 0,19. Pour les caractéristiques du réservoir de profondeur, les valeurs suggérées dans le manuel de SWMM ont été retenues : hauteur de 150 mm et indice de vide de 0,5. Pour le taux d'infiltration des sols autour des jardins de pluie, la valeur conservatrice de 1,3 mm/h a été sélectionnée (sol de type argilo-limoneux). Une validation de cette valeur grâce à des mesures sur le terrain serait nécessaire. Pour le drain, le coefficient a été ajusté pour que le réservoir de surface soit vide 24h après une pluie de 22mm de durée 6h (ARC and GDNR, 2001; Mailhot *et al.*, 2008). La hauteur du drain a été fixée à 13 mm (The Prince George's County, 2007).

La superficie des jardins de pluie a été déterminée en considérant que les jardins de pluie doivent être capables de capter 90% des événements pluvieux soit des événements avec une hauteur de pluie inférieure à 22 mm et une durée de moins de 6 heures (MDDEP, 2011). La superficie totale d'un jardin nécessaire pour drainer la totalité d'une zone de stationnement drainée a été calculée en prenant en compte la profondeur du réservoir de surface (250 mm), le fait que les jardins doivent capter des pluies d'une hauteur maximale de 22 mm et le fait qu'une partie de l'eau va s'infiltrer au fur et à mesure de l'évènement dans le jardin. Comme une partie de l'eau s'infiltre, il faudra une plus petite superficie de jardin pour drainer les eaux comparativement à un réservoir théorique de stockage pour stocker le même volume d'eau. Ce point a été pris en compte en introduisant un facteur de 0,54 (facteur déterminé par l'équipe d'Alain Mailhot).

Les emplacements potentiels pour l'implantation de jardins de pluie ont été déterminés en utilisant ArcGIS et Google Earth. L'emplacement des jardins de pluie a été déterminé en choisissant de préférences des zones perméables proches du réseau d'égout et de zones de stationnement dans le but d'éviter de réduire les zones de stationnement. Si la surface perméable était suffisante et si les eaux de la zone imperméable étaient naturellement drainées vers la zone perméable alors le jardin de pluie était modélisé à l'emplacement de la zone perméable et aucun changement n'était apporté aux caractéristiques des surfaces perméables et imperméables du sous-bassin considéré. Dans le cas contraire, une partie du jardin de pluie était modélisée sur la surface imperméable (donc une partie de la zone imperméable est aménagée en jardin de pluie) et les caractéristiques de perméabilité du sous-bassin ont été ajustées. Ainsi la zone imperméable du secteur étudié a été réduite de moins de 1%. Pour un même sous bassin, si plusieurs jardins de pluie pouvaient être mis en place, ces jardins de pluie étaient représentés par un seul et même jardin de pluie sous SWMM avec une superficie égale à la somme des jardins de pluie. Dans tous les cas, les superficies des zones drainées ne dépassent pas 2 ha (ARC and GDNR, 2001). Les superficies des jardins de pluie tels que modélisés sont comprises entre 24 m² et 606 m². Au

total, la superficie totale drainée représente 21% de la superficie imperméable directement connectée au réseau (la superficie imperméable directement connectées exclut par exemple, certains toits dont les eaux de ruissellement sont dirigées vers des surfaces perméables).

Une fois que la capacité maximale d'implantation des jardins de pluie a été déterminée en considérant que les jardins de pluie sont mis en place à tous les emplacements identifiés, différents scénarios ont été considéré correspondant à la mise en place « partielle » de jardins de pluie. Par exemple, le scénario 25% représente une mise en place de 25% (en termes de superficie) des jardins de pluie repérés, soit 25% de la capacité maximale. Ces emplacements ont été sélectionnés aléatoirement. Ces différents scénarios (0%, 25%, 50% et 100%) ont été utilisés en prenant comme événements pluvieux les sept événements échantillonnés pour voir l'impact qu'aurait eu la mise en place de jardins de pluie lors de ces sept événements. La Figure 9 montre le scénario 100% c'est-à-dire l'ensemble des surfaces tributaires. Cela représente une centaine de jardins de pluie mis en place sur 29 sous bassins. La figure 10 montre un exemple de jardins de pluie et de surfaces tributaires.

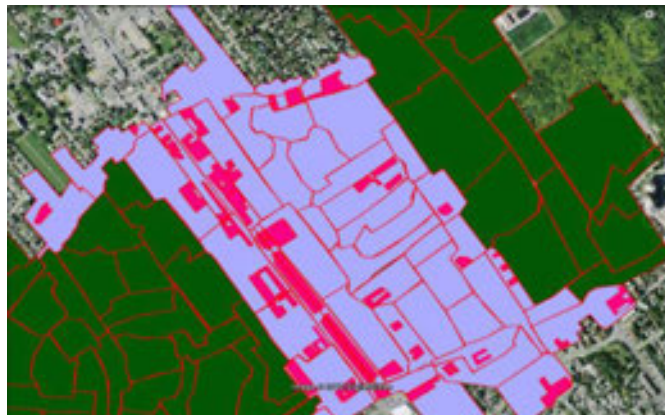


Figure 8. Surfaces tributaires potentielles (en fushia) pour le secteur étudié (Autixier, 2012)



Figure 9. Exemple d'emplacement de jardins de pluie (en vert) et de surfaces tributaires (en violet) (Autixier, 2012)

b. Objectif B1

Le modèle Hydrosim fourni par le CEHQ est calé en période de crue. Le calage du modèle en étiage se fait en variant le coefficient de Manning sur la portion étudiée (amont du barrage d'Hydro-Québec). Cette calibration se base sur 5 campagnes de mesures (3 en août 2011, 2 en août 2012) et 5 points d'observations retenus (certains points n'ont pas été retenus, car hors du maillage, inaccessibles ou faussés par la présence de travaux). Les campagnes ont été effectuées avec l'aide de M. Jean Bélanger, chargé de cours à l'École Polytechnique de Montréal.

Tableau 10. Mesures de niveaux d'eau

Date	23 août 2011		Débit	689,5	m3/s
		élévation BM	R	AV	NE
9.2		18,609	1,153	2,604	17,158
9.4		19,765	0,837	3,4	17,202
9.5		20,135	1,037	3,95	17,222
9.6	pont ferroviaire	22,642	5,43		17,212
11.		20,135	0,957	3,491	17,601

Date	26 août 2011		Débit	702,4	m3/s
		élévation BM	R	AV	NE
9.2		18,609	1,097	2,573	17,133
9.4		19,765	0,718	3,354	17,129
9.5		20,135	0,933	3,841	17,227
9.6	pont ferroviaire	22,642	5,35		17,292
11.		20,135	0,984	3,521	17,598

Date	31 août 2011		Débit	687,1	m3/s
		élévation BM	R	AV	NE
9.2		18,609	1,154	2,577	17,186
9.4		19,765	0,71	3,279	17,196
9.5		20,135	0,887	3,825	17,197
9.6	pont ferroviaire	22,642	5,37		17,272
11.		20,135	0,901	3,431	17,605

Tableau 10-bis. Mesures de niveaux d'eau

Date	6 septembre 2012		Débit	502,4	m3/s
		élévation BM	R	AV	NE
9.2		18,609	1,009	2,4469	17,1711
9.4		19,765	0,4612	3,077	17,1492
9.5		20,135	0,6838	3,6981	17,1207
9.6	pont ferroviaire	22,642		5,31	17,332
11.		20,135	0,6191	3,38154	17,37256

Date	10 septembre 2012		Débit	540,4	m3/s
		élévation BM	R	AV	NE
9.2		18,609	0,8856	2,3287	17,1659
9.4		19,765	0,4641	3,0765	17,1526
9.5		20,135	0,547	3,5359	17,1461
9.6	pont ferroviaire	22,642		5,38	17,262
11.		20,135	0,5934	3,2681	17,4603

Les niveaux d'eau ont été mesurés avec une précision de ± 5 cm.

Il est important de préciser que le comportement en crue et en étiage diffère par la quantité d'eau qui transite dans le canal. En étiage, le frottement, exprimé par le coefficient de Manning, prend moins d'importance qu'en crue car les vitesses d'écoulement sont généralement plus faibles et que le frottement est fonction de la vitesse. De plus, les profondeurs d'eau en étiage sont moins élevées qu'en crue. Les détails morphologiques du lit prennent alors plus d'importance et contribuent d'autant plus à l'explication des niveaux d'eau. Ainsi, la seule modification du coefficient de Manning peut ne pas permettre d'arriver à un ajustement satisfaisant du calage. Cependant, il est important d'observer que les débits qui transitent au travers de la rivière des Prairies restent élevés même en étiage (600 m3/s en moyenne).

Pour le calage d'un modèle, il est important de calibrer les conditions frontières. En amont, il y a 2 entrées du débit où il est nécessaire de donner un niveau et un débit correspondant au modèle. En aval, il n'y a qu'une sortie où il est nécessaire de donner uniquement le niveau. La répartition du débit entre l'entrée nord et l'entrée sud est déterminée par un pourcentage (47% au nord, 53% du débit au sud). Ces pourcentages sont basés sur les observations faites en période de crue (écart type de 1,07%). Aucune autre donnée ne nous permettait d'établir la répartition des débits.

Le niveau d'eau n'ayant pas pu être mesuré à l'amont en période d'étiage, nous avons déterminé des relations débit-niveau à partir des données de crue disponibles. La relation débit-niveau est établie pour chaque entrée avec les données de crue.

Pour l'entrée nord : $Niveaunord = 0,0022 Q_N + 20,908 ; R^2 = 0,9914$

Pour l'entrée sud : $Niveausud = 0,0016 Q_S + 21,414 ; R^2 = 0,9820$

Par ailleurs, le débit amont est aussi contrôlé du fait de la gestion de son principal affluent, la rivière des Outaouais.

Pour la condition en aval, des données ont été récoltées durant les 5 campagnes de mesures. Le point aval correspond à une mesure en amont d'un barrage géré par Hydro-Québec. Ainsi, il est difficile de sortir une relation niveau-débit uniquement avec les données d'étiage ($R^2 = 0,109$). En prenant en considération les données en période de crue issues du modèle Hydrosim sur la rivière des Prairies, on peut ressortir une relation :

$$Niveauaval = 7 * 10^{-5} Q + 17,121 ; R^2 = 0,9466$$

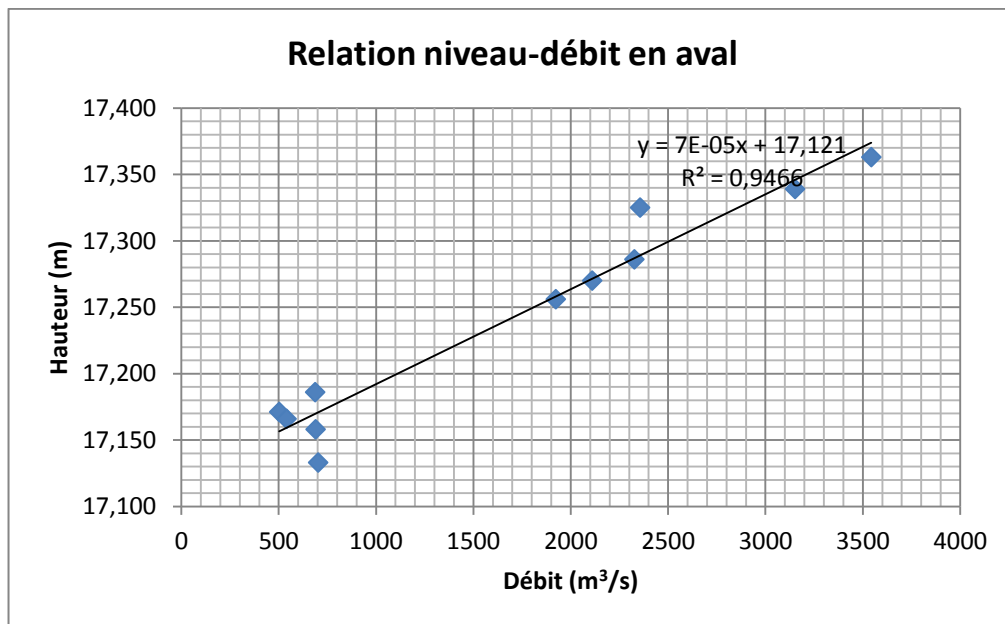


Figure 10. Relation Niveau-débit en aval

On peut observer que les valeurs en étiage (entre 500 et 700 m³/s) sont éloignées de la droite de régression. En utilisant la relation, on obtient des niveaux synthétiques qui induisent une erreur maximale de 3,9 cm, la précision voulue étant de ± 5 cm.

Tableau 11. Niveaux synthétiques de la condition en aval

Débit (m ³ /s)	Niveau observé (m)	Niveau calculé (m)	Erreur (m)
502,4	17,171	17,156	0,015
540,4	17,166	17,159	0,007
687,1	17,186	17,169	0,017
689,5	17,158	17,169	-0,011
702,4	17,133	17,170	-0,037
1923,0	17,256	17,256	0,000
2110,0	17,270	17,269	0,001
2326,6	17,286	17,284	0,002
2356,0	17,325	17,286	0,039
3152,0	17,339	17,342	-0,003
3543,5	17,363	17,369	-0,006

Les simulations sont effectuées avec le niveau synthétique.

Avec cette relation, il faut cependant être prudent car lors de la crue, le débit entrant à la centrale passe par les turbines et le déversoir latéral, ce qui ne se produit peut-être pas en étiage. Nous n'avons pu avoir plus de précisions à ce sujet.

Après l'établissement des conditions frontières, on simule les débits des campagnes de mesure et on observe les résultats aux frontières et aux sites d'observation. Le calage se fait par essai-erreur par modification du coefficient de Manning sur des tronçons de frottement déterminés dans le modèle Hydrosim donné par le CEHQ. Dans un premier temps, on agit sur le tronçon où le site d'observation semble présenter une grande erreur et on vient ajuster les tronçons voisins pour éviter les sauts de valeur dans la vitesse d'écoulement ou les niveaux d'eau.

Pour l'établissement des scénarios d'observations, une analyse fréquentielle a été effectuée en crue et en étiage.

c. Objectif B2

En climat futur, les débits s'appuient sur les travaux de M. Robert Leconte et de son équipe de l'Université de Sherbrooke (Huaranga Alvarez & Leconte, 2012). Ce qui suit se base sur le rapport fourni dans le cadre sur ce projet. Les étapes suivies sont les suivantes:

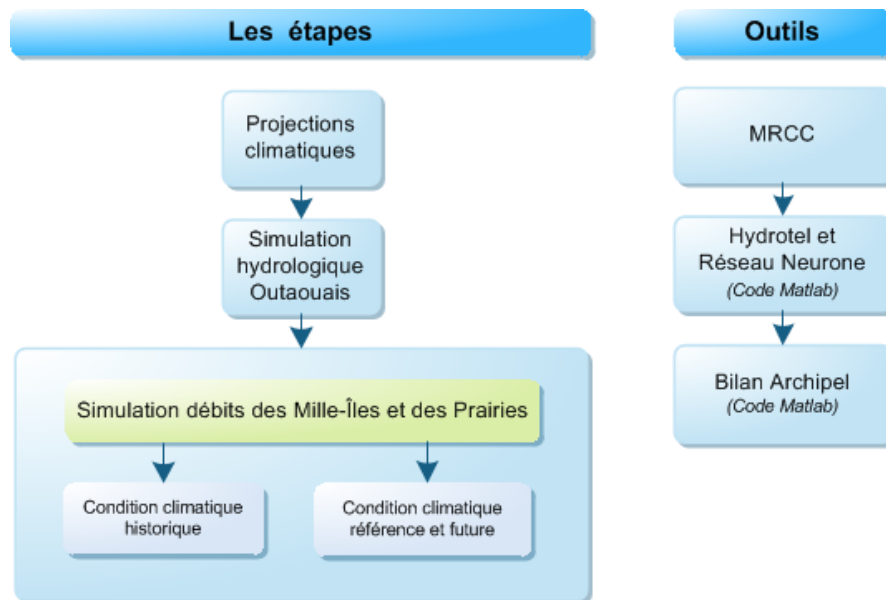


Figure 11 La méthodologie du travail (Huaranga Alvarez & Leconte, 2012)

La projection climatique utilisée dans cette étude, transmise par le CEHQ, est issue du modèle régional du climat canadien (MRCC) couplé au modèle de climat global canadien MCGC. La période de référence s'étend de 1971 à 2010 et la période future couvre 2041 à 2070. Celle-ci est composée de données de températures minimales et maximales ainsi que des précipitations. Elle correspond au scénario d'émission de gaz à effet de serre A2.

Le MRCC réalise des simulations avec une résolution spatiale de 45 km avec un pas de temps de 15 minutes entre chaque itération (ESCER). Les températures et précipitations ont été converties par le CEHQ en chroniques journalières, qui ont été par la suite débiaisées selon la méthode LOCI.

L'évolution des températures et des précipitations a été étudiée via une analyse par année et par saisons. Trois saisons ont été évaluées: le printemps (AMJ), l'été-automne (JASON) et l'hiver (DJFM).

Dans cette projection, le travail a été effectué pour la rivière des Mille-îles et pour la rivière des Prairies, toutes deux principalement alimentées par la rivière des Outaouais. La gestion du bassin versant de la rivière des Outaouais n'étant pas disponible, l'équipe a utilisé un réseau de neurones pour simuler la gestion du bassin, créé à l'aide de l'outil Matlab. La vérification s'effectue sur la valeur du débit à Carillon. Pour la création et l'évaluation de la performance du réseau de neurones on utilise le modèle hydrologique Hydrotel.

Le modèle Hydrotel (Fortin *et al.*, 2001) a été créé par l'Institut National de Recherche Scientifique, Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de Québec. Hydrotel nécessite peu de données météorologiques en s'ajustant à la quantité des données disponibles. Il devient possible de choisir les équations à utiliser suivant la disponibilité des données.

Pour créer le réseau de neurones, il faut réaliser ce qu'on appelle un apprentissage. On effectue ensuite une simulation pour estimer sa performance. Les intrants à l'étape d'apprentissage sont : les débits et les équivalents en eau de la neige (EEN) simulés par Hydrotel (sans barrages), les degrés-jours et les précipitations des 10 derniers jours. Les données de sorties utilisées dans l'étape d'apprentissage sont les débits observés. On considère pour cette étude que Carillon est l'exutoire de tout le bassin versant de la rivière des Outaouais. Les débits et les EEN utilisés correspondent à cet endroit, les degrés-jours et les précipitations correspondent au bassin versant de la rivière des Outaouais.

Les apprentissages ont été réalisés en considérant quatre périodes distinctes à l'intérieur de l'horizon 1980-2009: la période complète, une période froide (1980-1996), une période chaude (1997-2009) et une période froide-chaude (1990-2003). Cela crée un réseau de neurones différent pour chacune d'elles.

Enfin, quatre simulations ont été effectuées en utilisant les quatre réseaux de neurones pendant toute la période (1980-2009). Celles-ci permettent d'évaluer la performance des réseaux de neurones sous différents entraînements. On utilise le critère de Nash-Sutcliffe pour évaluer le réseau de neurones.

$$F = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_o(i) - Q_s(i))^2}{\sum_{i=1}^n (Q_o(i) - \bar{Q}_o)^2}$$

Où, F représente le coefficient de Nash, Q_o représente le débit observé, Q_s représente le débit simulé, $\bar{Q}_o$ représente le débit observé moyen et n représente le nombre des données.

Pour simuler les débits dans les rivières des Prairies et des Mille-Îles, il faut effectuer un bilan hydrique sur l'Archipel de Montréal. Le modèle permettant ce bilan a été fourni par le CEHQ puis modifié pour ne considérer que la partie nord de l'Archipel contenant le lac des Deux Montagnes. Les apports au lac sont les débits à Carillon simulés par le réseau de neurones, les débits à la rivière du Nord simulés par Hydrotel et les apports latéraux au lac estimés à 2.49 fois les débits de la rivière du Nord. Des simulations ont d'abord été faites en mode historique pour évaluer la performance du réseau de neurones combiné à la modélisation hydrologique du bassin versant de la rivière des Outaouais en comparant les débits simulés à ceux observés. Les débits des rivières des Mille-Îles et des Prairies ont été simulés quatre fois. Les trois premières simulations sont des apprentissages pour trois périodes : la période entière, soit 1980 à 2009, la période froide et la période chaude. La quatrième simulation correspond à la simulation en utilisant les débits observés à Carillon, appelée « évaluation ». Cette dernière simulation examine l'impact du réseau de neurones sur les simulations des débits des rivières des Mille-Îles et des Prairies. Les coefficients de Nash maximaux qui peuvent être obtenus utilisant le bilan Archipel y sont aussi montrés.

Pour ces quatre simulations (total, froide, chaude et évaluation), une analyse de biais sur les étiages et les crues est faite. Les débits minimal, maximal et moyen (Q_{moy_min} , Q_{moy_max} et Q_{moy}) sont déterminés pour chaque année simulée et observée. Pour toute la période de simulation, on calcule la moyenne des débits. Le biais (%) a été calculé avec la formule qui suit.

$$Biais(\%) = \frac{Q_{sim} - Q_{obs}}{Q_{obs}} * 100$$

Les données observées sont présentes à partir de 1913 à 2008 pour la rivière des Mille-Îles et à partir de 1923 à 2001 pour la rivière des Prairies. En conséquence, les coefficients de Nash ont été calculés à partir de 01-01-1980 à 31-12-2008 pour la rivière des Mille-Îles et à partir de 01-01-1980 à 31-09-2001 pour la rivière des Prairies.

Finalement, on effectue une analyse des débits journaliers : on calcule le débit moyen et l'écart-type journalier observé et simulé correspondant aux périodes analysées sur les rivières des Mille-Îles et des Prairies. On utilise pour cette analyse les débits obtenus avec le réseau de neurones créé pendant l'apprentissage pendant toute la période. L'équation utilisée pour le calcul d'écart-type est :

$$s = \left(\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right)^{\frac{1}{2}}$$

Où s représente l'écart-type, n représente le nombre des années.

Enfin, on modélise dans le futur. Les climatologies MRCC de référence et de futur disponibles sont d'une durée de 40 ans (1961-2000) et 30 ans (2041-2070) respectivement. Cependant, l'analyse entre la période de référence et la période future a été réalisée pendant 29 années respectivement pour tenir compte du même nombre des années que pour les débits. Ainsi, la période d'analyse de référence sera de 1972 à 2000 et la période future est fixée de 2042 à 2070.

On procède de façon similaire pour simuler les débits des rivières des Mille-Îles et des Prairies, en utilisant les données du MRCC. Dans un premier temps, Hydrotel fournit les débits à Carillon en utilisant les données du MRCC. Cependant, ces débits ont été obtenus en posant l'hypothèse que le réseau hydrographique de la rivière de l'Outaouais est sans barrages. Pour avoir les débits à Carillon simulés avec barrages, seulement un des réseaux de neurones créés précédemment a été utilisé : le réseau de neurones pour l'entièreté de la période.

Dans un second temps, les données en entrées utilisées pour réaliser la simulation avec réseau de neurones, sont les débits et les EEN à Carillon sans gestion de barrages, les degrés-jours et les précipitations des 10 derniers jours des données de précipitation et température du MRCC.

Après obtention des débits à Carillon avec considérations des barrages, le bilan sur l'archipel de Montréal a été réalisé. Le bilan donne en sortie les débits des rivières des Mille-Îles et des

Prairies. Enfin, on estime la tendance des débits en période future par rapport à la période de référence avec une analyse des débits moyens journaliers annuels. En complément, une analyse de la dispersion des débits journaliers a été effectuée. Cela consiste à calculer l'écart-type journalier de la période de référence et de la période future des rivières des Mille-Îles et des Prairies.

d. Objectif B3

Les données d'atténuation d'*E.coli* se basent actuellement sur les résultats trouvés au sein de l'objectif A. Les travaux de Laurène Autixier permettent de déterminer la cinétique de décroissance des *E. coli*. Les travaux de Mariam Hajj-Mohamad permettent de déterminer la cinétique des composés pharmaceutiques. Les campagnes de mesures d'Anne-Sophie Madoux-Humery permettent le calage du modèle Dispersim ainsi que les données recueillies d'Annie Carrière. La modélisation se fait à partir du module Dispersim développé par le CEHQ.

L'établissement des scénarios se fait en couplant les données de débit et de concentrations de contaminants. Cette partie est en cours de développement.

e. Objectif C1

La capacité d'adduction future est en lien direct avec les débits projetés. La méthodologie des débits futurs est décrite à l'objectif B2. Le niveau de l'eau est directement lié aux débits et de là nous pouvons donc en déduire la capacité d'adduction. Il nous faut donc connaître les niveaux d'eau nécessaires à une adduction optimale et les scénarios établis en B3. Cet objectif est en cours de développement parallèlement à l'objectif B3.

f. Objectif C2

Les impacts sur la qualité de l'eau traitée seront déterminés à partir du modèle Hydrosim couplé à Dispersim après l'établissement de scénarios. Les impacts seront mesurés en termes de concentrations à la localisation des prises d'eau. Cet objectif est en cours de développement suite à l'objectif B.

5. Résultats

a. Objectifs A1 et A4

Les résultats détaillés ainsi que les graphiques présentant les débits mesurés et simulés ainsi que les concentrations en MES et les *E. coli* sont disponibles dans le mémoire de Laurène Autixier (Autixier, 2012).

Calage du débit

Trois critères seront présentés dans ce rapport pour évaluer la qualité du calage du débit : la différence entre le volume total de surverse simulé et mesuré, la différence entre le débit de pointe mesuré et simulé et le coefficient de Nash-Sutcliffe. Une valeur négative pour les différences de volume et de débit indique que le modèle sous-estime les valeurs observées. Le coefficient de Nash-Sutcliffe, compris entre $-\infty$ et 1, permet d'évaluer la valeur prédictive d'un modèle : plus il est proche de 1, plus les valeurs simulées sont près des valeurs observées. Ces trois critères sont présentés aux Figures 13, 14 et 15. Les formes des courbes des débits simulés et mesurés sont similaires de même que l'heure à laquelle le débit de pointe a eu lieu.

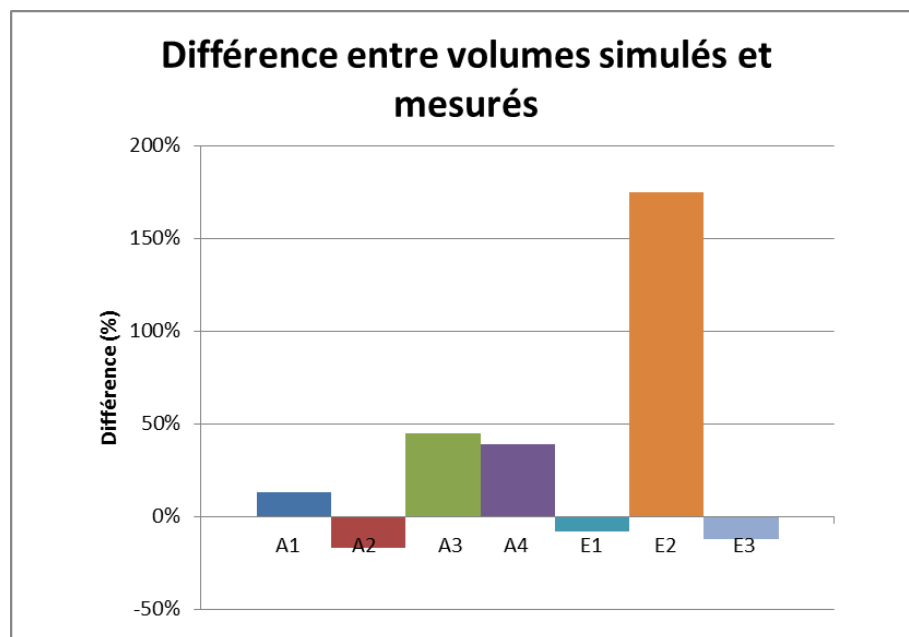


Figure 12. Différence entre les volumes simulés et mesurés

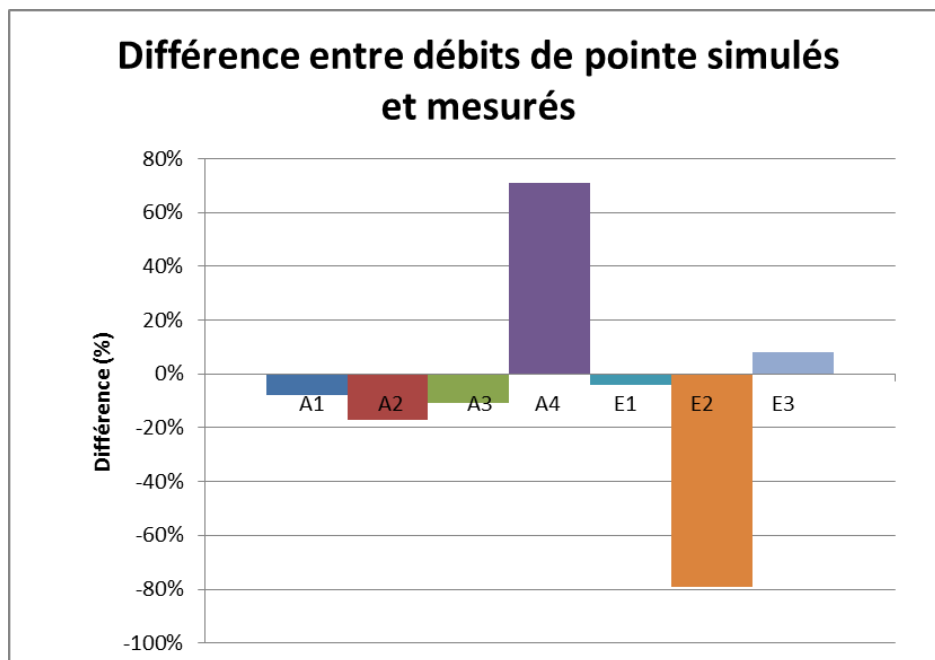


Figure 13. Différence entre les débits de pointe simulés et mesurés

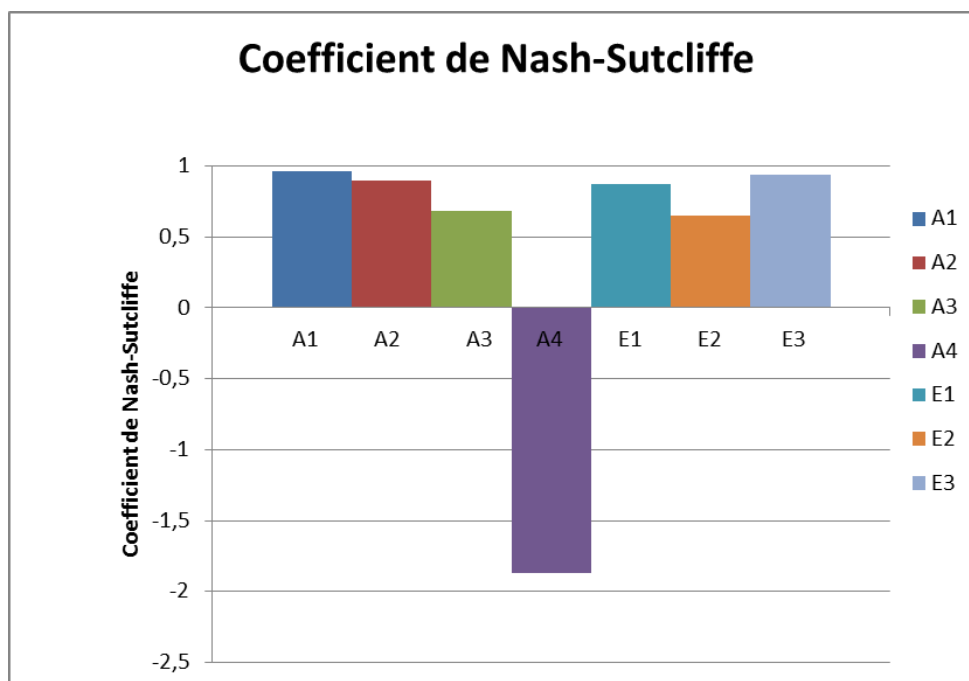


Figure 14. Coefficients de Nash-Sutcliffe

Calage des concentrations en MES

Trois critères ont été évalués pour le calage des concentrations en MES : la différence entre les concentrations en MES moyennes simulées et mesurées, la différence entre les concentrations en MES maximales simulées et mesurées et les coefficients de Spearman.

Plus le coefficient de Spearman est proche de 1, meilleur est le calage (Helsel & Hirsch, 2002). Seul pour l'évènement E3, le coefficient de Spearman n'est pas significatif, car la valeur de p est inférieure à 0,05. Une valeur négative pour les différences de concentrations indique que le modèle développé sous SWMM sous-estime la réalité. Les heures pour lesquelles la concentration maximale a été observée et simulée sont similaires.

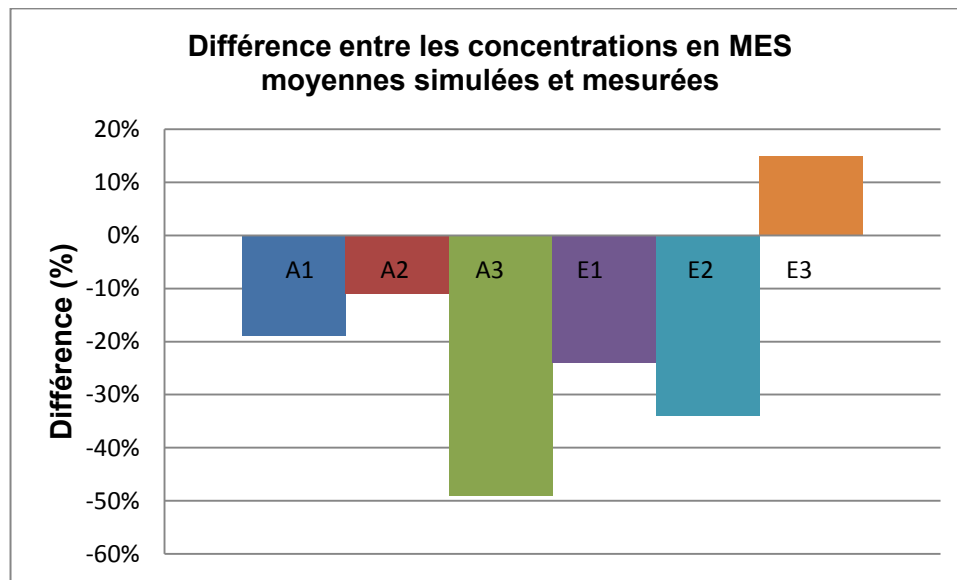


Figure 15. Différence entre les concentrations en MES moyennes simulées et mesurées

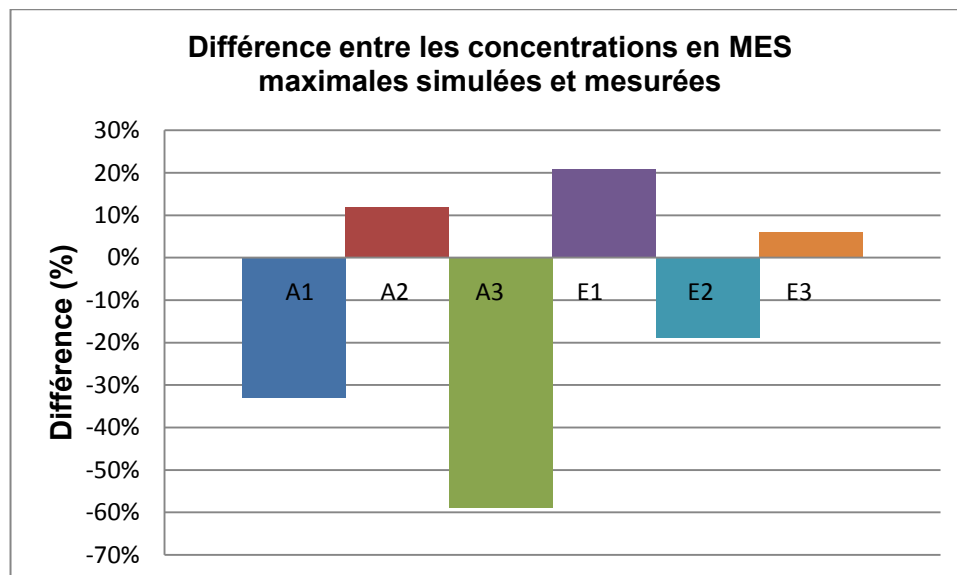


Figure 16. Différence entre les concentrations en MES maximales simulées et mesurées

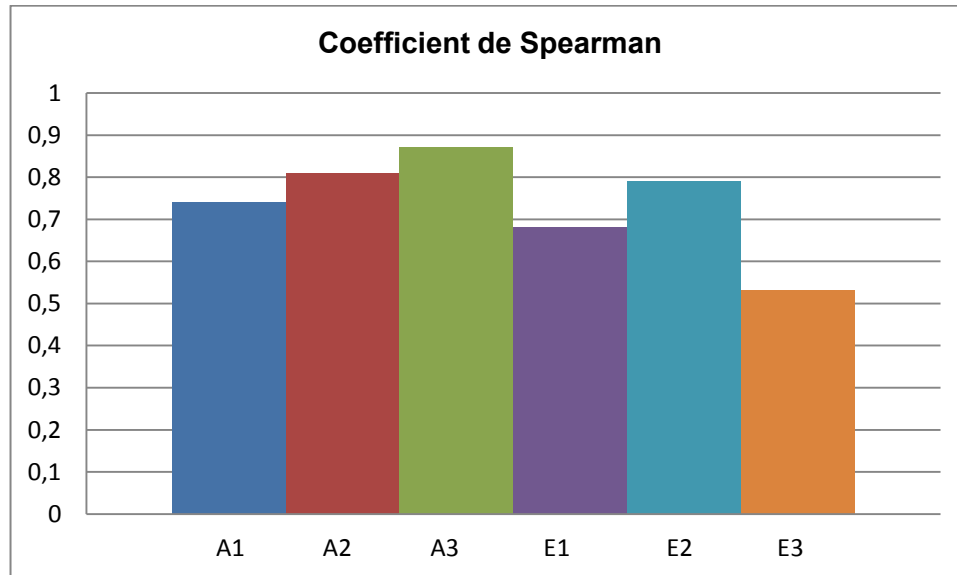


Figure 17. Coefficient de Spearman pour les concentrations en MES

Calage des concentrations en *E. coli*

Trois critères ont été évalués pour le calage des concentrations en *E. coli* : la différence entre les concentrations moyennes en *E. coli* simulées et mesurées, la différence entre les concentrations en *E. coli* maximales simulées et mesurées et les coefficients de Spearman. Pour les l'évènement A3, E2 et E3, le coefficient de Spearman n'est pas significatif, car la valeur de p est inférieure à 0,05. Une valeur négative pour les différences de concentration indique que le modèle développé sous SWMM sous-estime la réalité. Les heures pour lesquelles la concentration maximale a été observée et simulée sont similaires sauf pour l'évènement E1.

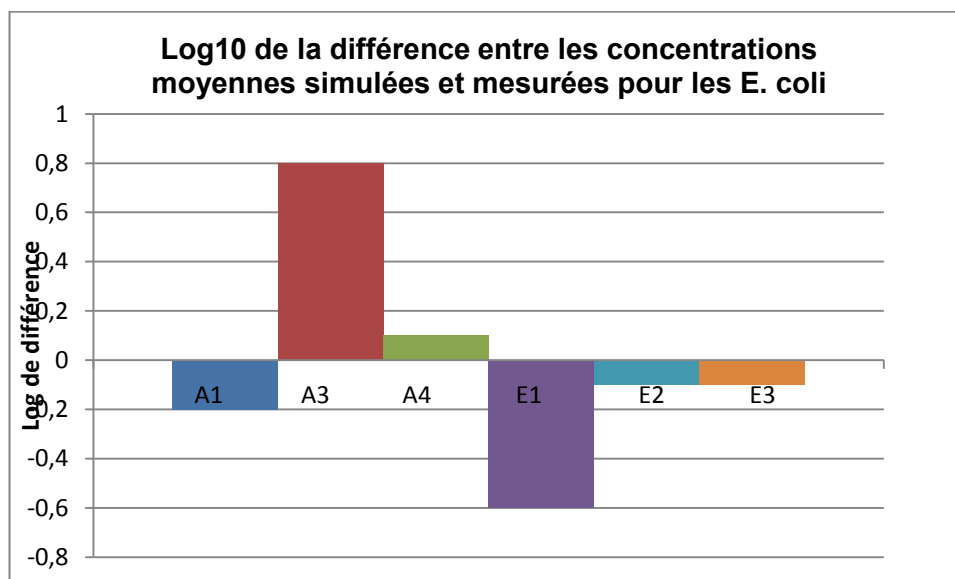


Figure 18. Log₁₀ de la différence entre les concentrations moyennes simulées et mesurées pour les *E. coli*

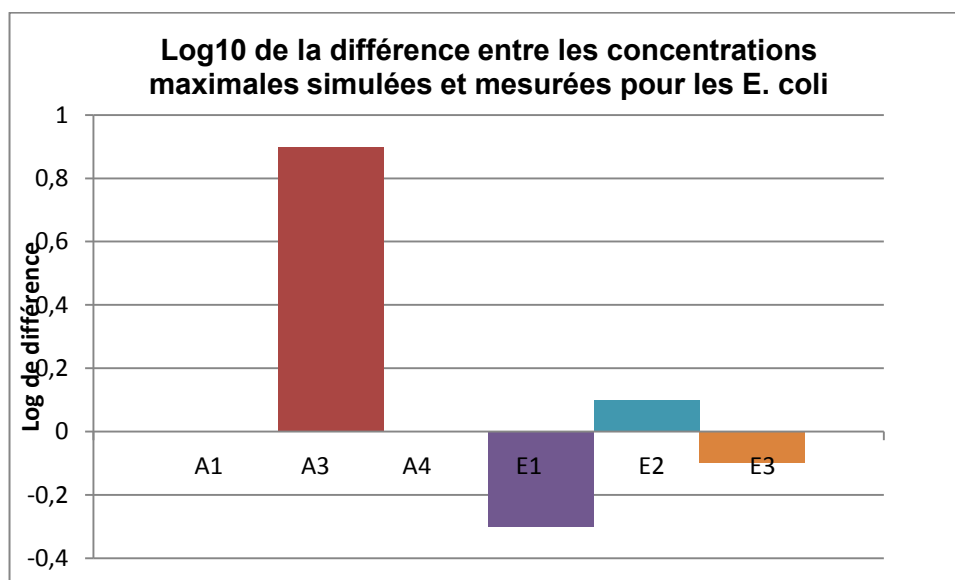


Figure 19. Log₁₀ de la différence entre les concentrations maximales simulées et mesurées pour les *E. coli*

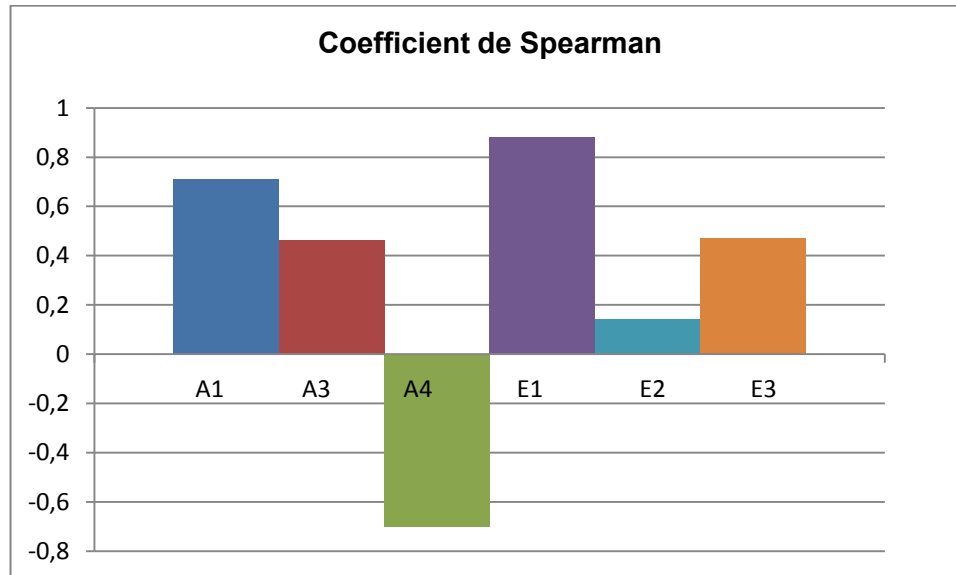


Figure 20. Coefficient de Spearman pour les concentrations en *E. coli*

Mise en place des jardins de pluie

L'analyse des résultats pour les jardins de pluie sera faite à 3 niveaux : (1) à l'échelle du jardin de pluie pour évaluer les chemins empruntés par l'eau arrivant aux jardins de pluie, (2) à l'échelle du secteur étudié pour évaluer l'impact de la mise en place des jardins de pluie sur les volumes de ruissellement et (3) à l'échelle du point de surverse pour évaluer de façon quantitative l'influence des jardins de pluie sur les caractéristiques des surverses et de façon semi-quantitative l'influence de la mise en place des jardins de pluie sur la qualité des eaux des surverses.

- **Étude des caractéristiques des jardins de pluie (basée sur les résultats du scénario 100%)**

Le terme débordement de surface fait référence à quand le jardin de pluie est saturé en eau et que l'eau ne fait plus que couler à la surface de ce dernier sans entrer dans le jardin.

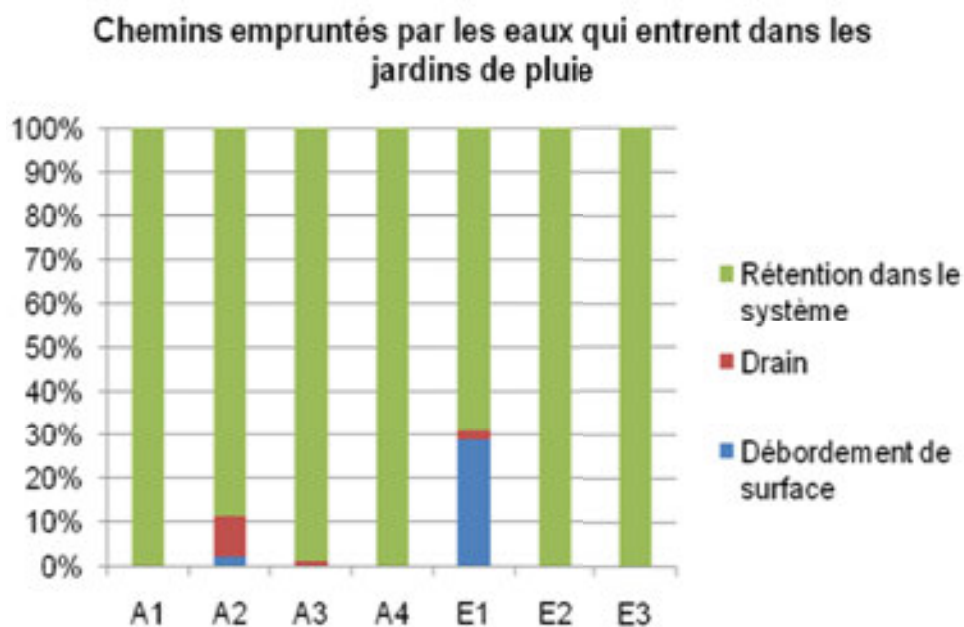


Figure 21. Chemins empruntés par les eaux qui entrent dans les jardins de pluie

- **Impacts de la mise en place de jardins de pluie sur les volumes de ruissellement (basés sur les résultats du scénario 100%)**

Sur l'ensemble du secteur étudié, une mise en place de tous les jardins de pluie repérés permettrait de réduire les volumes de ruissellement de 12,7% (pour l'évènement E1) ou 19,4% (pour les autres évènements).

- Impacts de la mise en place de jardins de pluie sur les caractéristiques des surverses

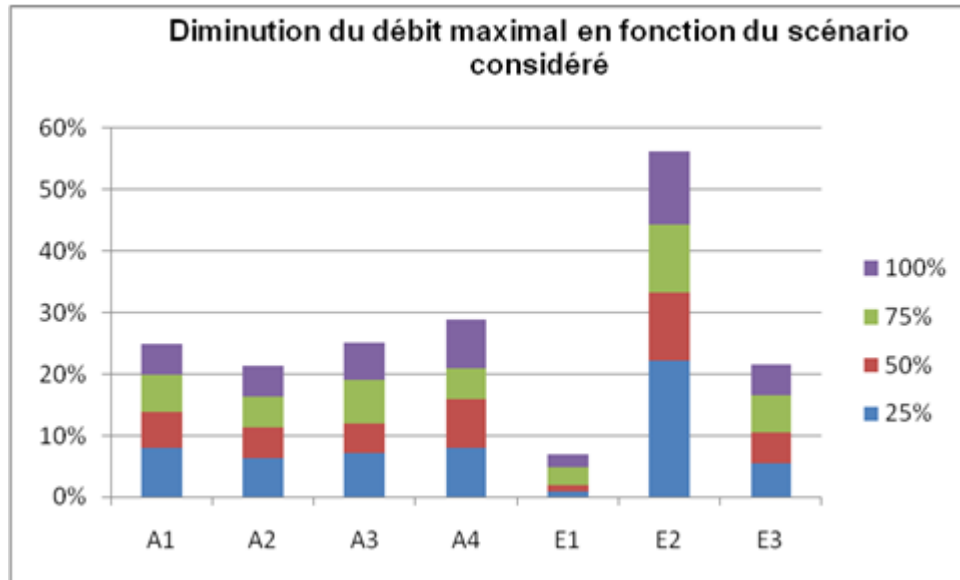


Figure 22. Diminution du débit de pointe en fonction du scénario considéré

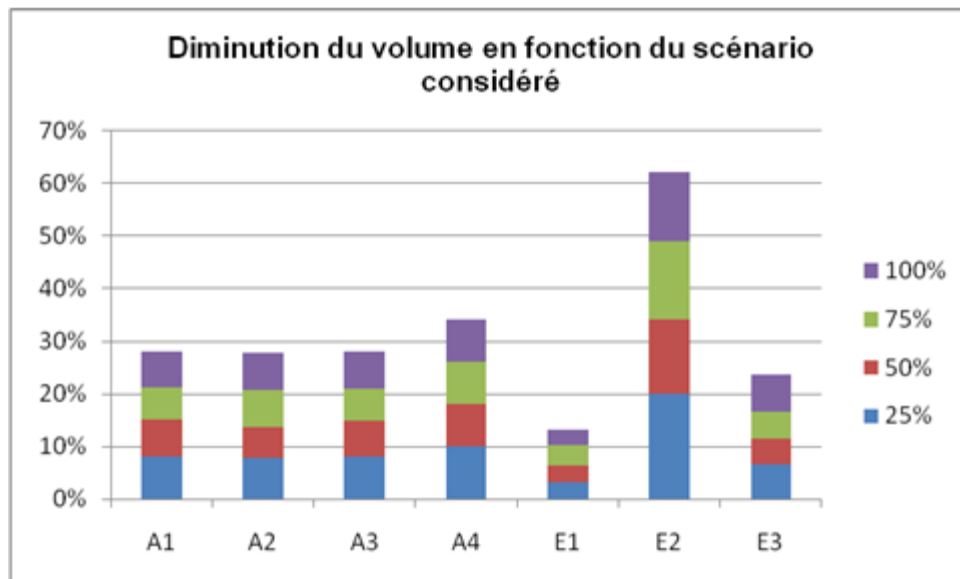


Figure 23. Diminution du débit de pointe en fonction du scénario considéré

Les Figures 23 et 24 montrent les réductions possibles pour les différents scénarios envisagés pour le débit de pointe et le volume total. Par exemple, pour l'évènement A1, le scénario 25% permet une réduction de 8% de débit de pointe alors que le scénario 100% permet une réduction de 28%. Une réduction de la durée (comprise entre 1 et 28% pour le scénario 100%) et du débit moyen (entre 11 et 48% pour le scénario 100%) a également été observée. Plus le nombre de jardins de pluie mis en place est élevé, plus les réductions des caractéristiques des surverses sont élevées.

b. Objectif B1 : modèle hydrodynamique calibré en période de crue et d'étiage

On n'observe aucune différence en termes de coefficients de rugosité entre le modèle en période de crue et en période d'étiage malgré le fait que l'on s'attendrait à un changement de rugosité car les vitesses sont généralement plus faibles (cf : p.63). Les ajustements menés aux sites d'observation n'ont pas réussi à mener à un calage meilleur que celui existant. Le modèle de la Rivière des Prairies répond aux exigences : ± 10 cm et un écart entre débit entrant et sortant d'au plus 7%. Cela semble certes surprenant mais les débits en étiage restent relativement hauts (plusieurs centaines de mètres cubes) ce qui peut expliquer l'impact moindre sur le frottement. Notre calage se fait en quelques points du site

Tableau 12. Valeurs de débit de simulation en utilisant le calage en crue.

Numéro			Qaval	QN	QS	résidu max
simu Ét 1	687,1	observé	687,1	322,937	364,163	
57		résultats	693,07	339,23	377,316	3,64E-06
		erreur relative	-0,869%	-5,045%	-3,612%	
simu Ét 2	689,5	observé	689,5	324,065	365,435	
59		résultats	696,38	340,392	378,613	2,50E-06
		erreur relative	-0,998%	-5,038%	-3,606%	
simu Ét 3	702,4	observé	702,4	330,128	372,272	
61		résultats	709,116	346,633	385,575	2,79E-05
		erreur relative	-0,956%	-5,000%	-3,573%	
simu Ét 4	502,4	observé	502,4	236,128	266,272	
71		résultats	509,534	248,717	277,347	
		erreur relative	-1,420%	-5,331%	-4,159%	2,03E-05
simu Ét 5	540,4	observé	540,4	253,988	286,412	
		résultats	547,201	267,428	297,948	4,80E-06
		erreur relative	-1,259%	-5,292%	-4,028%	

Par ailleurs, on a analysé les résultats en comparant les niveaux d'eau en amont, en aval et aux 5 points d'observation. Voici les résultats pour 2 débits. Quelques ajustements ont été effectués sur les conditions en amont d'où les différences avec les débits simulés précédemment. Ces ajustements ont été effectués uniquement sur le niveau d'eau qui n'a pu être mesuré et cela nous permet une convergence du modèle à proximité des frontières du modèle (pas de saut de valeur).

Tableau 13. Résultats du calage en étiage

		observé	résultats	écart
Débit	687,1 m3/s			
9.2 (m)		17,186	17,169	0,017
9.4 (m)		17,196	17,194	0,002
9.5 (m)		17,197	17,200	-0,003
9.6 (m)	pont ferroviaire	17,272	17,322	-0,050
11. (m)		17,605	17,728	-0,123
Amont Nord	(m)	21,6185	21,545	0,073
Amont Sud	(m)	21,9967	21,491	0,506
Débit (m3/s)	aval	687,1	710,437	-3,40%
	amont nord	322,937	343,076	-6,24%
	amont sud	364,163	383,118	-5,21%
	somme	687,1	726,194	-5,69%

Débit	502,4 m3/s	observé	résultats	écart
9.2 (m)		17,171	17,156	-0,015
9.3 (m)		19,084	17,162	-1,922
9.4 (m)		17,149	17,169	0,020
9.5 (m)		17,121	17,172	0,051
9.6 (m)	pont ferroviaire	17,332	17,240	-0,092
11. (m)		17,373	17,479	0,107
Amont Nord	(m)	21,428	21,232	-0,195
Amont Sud	(m)	21,840	21,256	-0,584
Débit (m3/s)	aval	502,400	516,503	2,81%
	amont nord	236,128	251,018	6,31%
	amont sud	266,272	280,252	5,25%
	somme	502,400	531,270	5,75%

Pour la création de scénarios, nous avons procédé à des analyses fréquentielles. L'analyse fréquentielle en crue a été faite par le CEHQ. En période de crue, la rivière des Prairies suit la loi d'ajustement Gamma (Maximum de Vraisemblance).

Tableau 14. Résultats de l'analyse fréquentielle en crue (CEHQ)

période de récurrence (ans)	valeur en climat actuel (CEHQ) (m3/s)
2	2326,6
5	2728,2
10	2955,4
20	3152
50	3383,4
100	3543,5
1000	4018,3

En période d'étiage, on suit le même procédé que le CEHQ. On obtient que la loi suivie est la loi d'extrême valeur généralisée (GEV) (Maximum de vraisemblance). L'étude statistique en période d'étiage a été menée sur la même période que l'étude de crues (1923 à 1976 et 1978 à 2002). L'étude a été étendue jusqu'en 2010. On considère comme étiage le débit journalier moyen le plus faible sur une année.

Tableau 15. Statistiques du débit en période d'étiage

Moyenne	610,81
Médiane	600,00
Minimum	382,00
Maximum	838,00
Écart type	100,49

Les tests effectués sur les données sont les mêmes que ceux effectués par le CEHQ.

Test d'indépendance : Wald-Wolfowitz: $z_{\text{calculé}} = -1,567 < 1,96 (= z_{0,975})$ Les données sont aléatoires avec un risque d'erreur de 5%.

Test de stationnarité : Kendall : $u_{\text{calculé}} = 0,906 < 1,96 (= u_{0,975})$. Il n'y a pas de tendance dans les données.

Loi d'ajustement : Généralisée des extrêmes valeurs (GEV) ($k=0$) : $\alpha = 93,1519$; $\zeta = 561,553$

$$Q_n = \zeta - \alpha * \ln(-\ln(p_n))$$

Test d'ajustement : Kolmogorov-Smirnov:

$$d_{\text{calculé}} = 0,064 < d_{\text{table}} = \frac{1,36}{\sqrt{87}} = 0,146$$

On accepte la loi comme loi d'ajustement avec $p_{\text{value}} = 0,861$. Il n'y a pas de présomption contre l'hypothèse nulle, la loi est donc un modèle convenable.

Test du χ^2 :

$$\chi_{\text{calculé}} = 5,516 < \chi_{\text{table}} = 12,592 \text{ et } p_{\text{value}} = 0,480.$$

Donc le test est valide et il n'y a pas de présomption contre l'hypothèse nulle.

Tableau 16. Valeurs de débits de différentes récurrences en étiage

période de récurrence (ans)	valeur en climat actuel (m3/s)
2	595,7
5	517,22
10	483,86
20	459,35
50	434,39
100	419,29
1000	381,52

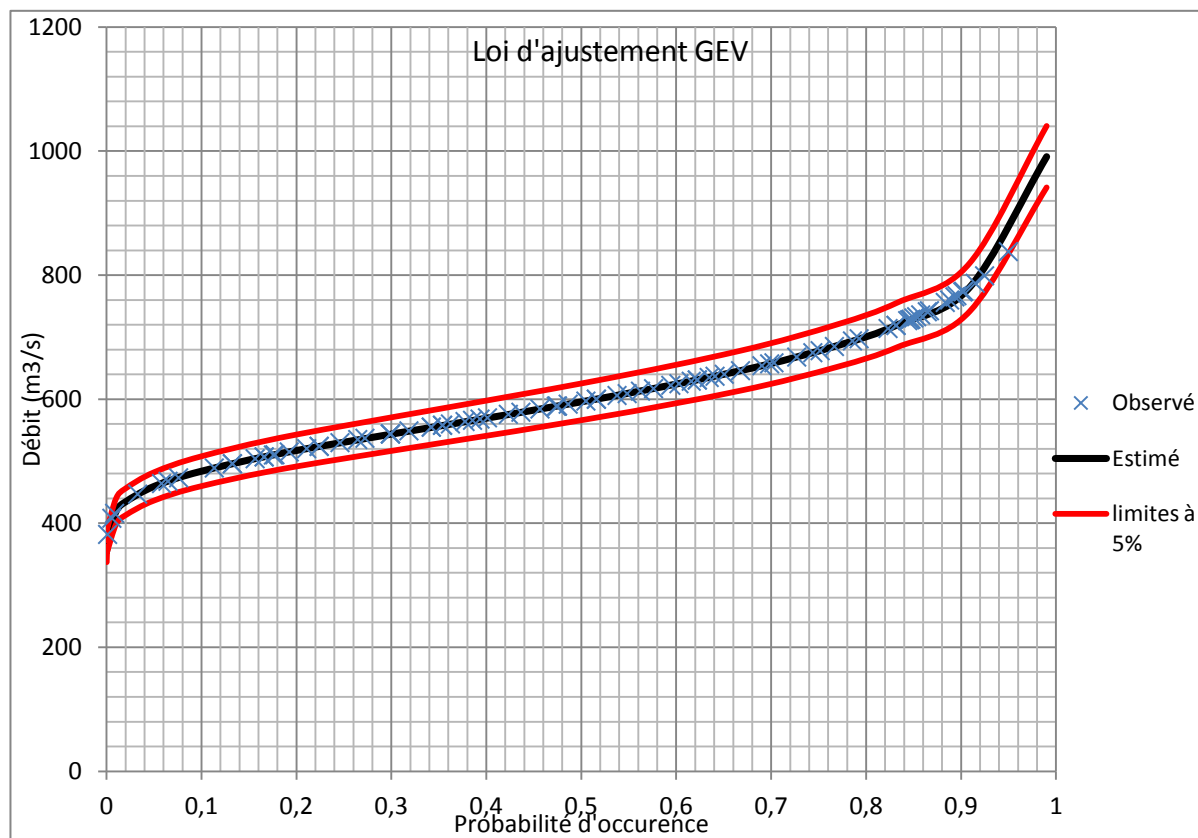


Figure 24. Ajustement de la loi GEV en étiage actuel

Une étude succincte a été menée par saisons. L'influence des saisons a aussi été étudiée sur les mêmes années que l'étiage.

Hiver : 1^{er} janvier au 31 mars

Printemps : 1 avril au 30 juin

Été : 1^{er} juillet au 30 septembre

Automne : 1^{er} octobre au 31 décembre

Tableau 17. Statistiques de débit en climat actuel par saison

	moyenne	min	max	10 ^{ème} Centile	90 ^{ème} Centile	médiane
Hiver	983,34	408,00	3000,00	631,00	1330	977
Printemps	1525,18	566,10	3680,00	962,98	2230	1440
Été	875,52	467,70	2140,00	648,00	1190	827,25
Automne	997,37	382,00	2211,00	682	1390	934

c. Objectif B2

Les simulations sont faites sur le modèle calé en période de crue et d'étiage. Voici les résultats de l'équipe de l'université de Sherbrooke (Huarina Alvarez & Leconte, 2012).

Les Figures 26, 27, 28 et 29 montrent la tendance de températures minimales et maximales annuelle et saisonnière en période actuelle et en période future. Les saisons sont divisées en 3 parties : avril-mai-juin (AMJ), juillet-août-septembre-octobre-novembre (JASON) et décembre-janvier-février-mars (DJFM). Tel que énoncé précédemment, les températures observées sont représentées à partir de l'année 1971 à 2010 et les températures futures à partir de l'année 2041 à 2070. On constate que les températures en période future sont plus hautes que les températures observées. Il y aura donc une augmentation des températures annuelles.

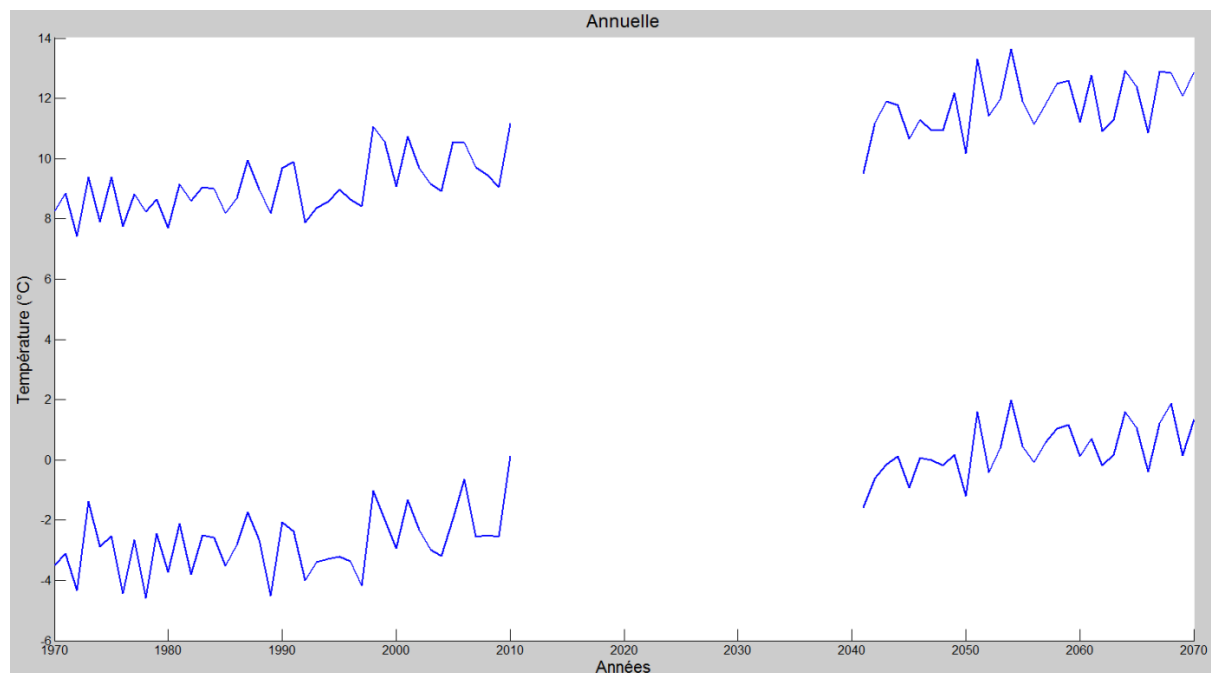


Figure 25. Température annuelle

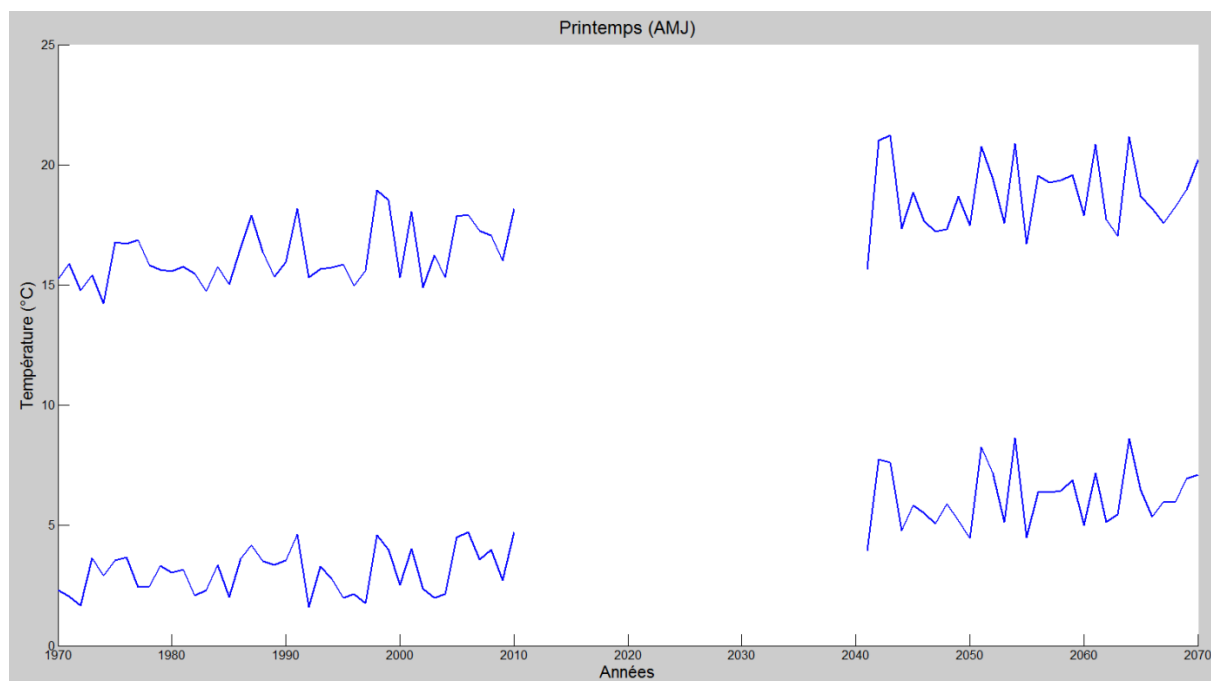


Figure 26. Température saisonnière (AMJ)

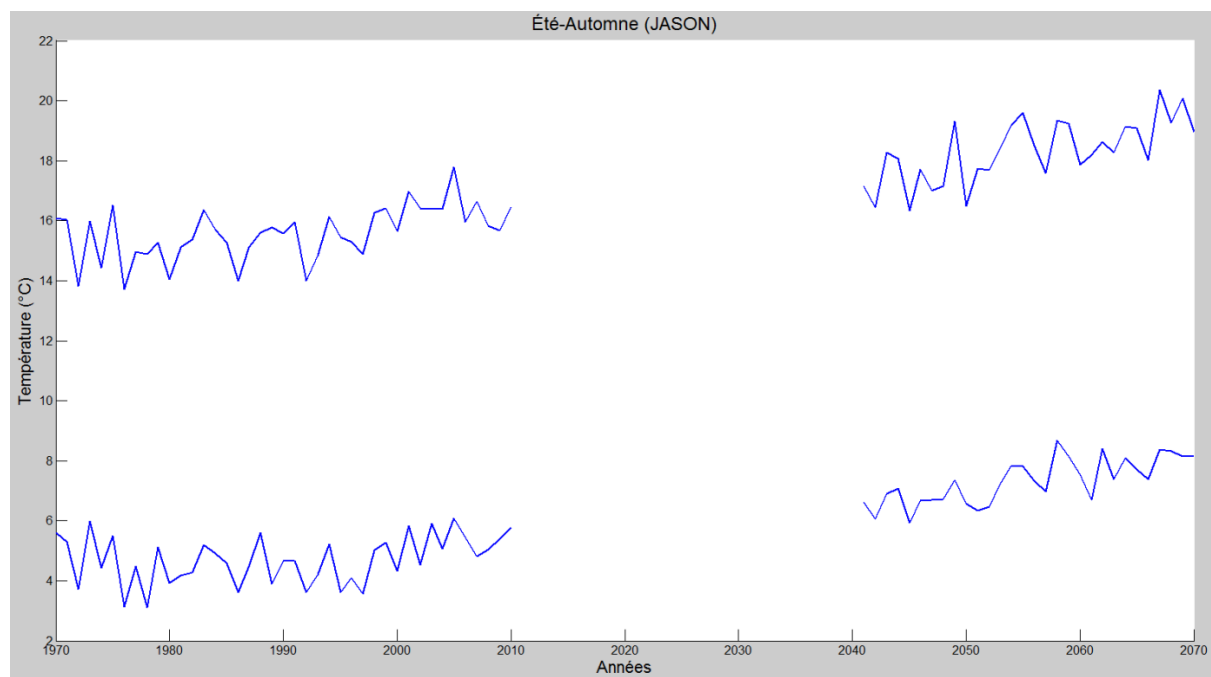


Figure 27. Température saisonnière (JASON)

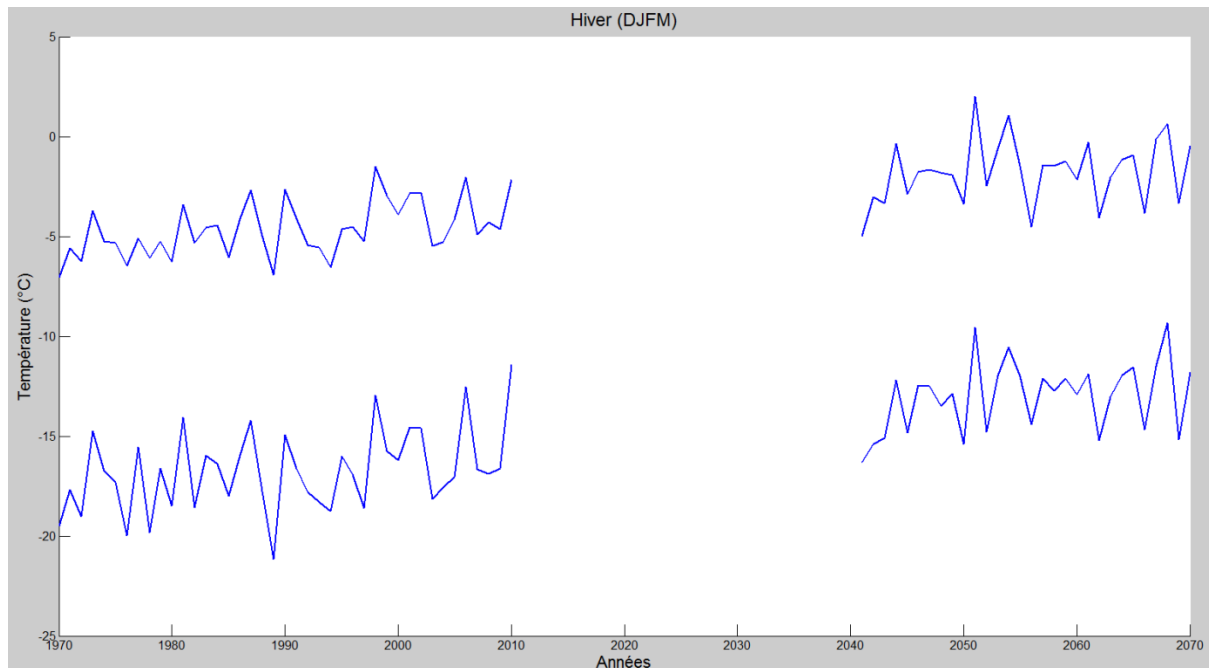


Figure 28. Température saisonnière (DJFM)

Par ailleurs, en observant la Figure **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** 26 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** on peut observer que la température monte davantage à partir de l'année 1997, le point de départ des années chaudes qui seront utilisées pour réaliser l'évaluation de la performance du réseau de neurones. Avant cette année, la période sera appelée période des années froides.

Les Figures 30, 31, 32 et 33 représentent l'évolution de précipitations annuelles et saisonnières (AMJ, JASON, DJFM) respectivement. La tendance des précipitations est moins marquée que celle des températures.

Le total annuel des précipitations tend à augmenter si l'on compare les précipitations futures par rapport aux précipitations observées. Le printemps montre aussi une légère augmentation des précipitations. Cependant, la saison d'été-automne ne montre aucune augmentation voire une tendance à diminuer. Finalement, la saison d'hiver montre une nette augmentation des précipitations.

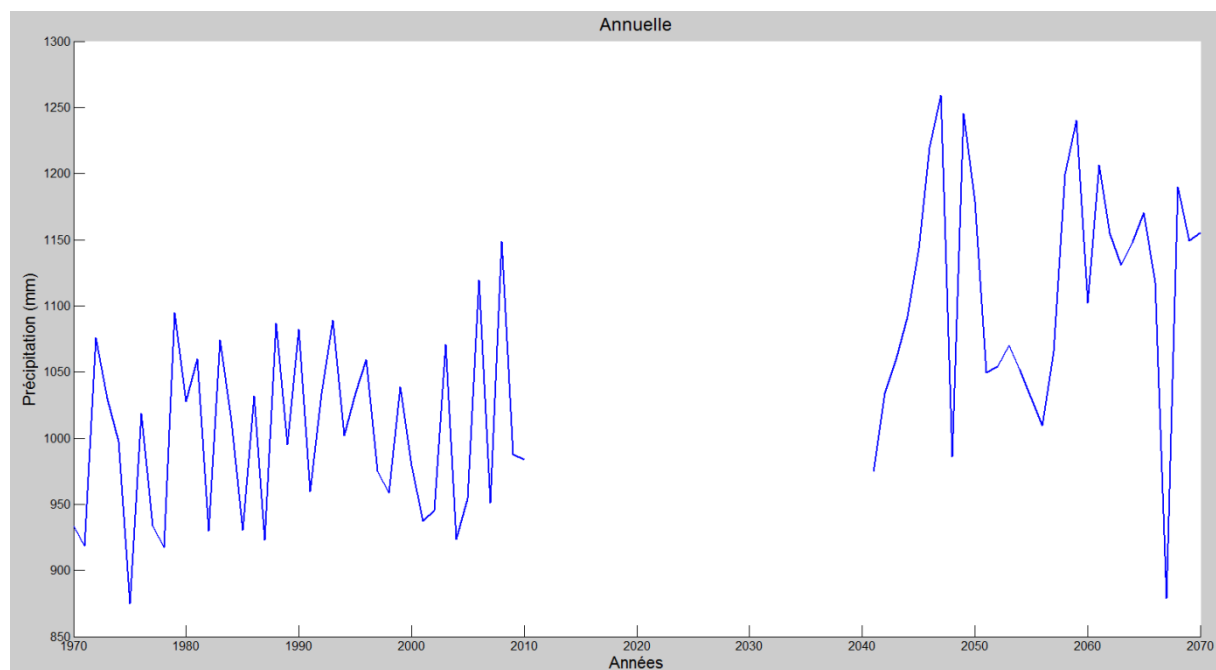


Figure 29. Précipitation annuelle

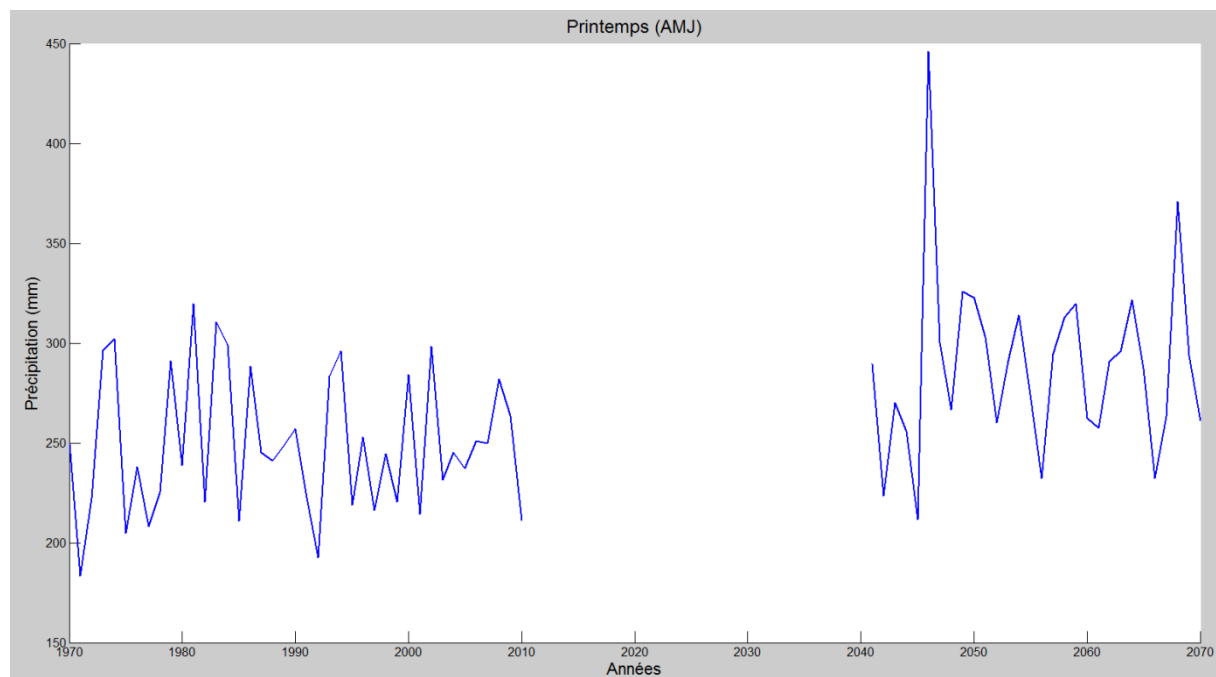


Figure 30. Précipitation saisonnière (AMJ)

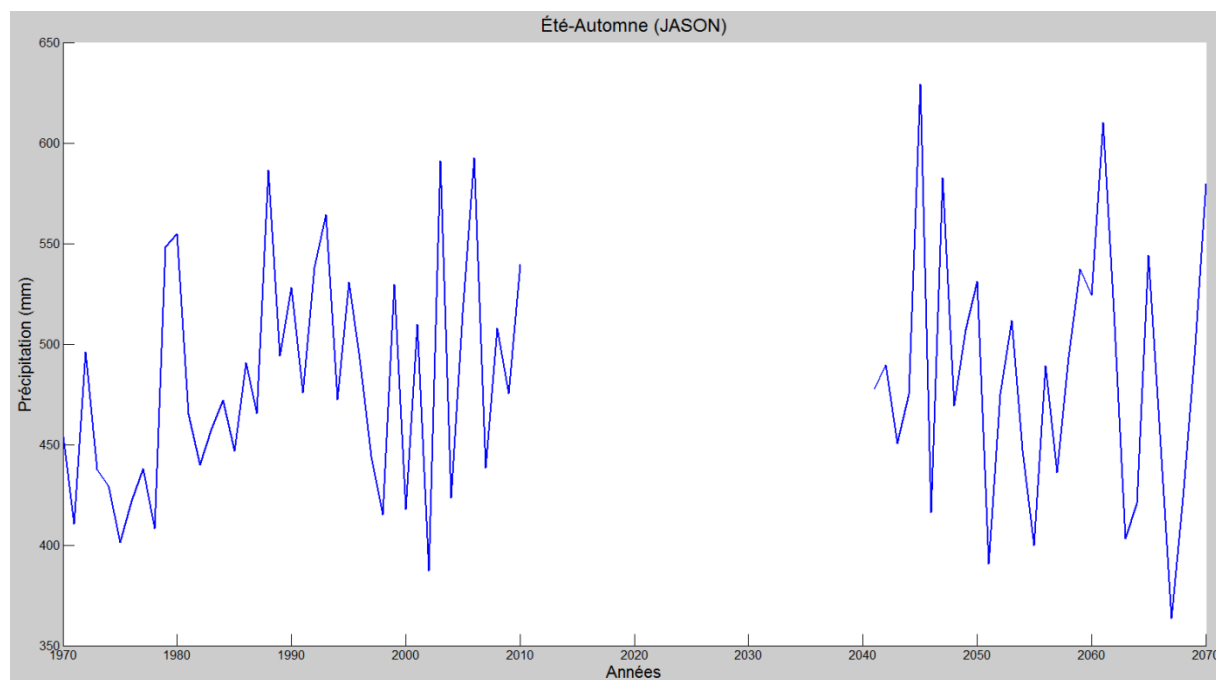


Figure 31. Précipitation saisonnière (JASON)

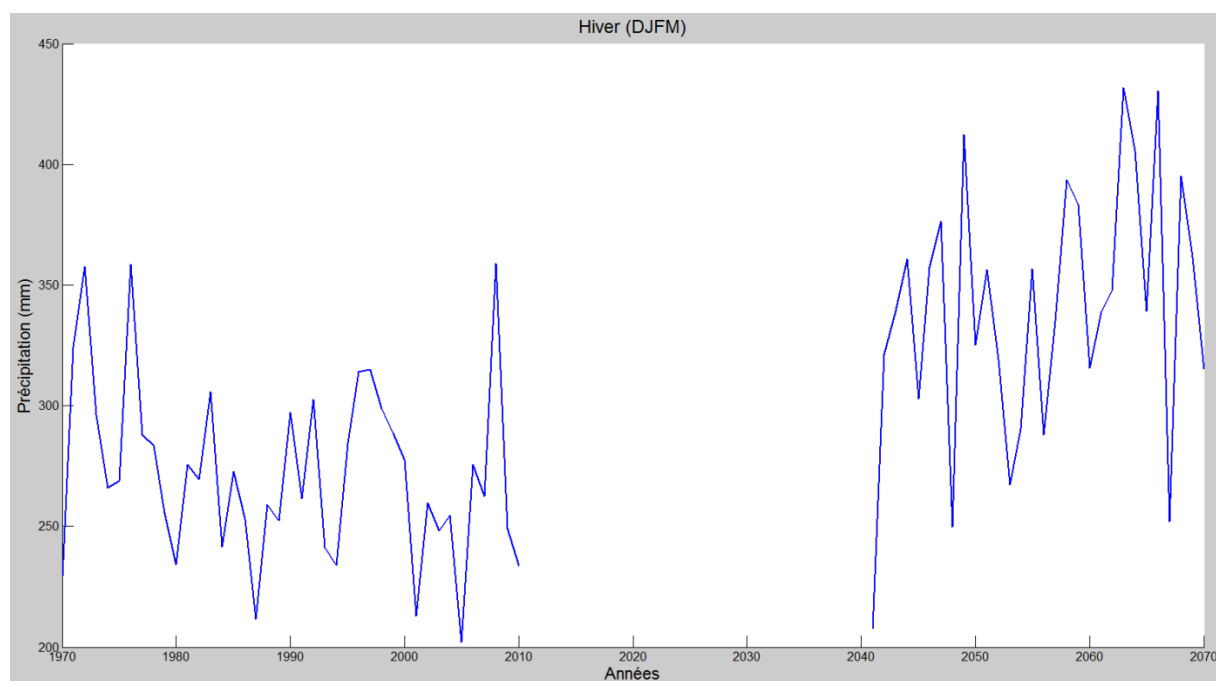


Figure 32. Précipitation saisonnière (DJFM)

Ci-dessous sont les résultats des simulations réalisées avec le réseau de neurones créé avec l'apprentissage pendant toute la période, l'apprentissage pendant la période froide (apprentissage froid), l'apprentissage pendant la période chaude (apprentissage chaud), et l'apprentissage pendant la période froide-chaude (apprentissage mixte).

LaErreur ! Source du renvoi introuvable. Figure 34 représente la simulation des débits à Carillon pour l'apprentissage pendant toute la période (1980-2009). Le coefficient de Nash obtenu est de 0.84. Les pics et les étiages semblent correctement simulés.

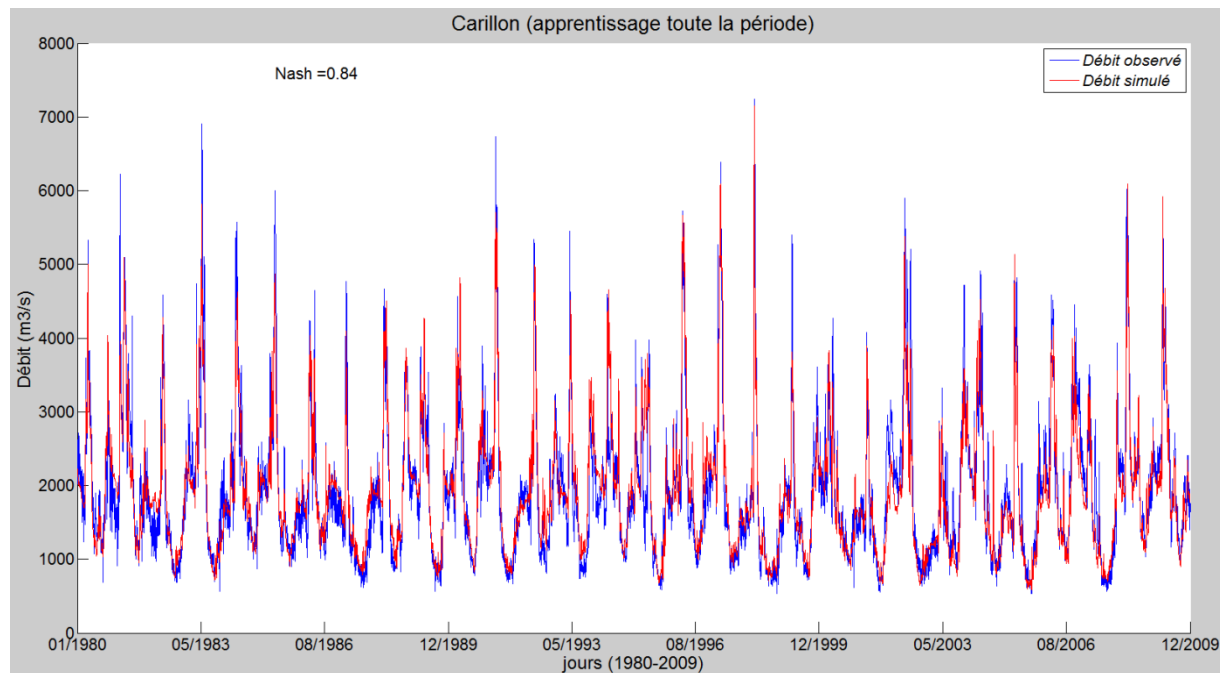


Figure 33. Carillon, apprentissage toute la période

La Figure 35 représente la simulation correspondant à l'apprentissage froid (1980-1996), on voit clairement que pendant les années chaudes (1997-2009) il y a de moments où les débits observés et simulés ne collent pas bien (voir dans les anneaux jaunes). De plus, les pics simulés sont faibles par rapport aux pics observés. Le coefficient de Nash obtenu est de 0,82.

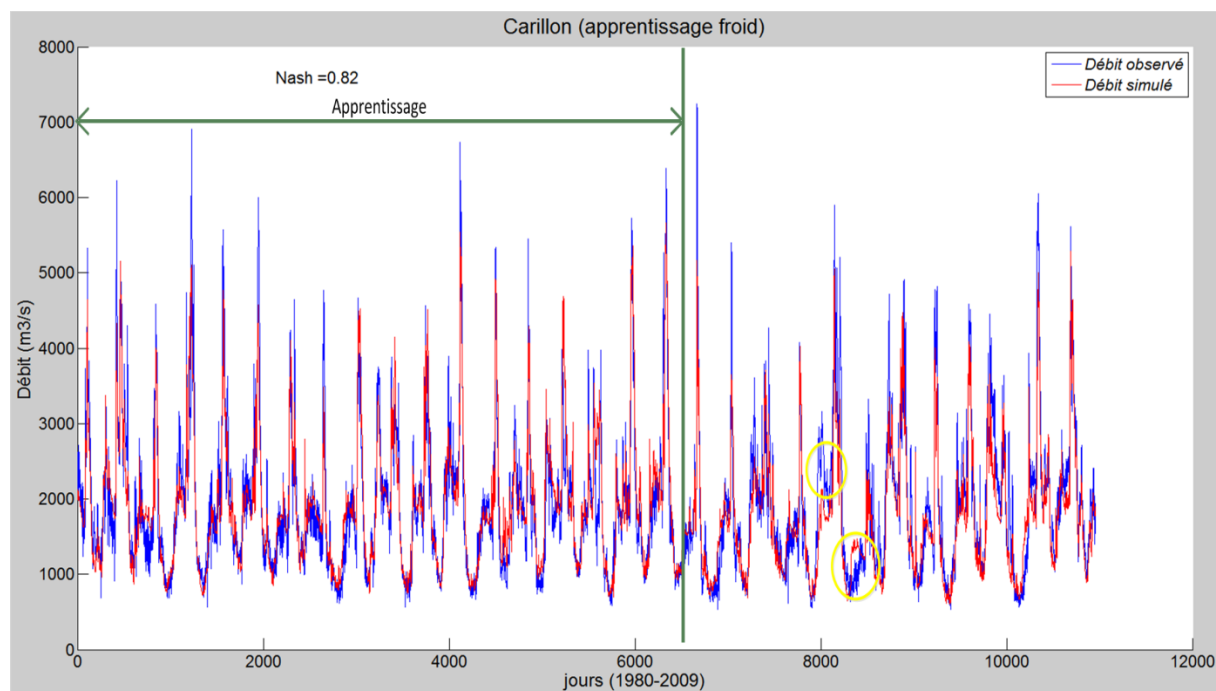


Figure 34. Carillon, apprentissage froid

La Figure 36 représente la simulation pour l'apprentissage chaud (1997-2009), on voit clairement qu'il y a des moments pendant les années froides (1980-1996) où les débits observés et simulés ne correspondant pas bien (voir dans les anneaux jaunes), surtout lors des étiages. On constate que les étiages simulés sont légèrement plus élevés par rapport aux étiages observés. Aussi, les pics simulés sont plus hauts par rapport aux pics simulés durant l'apprentissage froid. Le Nash obtenu est de 0,80.

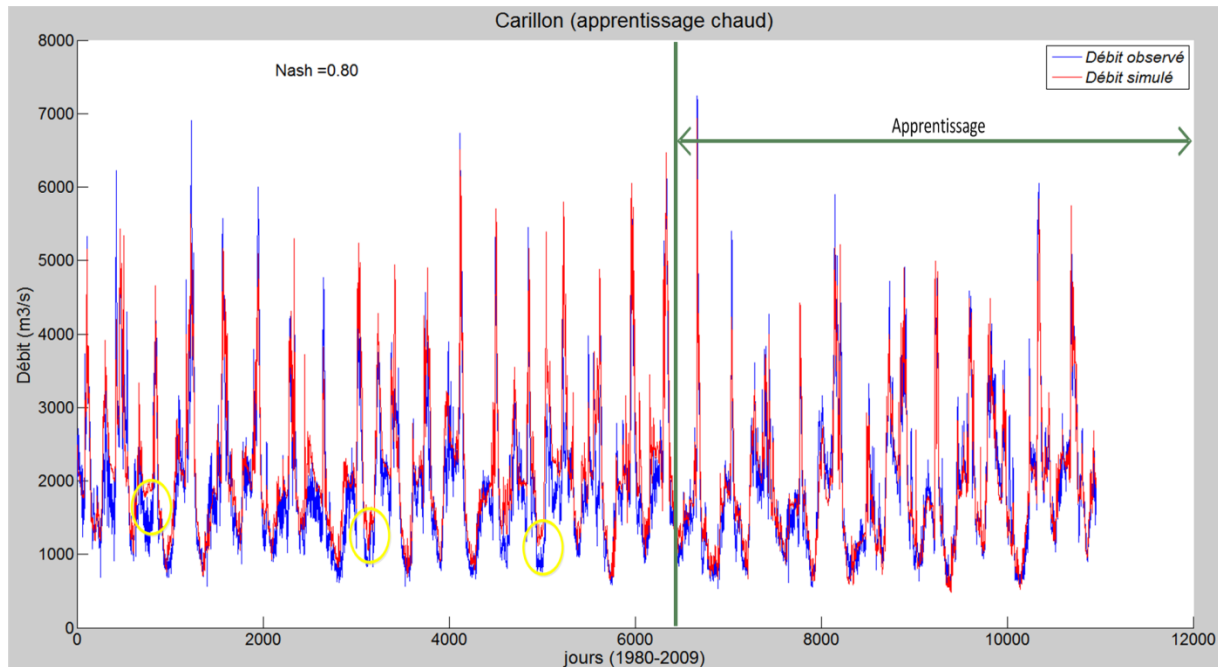


Figure 35. Carillon, apprentissage chaud

La Figure 37 représente la simulation correspondant à l'apprentissage mixte : un apprentissage avec 7 années froides et 7 années chaudes (1990-2003). Cet apprentissage semble suffisant pour simuler les étiages. Cependant, les pics simulés sont moins élevés que les pics observés. Les coefficients de Nash obtenus sont de 0,83 pour les années de l'apprentissage froid-chaud (1990-2003), de 0,8 pour les années froides (1980-1989) et de 0,82 pour les années chaudes (2004-2009).

« En général, toutes les simulations présentent des coefficients de Nash très acceptables. L'apprentissage chaud produira des pics plus élevés que l'apprentissage froid. Étant donné la tendance d'augmentation des températures dans la période future, le réseau de neurones en apprentissage chaud est possiblement le plus indiqué pour modéliser en période future. » (Huaranga Alvarez & Leconte, 2012).

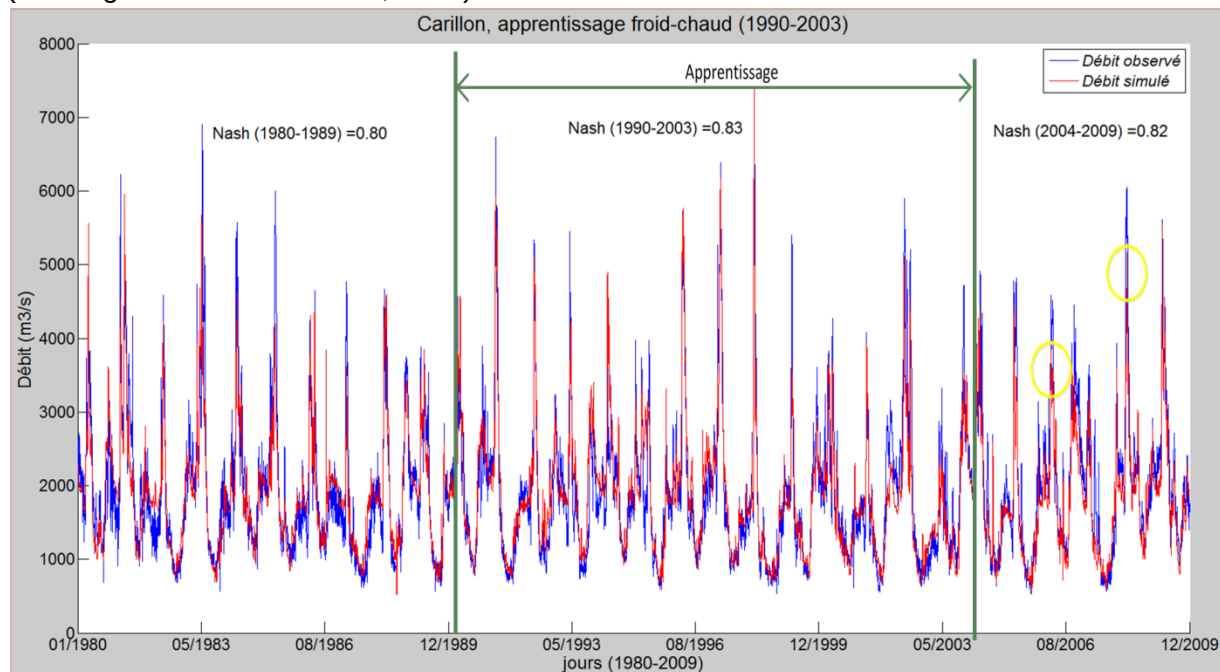


Figure 36. Carillon, apprentissage mixte

La Figure 38 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** montre les simulations des débits de la rivière des Prairies en utilisant l'apprentissage effectué sur toute la période. Le coefficient de Nash calculé est de 0,83.

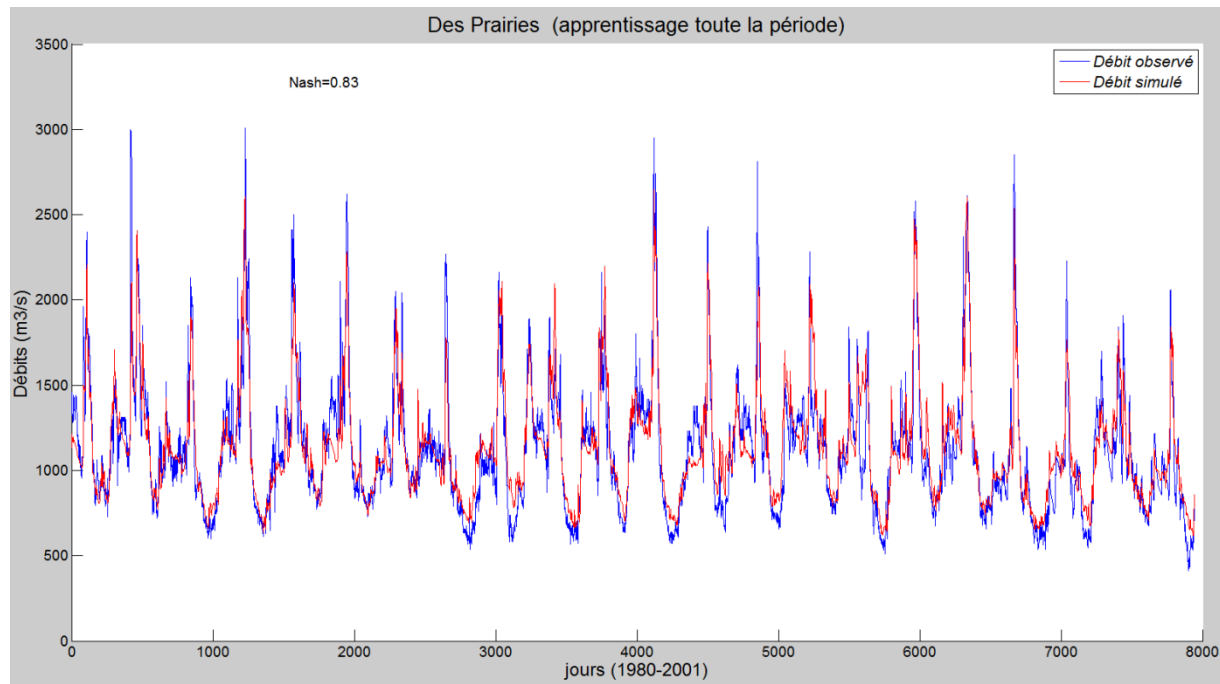


Figure 37. Des Prairies apprentissage toute la période

Les Figures 39 et 40 montrent les simulations sur la rivière des Prairies en apprentissage froid et chaud, les coefficients de Nash sont de 0,82 et 0,79 respectivement. Les pics de crue en période chaude sont un peu plus élevés par rapport aux pics en période froide. Les étiages de la simulation chaude sont plus élevés par rapport à la simulation froide. Cependant, toutes deux ont plusieurs pics moins élevés par rapport aux pics observés et tous les étiages sont plus élevés par rapport aux débits observés.

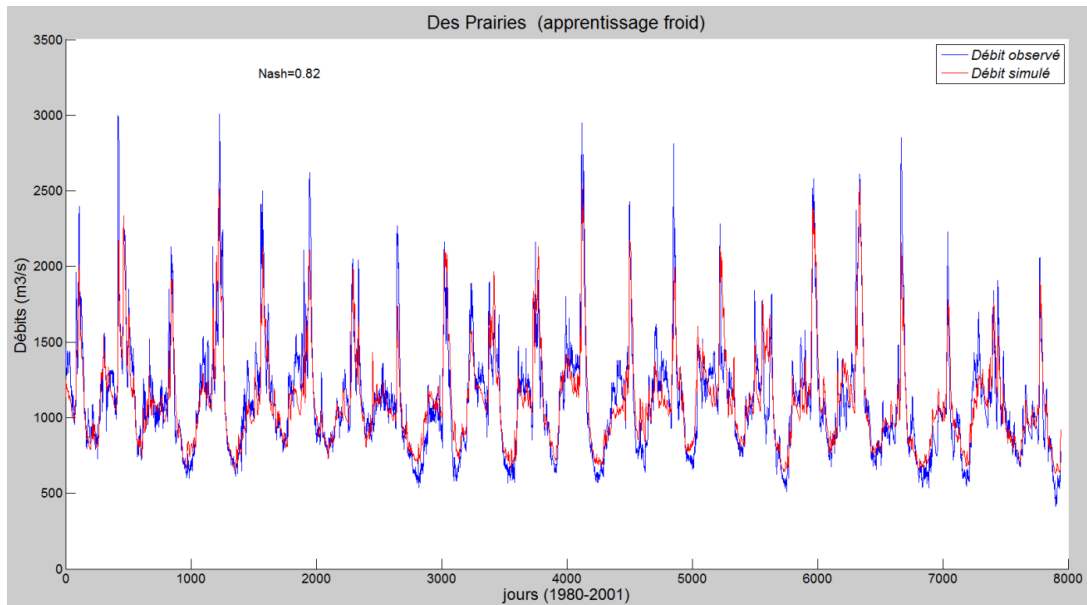


Figure 38. Des Prairies apprentissage froid

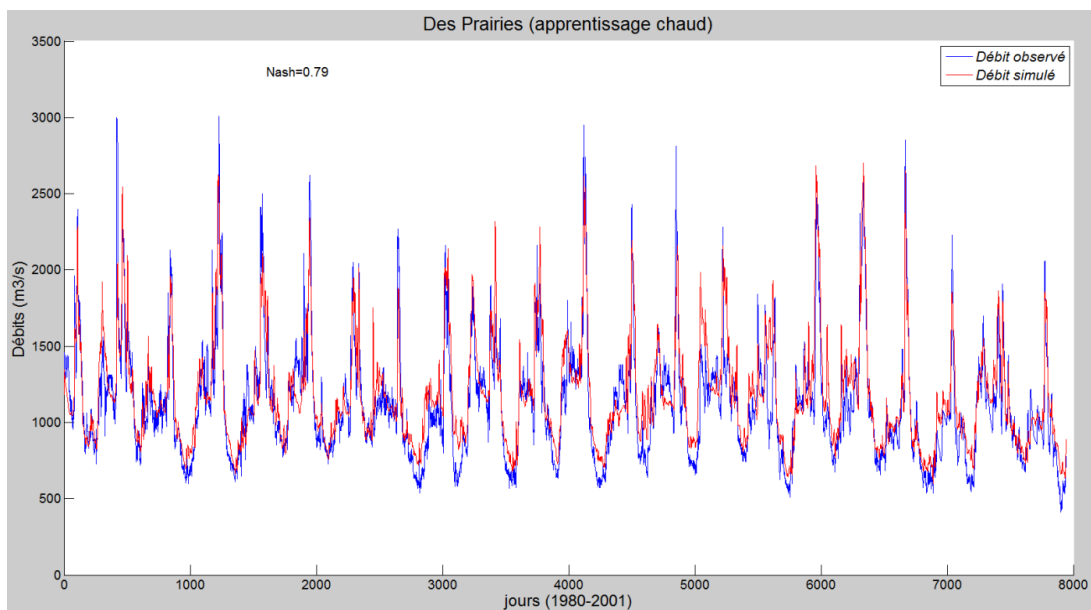


Figure 39. Des Prairies apprentissage chaud

La Figure 41 montre les simulations des rivières des Mille-Îles et des Prairies en utilisant les débits à Carillon observés, les coefficients de Nash obtenus sont de 0,88 et 0,95 respectivement. Les coefficients de Nash sont les plus hauts obtenus dans cette étude. Comme sur les graphiques antérieurs, on peut observer une claire tendance de l'équation du bilan de simuler les pics plus hauts et les étiages plus bas par rapport aux débits observés sur la rivière des Mille-Îles et l'inverse sur la rivière des Prairies où les pics sont plus bas et les étiages sont plus hauts par rapport aux débits observés. Des ajustements sur les équations des débits pourraient être réalisés ultérieurement.

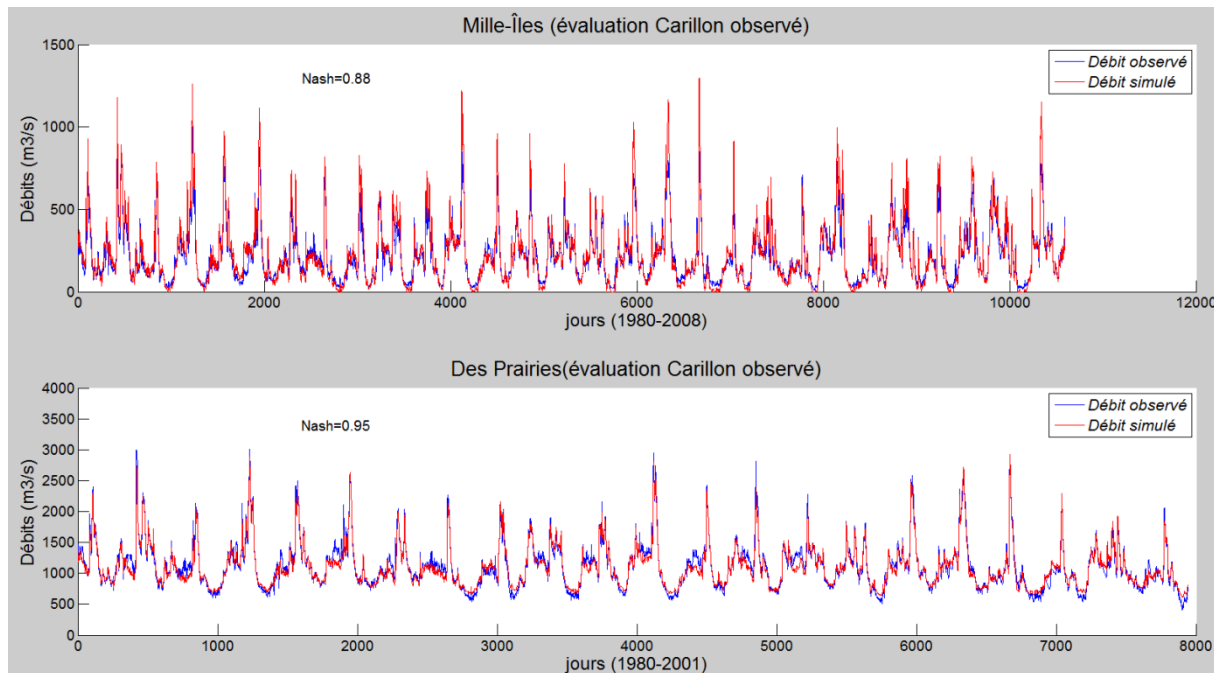


Figure 40. Évaluation du bilan archipel

Le Tableau 18 montre ce qui a été vu graphiquement sur la rivière Mille-Îles, les débits simulés en étiage sont plus bas (-34.6%, -55.4%, -22.2% et -50%) et les pics sont plus hauts (10.4%, 6% 20.4% et 22%) par rapport aux débits observés. L'inverse se produit sur la rivière des Prairies, les débits en étiage simulé sont plus hauts (15.4%, 11.4%, 17% et 12.8%) et les pics simulés sont plus bas (-9.5%, -11.5%, -4.4% et -3.8%) par rapport aux débits observés.

Tableau 18. Biais rivières des Mille-Îles et des Prairies, tous les apprentissages et évaluation du bilan archipel

Biais entre débits simulés et observés des rivières des Mille-Îles et des Prairies.

		Apprentissage						Évaluation					
		Total			Froid			Chaud					
		Qmoy_ min	Qmoy _max	Q moy	Qmoy _min	Qmoy_ max	Q moy	Qmoy_ min	Qmoy_ max	Q moy	Qmoy_ min	Qmoy_ max	Q moy
Mille Îles	Simulé (m ³ /s)	25.5	817.6	234	17.4	785.3	221	30.4	892.3	258	19.5	904.1	233
	Observé (m ³ /s)	39.0	740.9	218	39.0	740.9	218	39.0	740.9	218	39.0	740.9	218
	Biais (m ³ /s)	-13.5	76.7	15.8	-21.6	44.5	2.8	-8.7	151.4	40.4	-19.5	163.3	14.5
	%	-34.6	10.4	7.3	-55.4	6.0	1.3	-22.2	20.4	18.5	-50.0	22.0	6.7
Des Prairies	Simulé (m ³ /s)	731.0	2170.2	911	705.6	2122.8	1109	741.1	2292.7	1180	714.5	2306.1	1108
	Observé (m ³ /s)	633.6	2397.7	1116	633.6	2397.7	1116	633.6	2397.7	1116	633.6	2397.7	1116
	Biais (m ³ /s)	97.4	-227.5	-205	72.0	-274.9	-6.7	107.5	-105.0	64.1	80.9	-91.6	-8.0
	%	15.4	-9.5	-18	11.4	-11.5	-0.6	17.0	-4.4	5.7	12.8	-3.8	-0.7

Ci-après sont présentées des comparaisons entre les débits simulés avec le réseau de neurones créé en apprentissage pendant toute la période et les débits observés. C'est ce réseau de neurones qui sera utilisé pour simuler les débits en période de référence et en période future.

Les Figures 42 et 43 montrent les débits journaliers observés et simulés à la rivière des Prairies réunis par année (1980-2000). Les Figures 44 et 45 représentent le débit journalier moyen observé et simulé et l'écart type à la rivière des Prairies. Dans ces figures, on observe que la dispersion des débits observés est plus marquée par rapport aux débits simulés.

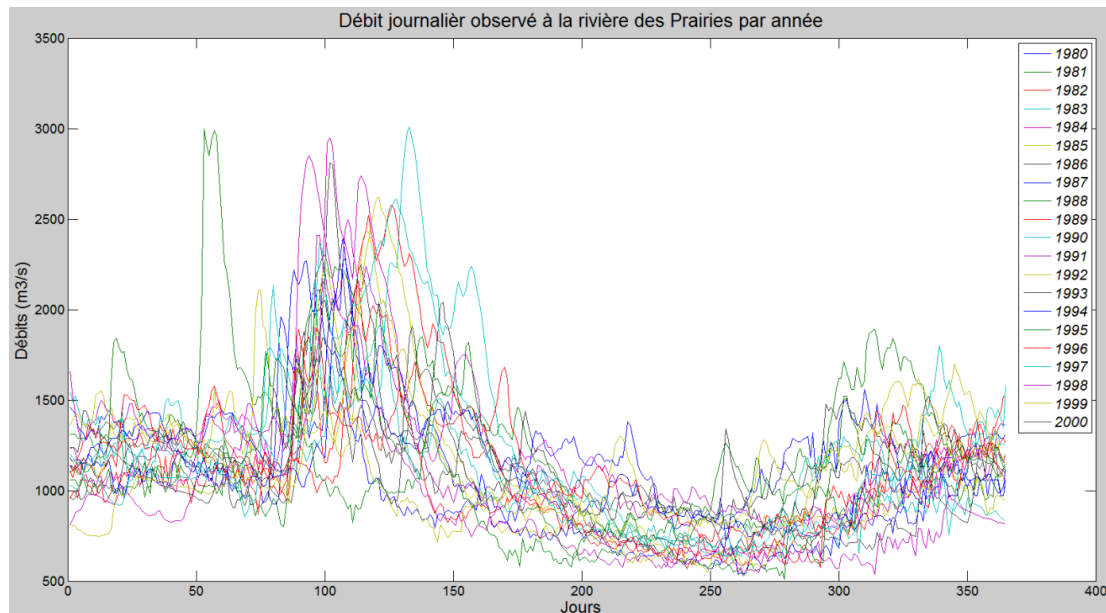


Figure 41. Débit journalier observé à la rivière des Prairies par année

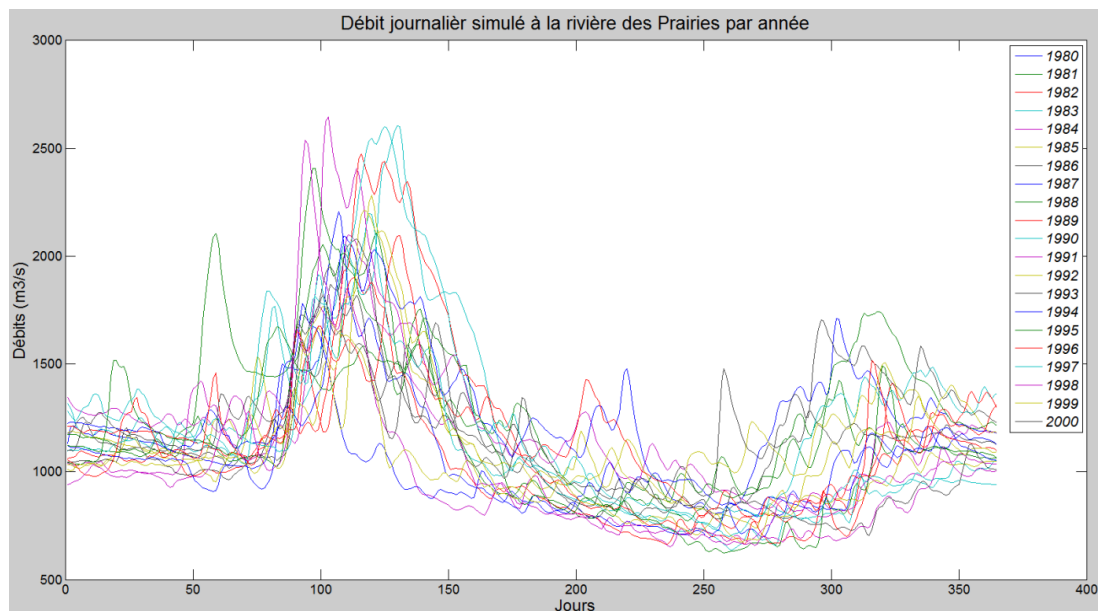


Figure 42. Débit journalier simulé à la rivière des Prairies par année

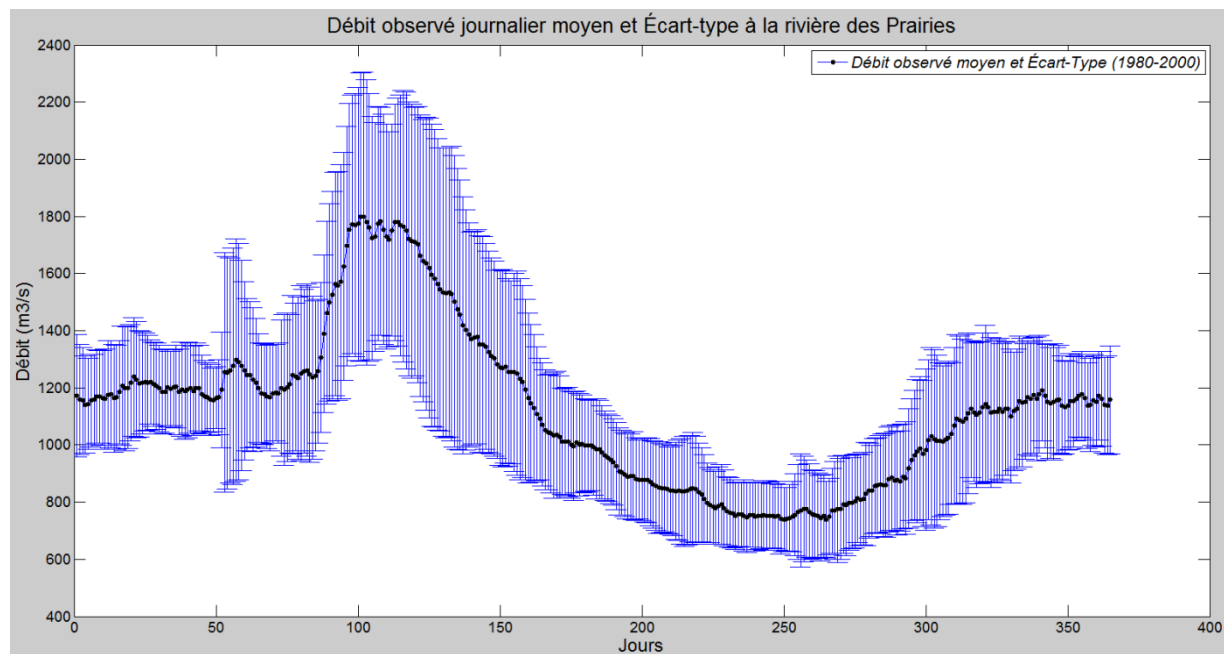


Figure 43. Débit journalier observé moyen et écart-type à la rivière des Prairies

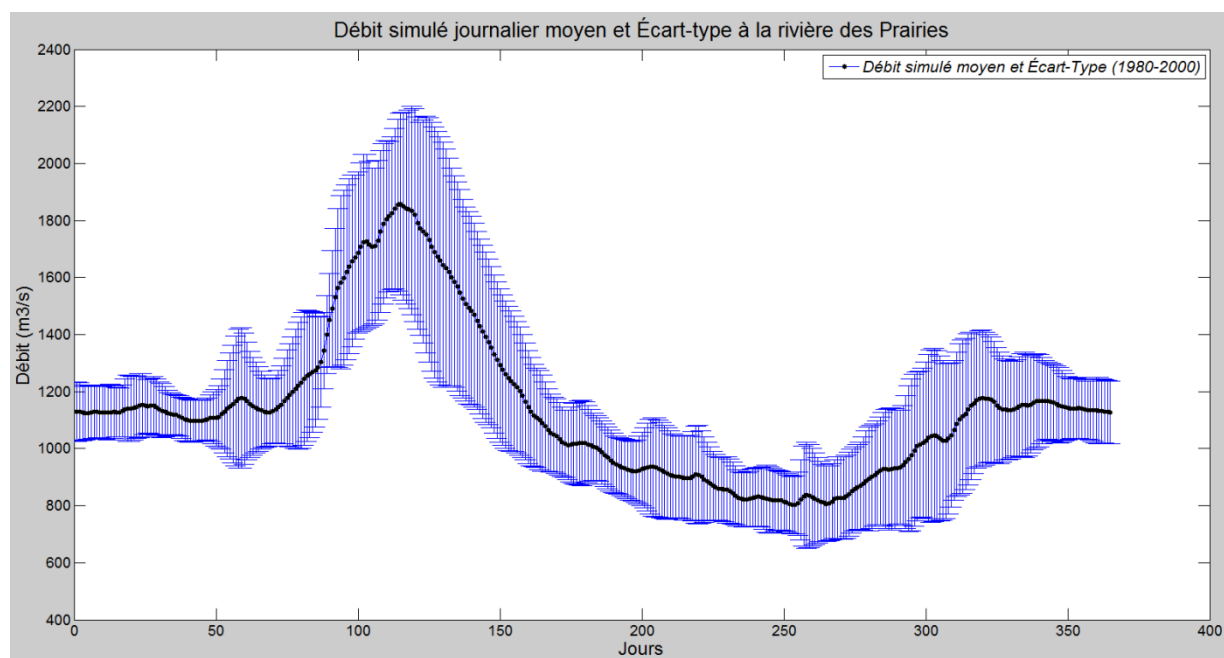


Figure 44. Débit journalier simulé moyen et écart-type à la rivière des Prairies

Ci-dessous sont regroupées les résultats des simulations en période de référence (1972-2000) et en période future (2042-2070) réalisées avec le réseau neurone créé en apprentissage pendant toute la période (1980-2009).

Les Figures 46 et 47 montrent les débits journaliers de la rivière des Prairies en période de référence et en période future. Chaque figure contient 29 années de simulations réunies. On observe que les étiages de la période de référence sont plus élevées qu'en période future et l'année 2063 a un pic significativement plus grand que les autres années (2984 m³/s).

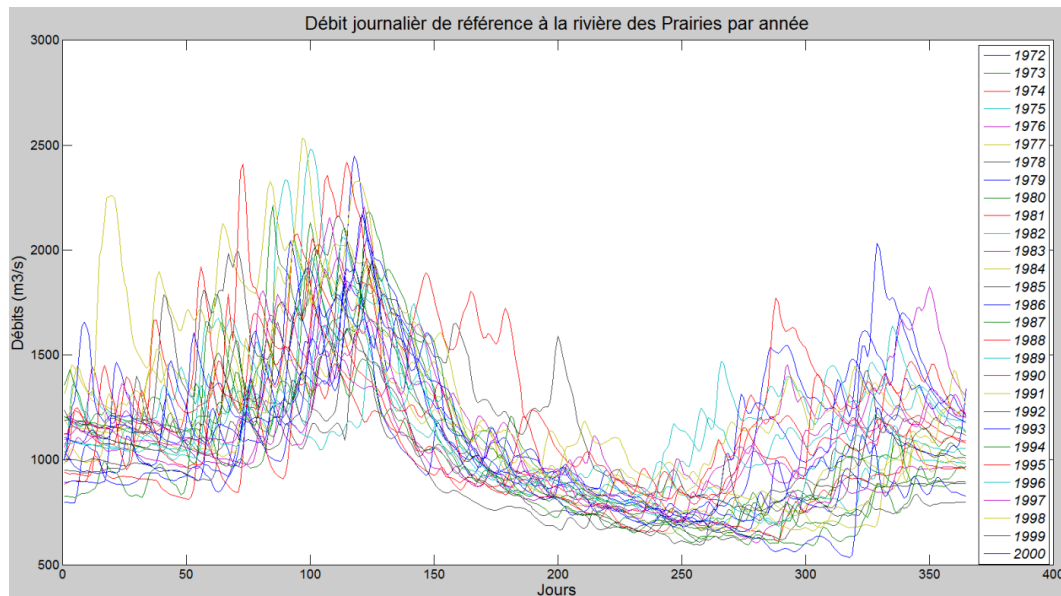


Figure 45. Débit journalier de référence à la rivière des Prairies par année

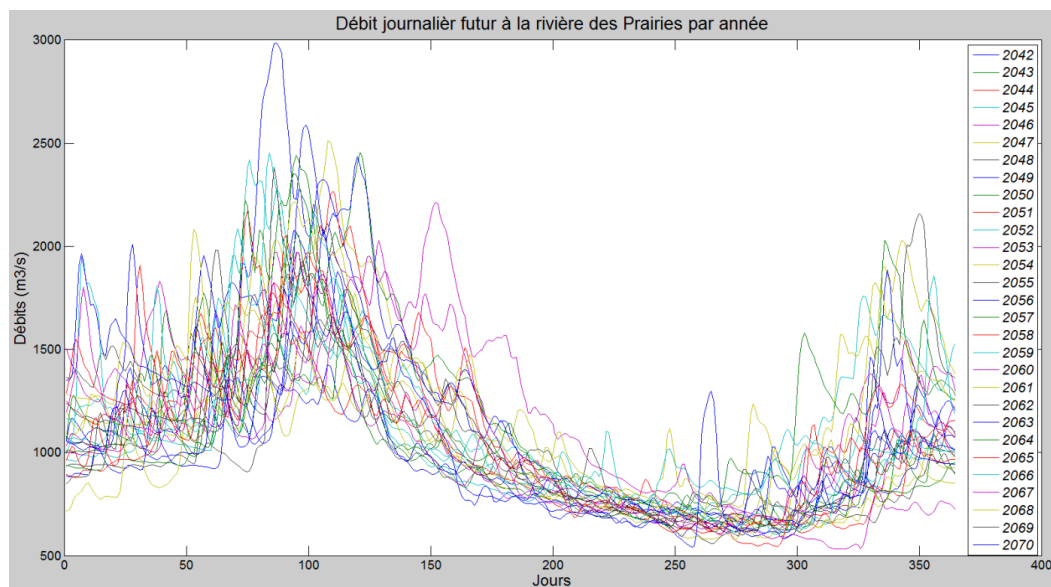


Figure 46. Débit journalier futur à la rivière des Prairies par année

Dans les figures, il est possible d'observer que la période de fonte de neige est plus hâtive en période future par rapport à la période de référence. De plus, il y a un décalage des pics maximaux de 26 jours. Ceci est probablement dû à la hausse des températures. D'un autre côté, les débits en étiage sont plus élevés en période de référence par rapport à la période future. Ceci est dû au fait que les précipitations futures dans la saison d'été-automne ne montrent aucune variation.

En général, il est admis que les changements climatiques vont influencer les débits de la rivière des Prairies. L'impact le plus important des changements climatiques est la crue printanière plus hâtive et les débits d'étiage plus sévères en période future.

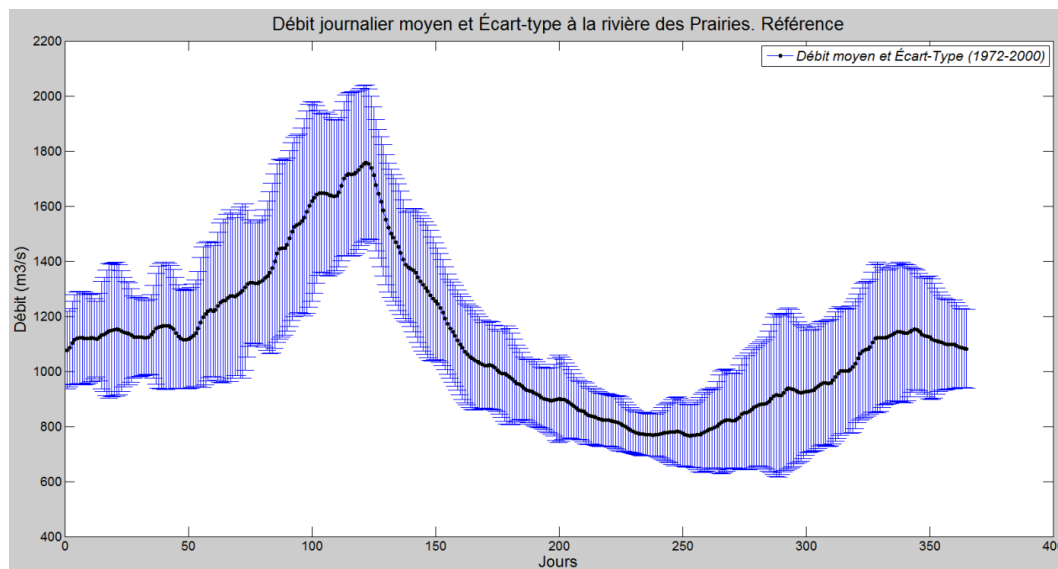


Figure 47. Débit journalier moyen de référence et écart-type à la rivière des Prairies

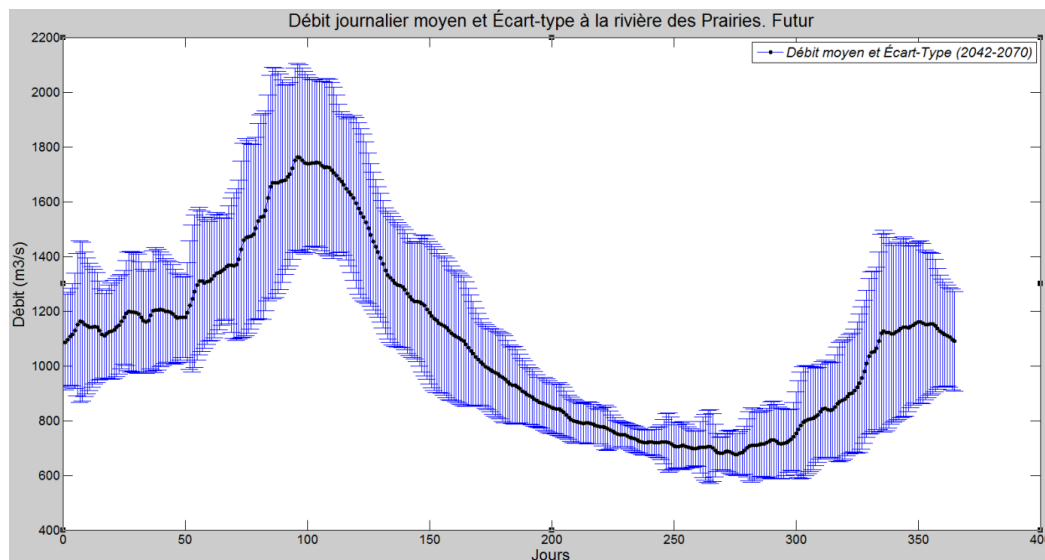


Figure 48. Débit journalier moyen futur et écart-type à la rivière des Prairies

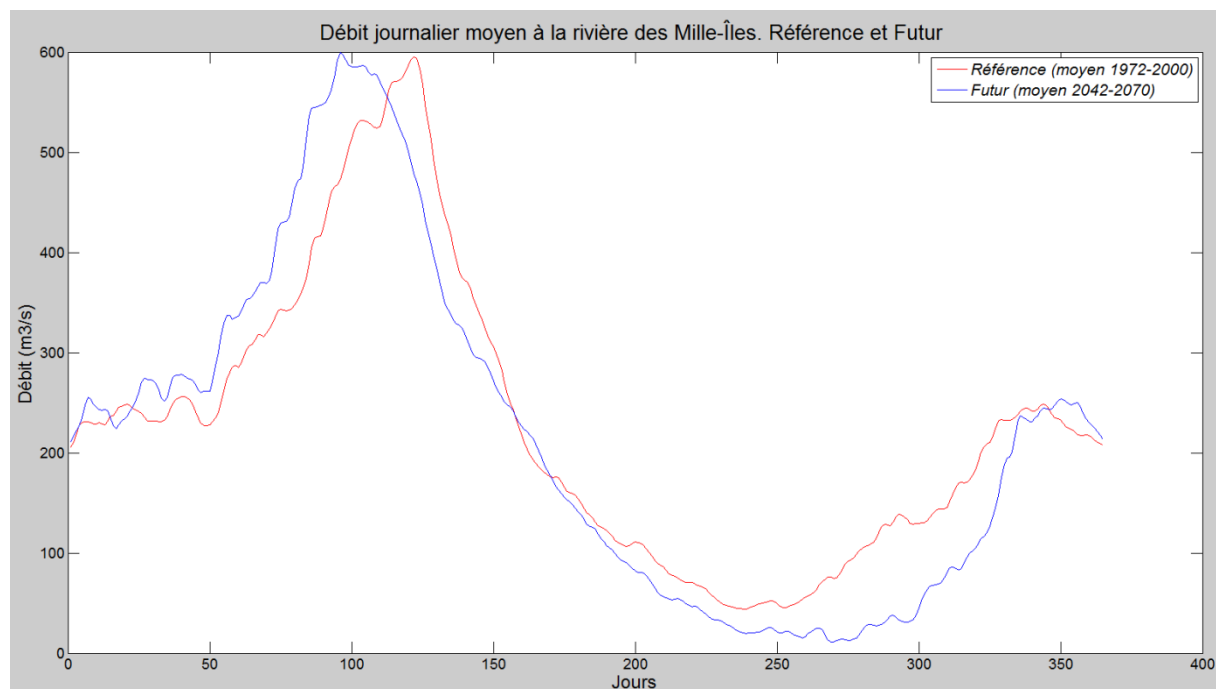


Figure 49. Débit journalier moyen de référence et futur à la rivière des Mille-Îles.

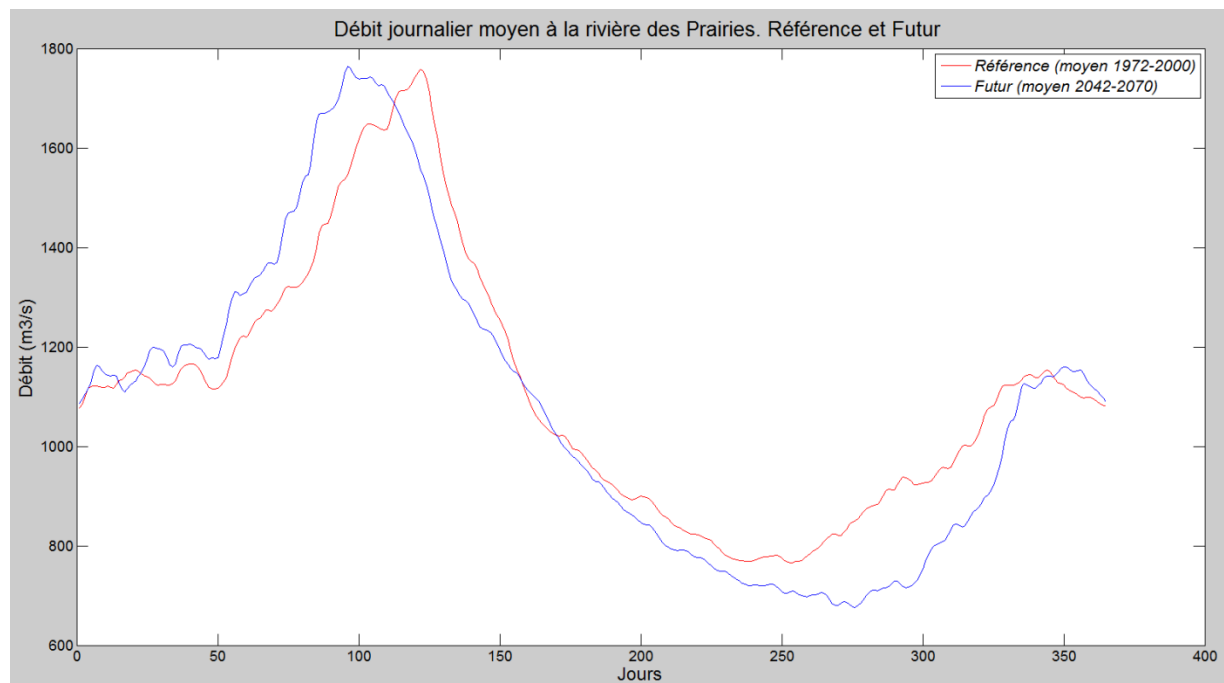


Figure 50. Débit journalier moyen de référence et futur à la rivière des Prairies

Après ces résultats, on a pu déterminer la loi suivie par les débits futurs en période de crue et d'étiage afin d'établir des scénarios prévisionnels.

Les débits de référence dans cette étude sont ceux de 1972 à 2000.

Tableau 19. Statistiques sur la période de référence

	Étiage	Crue
Minimum	534,67	1458,73
Maximum	819,43	2534,94
Moyenne	689,12	2020,83
Médiane	691,04	2047,22
Écart type	74,48	292,02

Pour les débits estimés, on a :

Tableau 20. Statistiques sur la période projetée

	Étiage	Crue
Minimum	532,08	1461,64
Maximum	763,05	2984,32
Moyenne	625,93	2095,89
Médiane	622,67	2081,54
Écart type	56,81	342,58

On observe quelques écarts en termes de débits :

Tableau 21. Écarts en m³/s

Écarts entre les	Étiage	Crue
Minima	-2,59	2,92
Maxima	-56,38	449,38
Moyenne	-63,19	75,06
Médiane	-68,37	34,32

En termes de pourcentage :

Tableau 22. Écarts en pourcentage.

Écarts entre les	Étiage	Crue
Minima	-0,48%	0,20%
Maxima	-6,88%	17,73%
Moyenne	-9,17%	3,72%
Médiane	-9,89%	1,68%

Ainsi en période d'étiage, on observe une baisse sur la moyenne des débits en étiage de l'ordre de 9 % tandis qu'en période de crue, les débits augmentent en moyenne de 3,72% par

rapport à la période de référence (1972-2000). Cependant, le débit maximal estimé est 17,73% plus élevé que le débit maximal observé. Comparons la projection avec l'ensemble des données :

Tableau 23. Statistiques sur l'ensemble des données relevées

	Étiage	Crue
Minimum	382,00	1420,00
Maximum	838,00	3680,00
Moyenne	610,81	2355,60
Médiane	600,00	2280,00
Écart type	100,49	459,30

On observe quelques écarts en termes de débits :

Tableau 24. Écarts en m³/s

Écarts entre les	Étiage	Crue
Minima	-150,08	-41,64
Maxima	74,95	695,68
Moyenne	-15,12	259,71
Médiane	-22,67	198,46

En termes de pourcentage :

Tableau 25. Écarts en pourcentage.

Écarts entre les	Étiage	Crue
Minima	-39,3%	-2,9%
Maxima	8,9%	18,9%
Moyenne	-2,5%	11,0%
Médiane	-3,8%	8,7%

On remarque qu'en comparant les projections à l'ensemble des données utilisées que le débit moyen à l'étiage baisse de 2,5% et qu'en crue il augmente de 11%.

Nous effectuons la même analyse que pour la période d'étiage en climat actuel pour déterminer les débits de différentes récurrences en climat futur. Tout d'abord le test de Wald-Wolfowitz :

Tableau 26. Résultats du test Wald-Wolfowitz

	Z _{calculé}
crue	-0,1319
étiage	0,1124

Ces 2 valeurs étant inférieures à 1,96 ($= z_{0,975}$), les données sont aléatoires avec un risque d'erreur de 5%.

Nous procédons de même avec le test de Kendall.

Tableau 27. Résultats du test de Kendall

	$u_{\text{calculé}}$
crue	0,5252
étiage	-1,6882

Les 2 séries étant inférieures à 1,96 ($= u_{0,975}$), il n'y a pas de tendance dans les données.

Les débits projetés en période de crue suivent une loi de Weibull :

- paramètre d'échelle : $\lambda = 2240,34$;
- paramètre de forme : $k = 6,521$

$$Q_n = \lambda(-\ln(p))^{\frac{1}{k}}$$

Deux tests d'ajustement ont démontré l'adéquation de la loi :

Tableau 28. Résultats des tests d'ajustement en crue

	Valeur calculée	Valeur de la table	P_{value}
Kolmogorov-Smirnov	0,093	$\frac{1,36}{\sqrt{29}} = 0,253$	0,944
χ^2	1,489	3,841	0,222

La loi Weibull permet un bon ajustement aux débits projetés en période de crue. Voici les débits calculés à différentes périodes de récurrence :

Tableau 29. Débits de différentes récurrences en période de crue en climat futur

Période de récurrence (ans)	Débit (m^3/s)
2	2117,9
5	2410,0
10	2546,0
20	2650,9
50	2761,6
100	2831,5
1000	3013,2

Les débits projetés en période d'étiage suivent une loi GEV comme précédemment, mais avec des paramètres différents : $\alpha = 48,2102$; $\zeta = 602,2361$.

$$Q_n = \zeta - \alpha * \ln(-\ln(p_n))$$

Deux tests d'ajustement ont démontré l'adéquation de la loi :

Tableau 30. Résultats des tests d'ajustement en étiage

	Valeur calculée	Valeur de la table	P _{value}
Kolmogorov-Smirnov	0,138	$\frac{1,36}{\sqrt{29}} = 0,253$	0,589
χ^2	3,931	3,841	0,047

Le test χ^2 est proche de la valeur attendue. Suivant les autres lois d'ajustement (normale, log normale, Johnson SB, triangulaire, etc.) proposées dans Statistica, la loi GEV était la plus proche du résultat attendu. De plus, le test de Kolmogorov-Smirnov montre que c'est un modèle convenable. Voici les débits calculés pour différentes périodes de récurrence :

Tableau 31. Débits de différentes récurrences en période d'étiage en climat futur

Période de récurrence (ans)	Débit (m ³ /s)
2	619,9
5	589,3
10	562,0
20	549,4
50	536,5
100	528,6
1000	509,1

d. Objectif B3

Des premiers résultats ont pu être analysés par Annie Carrière. Une relation a été établie entre débits et concentration en *E. coli* dans la rivière. La tendance mise en évidence est que, plus le débit est fort, plus la concentration en *E.coli* dans l'eau est élevée, hors hiver.

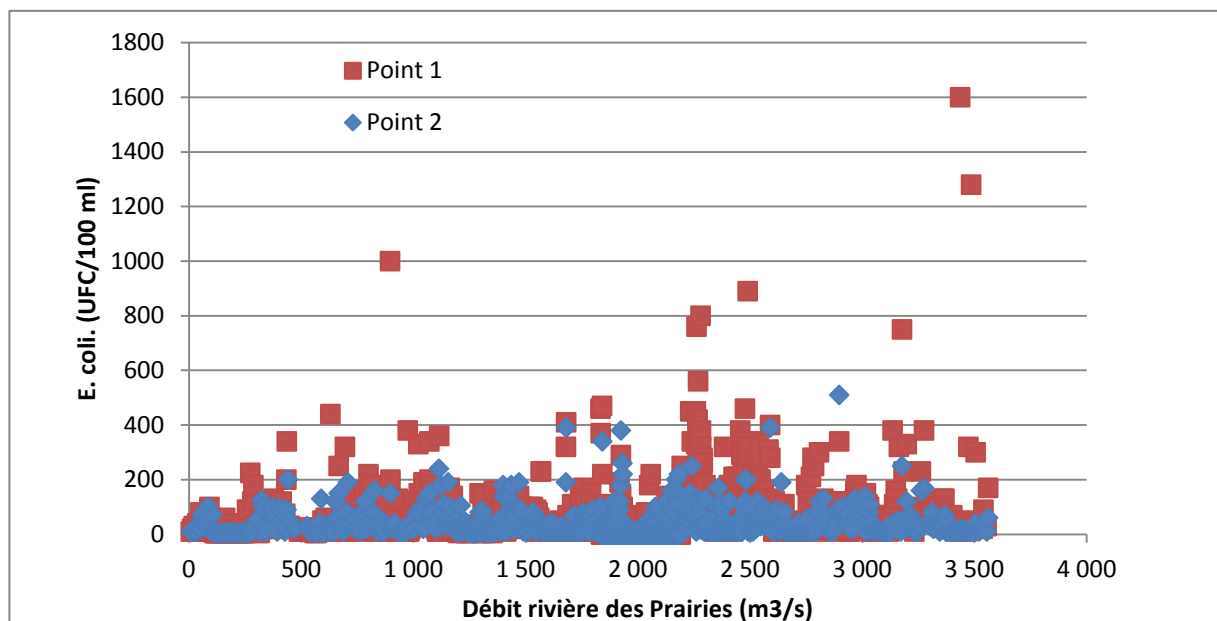


Figure 51. Relations débits-concentrations en *E. coli*

On observe par ailleurs que le débit minimal de l'eau permettant un captage et une adduction optimale dans les prises d'eau (Q2,7) est de 499 m³/s. Cependant en période d'étiage, ce débit n'est pas forcément atteint, ce qui peut poser des problèmes de qualité d'eau en aval.

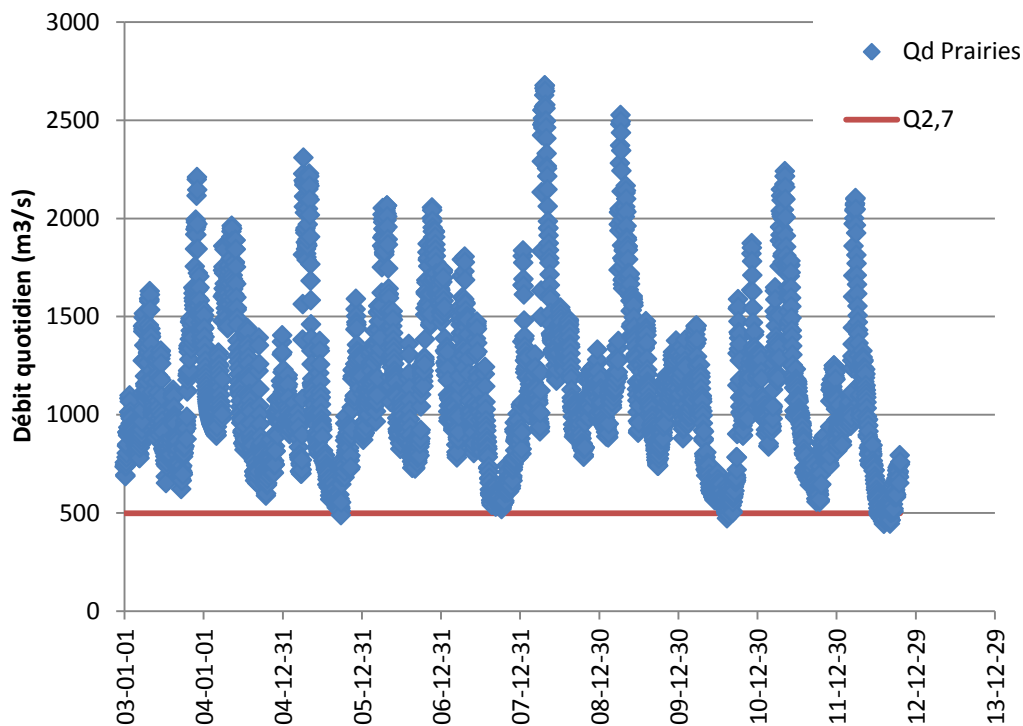


Figure 52. Débit moyen quotidien de la rivière des Prairies (2003-2012)

e. Objectifs C1 et C2

Les résultats présents actuellement sont ceux issus des objectifs A1 et A3. Les travaux d'échantillonnage d'Anne-Sophie Madoux-Humery et les relevés de la ville de Montréal sont en cours d'analyse. Ces 2 objectifs sont en cours de réalisation.

6. Analyse et discussion

a. Objectifs A1 et A4

Calage du débit

L'analyse des Figures 13, 14 et 15 permet de conclure que les trois événements les mieux calés sont les événements A1, E1 et E3. Les coefficients de Nash-Sutcliffe pour ces 3 événements sont compris entre 0,87 et 0,96 ce qui démontre une très bonne correspondance entre données de terrain et valeurs obtenues lors des simulations. L'évènement A2 est également bien calé. Pour l'évènement A3, le volume de surverse simulé est supérieur au volume mesuré sur le terrain. Cependant une grande incertitude (>25%) existe sur les données de terrain pour cet événement à cause d'une sonde défaillante. La différence en termes de volume peut donc être due à l'incertitude sur les données de terrain. Les événements A4 et E2 sont les deux événements les moins bien calés. Il est important de noter que ce sont également les deux événements ayant les plus petits volumes de surverse et débits de pointe. Dès lors une faible différence relative entre données de terrain et simulations peut se traduire par un pourcentage de différence élevé. Les différences relatives absolues entre données de terrain et simulations sont pour les volumes (débit de pointe) de 386 m³ (0,16 m³/s) pour l'évènement A4 et de 161 m³ (0,04m³/s) pour l'évènement E2. Cette différence de volume reste assez élevée. Le modèle développé sous SWMM pourrait donc être amélioré pour les petits événements. De plus le coefficient de Nash-Sutcliffe est négatif pour l'évènement A4 ce qui peut être dû à la différence entre l'heure de début de la surverse simulée et l'heure de début mesurée.

Les coefficients de détermination entre les volumes simulés et mesurés pour tous les événements et entre les débits maximaux simulés et mesurés pour l'ensemble des événements sont de 0,99 ce qui montre que le modèle développé sous SWMM est globalement bien calé.

Calage des concentrations en MES

Comme on peut le voir sur la Figure 18, les coefficients de Spearman sont compris entre 0,68 et 0,87. Cela montre une bonne correspondance entre les formes des courbes des concentrations simulées et mesurées en MES.

L'analyse des Figures 16 et 17 montre que dans l'ensemble le modèle développé sous SWMM sous-estime les concentrations en MES. Si les graphes des concentrations en MES (disponibles dans le mémoire de Laurène Autixier (Autixier, 2012)) sont analysés en parallèle des périodes de temps sec antérieur on remarque que plus la période de temps sec antérieur est grande, plus le modèle sous-estime les concentrations en MES. Il semblerait donc qu'il y a un phénomène physique, chimique ou biologique qui ne soit pas totalement pris en compte dans SWMM et il se pourrait que ce phénomène soit lié (directement ou indirectement) à la période de temps sec antérieur.

La littérature existante à sujet rapporte que la remise en suspension des dépôts solides dans les égouts peut contribuer jusqu'à 75% aux concentrations en MES dans les eaux de surverse (Gasperi *et al.*, 2010; Passerat *et al.*, 2011). Or ce phénomène n'est pas pris directement en compte dans SWMM. La fonction de lessivage des surfaces perméables permet de modéliser une partie de cette remise en suspension, mais pas la totalité. Ainsi pour les événements où la période de temps sec antérieur est faible (et où il y a eu donc peu de dépôt solide), le modèle développé sous SWMM prédit de façon assez fidèle la réalité. Par contre dans le cas d'évènement avec une période de temps sec antérieur élevée (et donc une remise en suspension possible élevée), le modèle n'estime pas bien les concentrations en MES.

Il semble donc qu'il soit primordial de prendre en compte la remise en suspension des sédiments afin de pouvoir bien représenter les concentrations en MES.

Calage des concentrations en *E. coli*

Le calage des coefficients permettant de modéliser les variations saisonnières des concentrations sanitaire en *E. coli* a montré qu'une meilleure connaissance de ces variations serait nécessaire pour améliorer le calage.

Il a été choisi de considérer le calage comme satisfaisant lorsque les valeurs mesurées et les valeurs simulées sont dans le même ordre de grandeur (Dorner *et al.*, 2006). D'après les Figures 19 et 20, ce critère est respecté pour tous les événements pour les concentrations maximales et les concentrations moyennes. L'observation des Figures 19, 20 et 21 et des figures du mémoire de Laurène Autixier (Autixier, 2012) nous permet de conclure que les événements les mieux calés sont les événements A1, E1 et E3. L'évènement E2 est également assez bien calé. Le calage pour les événements A4 et A3 pourrait être amélioré même si les concentrations maximales et moyennes simulées restent du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées. Une amélioration du calage du débit pour ces deux événements pourrait permettre de meilleurs résultats pour les concentrations en *E. coli* puisque, sur l'ensemble d'un événement, les *E. coli* proviennent d'une dilution du sanitaire. Il est donc important pour évaluer les concentrations en *E. coli* dans les eaux de surverse de bien modéliser le phénomène de dilution des eaux sanitaires. L'évènement A3 est l'évènement le moins calé.

La différence d'heure où les concentrations maximales simulées et mesurées ont eu lieu pour l'évènement E1 est due au fait que la concentration maximale sur le terrain a été mesurée alors que le débit de la surverse était très faible et que le modèle développé sous SWMM ne simule pas de surverse (et donc pas de concentrations en *E. coli*) à ce moment-là. La concentration maximale simulée correspond à la deuxième plus grande concentration mesurée sur le terrain.

Concernant le calage, il peut être conclu que :

- Le débit est bien calé sauf pour les petits événements
- Le modèle développé sous SWMM est bien calé pour les concentrations en *E. coli* sauf pour l'évènement A3
- Une meilleure connaissance des variations des concentrations en *E. coli* dans les eaux sanitaires permettrait un meilleur calage
- Les résultats laissent supposer qu'un phénomène n'est pas pris totalement en compte dans SWMM. Les différences entre les concentrations mesurées et simulées peuvent être expliquées par le phénomène de remise en suspension dans les égouts, phénomène non pris directement en compte dans SWMM.

Mise en place des jardins de pluie

L'analyse des résultats pour les jardins de pluie seront faits à 3 niveaux : (1) à l'échelle du jardin de pluie pour évaluer les chemins empruntés par l'eau arrivant aux jardins de pluie, (2) à l'échelle du secteur étudié pour évaluer l'impact de la mise en place des jardins de pluie sur les volumes de ruissellement et (3) à l'échelle du point de surverse pour évaluer de façon quantitative l'influence des jardins de pluie sur les caractéristiques des surverses et de façon semi-quantitative l'influence de la mise en place des jardins de pluie sur la qualité des eaux des surverses.

- **Étude des caractéristiques des jardins de pluie (basée sur les résultats du scénario 100%)**

Pour tous les événements ayant une période de récurrence inférieure à 1 an (i.e les événements A1, A3, A4, E2 et E3), les jardins de pluie sont capables de capter toutes les eaux arrivant aux jardins. Les pluies qui ont provoquées les surverses A2 et E1 ont des hauteurs de pluie supérieures à 22 mm. Comme les jardins de pluie ont été modélisés pour capter toutes les eaux de pluie de hauteur inférieure à 22 mm, il est logique d'observer que, pour ces deux événements, une partie de l'eau drainée aux jardins de pluie est restituée au réseau d'égout. Il existe une relation linéaire significative (coefficient de Pearson R) entre la période de récurrence et le pourcentage d'eaux arrivant aux jardins restituées au réseau. ($R=0,99$, $p<0,05$). Il semble également y avoir un seuil en ce qui concerne les hauteurs de pluie au-delà duquel l'efficacité des jardins de pluie diminue. Ce seuil se situe autour de 10-15 mm. Avec des hauteurs de pluies plus importantes, une plus grande fraction est retournée vers l'égout.

Les résultats des simulations sont cohérents avec la littérature : plus la période de récurrence est élevée, moins les jardins de pluie sont efficaces (Davis, 2008; Davis *et al.*, 2012; James & Dymond, 2012; Trowsdale & Simcock, 2011). Dans le cas de l'étude de Debusk et Wyn (2011), 4% des événements étudiés ont engendré des débordements contre 15% pour Davis (2008) et 29% dans notre étude. Il est normal que notre étude ait rapporté plus d'événements à débordement puisque dans le cas de notre étude, seuls les événements ayant engendré des surverses ont été étudiés et non pas tous les événements pluvieux comme les deux autres études mentionnées.

La température de même que la saison sont des éléments importants à prendre en compte dans les performances hydrauliques des jardins de pluie. En effet les jardins de pluie restent efficaces, mais semblent moins efficaces l'hiver, saison qui n'a pas été étudiée dans le cadre de notre étude (Hunt *et al.*, 2008; Muthanna *et al.*, 2008). L'influence de la température n'a pas été spécifiquement étudiée dans notre étude, mais nous observons une différence de performance hydraulique en fonction de la saison. Cela peut être dû aux différences entre les caractéristiques des événements pluvieux d'une saison à une autre. Comme mentionné précédemment, notre étude ne comprend pas d'évènement ayant eu lieu l'hiver. Or des surverses peuvent avoir lieu pendant cette période (Madoux-Humery *et al.*, Unpublished results). Il serait donc nécessaire d'étudier les performances des jardins de pluie pendant cette saison plus en détail. Des études ont également analysé les performances des jardins de pluie en termes d'abattement de polluants l'hiver. Dans des conditions hivernales, cet abattement peut être de 98% pour les MES, 92% pour le phosphore et entre 46% et 99% pour le zinc, le cuivre et le plomb (Blecken *et al.*, 2011; Blecken *et al.*, 2010).

La composition du sol qui est utilisé pour les jardins de pluie a également une influence sur les performances hydrauliques des jardins (Carpenter & Hallam, 2010). La présente étude n'a pas pris en compte la composition du sol pour évaluer la performance des jardins de pluie.

- **Impacts de la mise en place de jardins de pluie sur les volumes de ruissellement (basés sur les résultats du scénario 100%)**

La littérature rapporte également que les jardins de pluie permettent une réduction importante des volumes de ruissellement (Davis, 2008; James & Dymond, 2012). Aad *et al* (2010) ont étudié l'efficacité des jardins de pluie pour réduire les volumes de ruissellement issus des toits et ont montré qu'une réduction de près de 38% de ces volumes pouvait être atteinte, voire de 100% avec une augmentation de la superficie couverte par les jardins. Pitt et Voorhees (2010) ont trouvé une réduction des volumes de ruissellement des toits possible pouvant aller jusqu'à 90%. Il n'est pas anormal que ces deux études aient trouvé des réductions plus importantes que la nôtre, car dans le cas de notre secteur étudié seul 21% de la superficie totale de ruissellement est drainée vers les jardins de pluie. Une relation linéaire significative entre le pourcentage de réduction du volume de ruissellement et la période de retour a été trouvée ($R=0,99$, $p<0,05$). Il y a également un seuil pour la hauteur de pluie, situé aux alentours de 15mm, au-delà duquel l'efficacité des jardins de pluie diminue fortement. Dans le cadre de notre étude et de notre secteur étudié, la réduction du volume de ruissellement ne peut être plus élevée que 20%.

- **Impacts de la mise en place de jardins de pluie sur les caractéristiques des surverses (quantité et qualité)**

Comme le montre les Figures 23 et 24, plus il y a de jardins de pluie qui sont mis en place, plus la réduction des caractéristiques des surverses (débit de pointe et volume sur les figures présentées, mais également durée et débit moyen) est importante. Cependant aucune surverse n'est évitée même pour le scénario 100%. On remarque également que plus

l'évènement de pluie est important moins la réduction, en termes de pourcentage, est élevée. Ainsi c'est pour l'évènement E2, de période de récurrence 0,2 an que ce pourcentage est le plus élevé pour le débit de pointe, volume, durée et débit moyen. Et c'est pour l'évènement E1, de période de récurrence 6,4 ans, que ce pourcentage est le plus faible. En termes de réductions absolues, c'est l'inverse : c'est pour l'évènement E1 que cette réduction est la plus élevée.

Concernant le scénario 100%, une tendance a été observée suggérant que les réductions du volume, débit de pointe, durée et débit moyen sont fortement liées à la hauteur de la pluie, l'intensité et la hauteur de la pluie avant le début de la surverse ainsi que la période de récurrence. L'observation des résultats du scénario 100% montrent également que plus l'évènement pluvieux ayant engendré la surverse à une période de retour élevée moins les jardins de pluie sont efficaces.

Il est intéressant de noter une relation entre les débits de pointe et la hauteur de pluie puisque d'un point de vue de l'amélioration de la qualité de l'eau, il est nécessaire de réduire les débit de pointe (USEPA, 1999). Comme les concentrations maximales en MES et *E. coli* proviennent plus du processus de lessivage des surfaces imperméables que de la dilution des eaux sanitaires, une réduction du débit maximal est intéressante. Néanmoins, il faut nuancer ce raisonnement : si la source principale du polluant considéré est la dilution des eaux sanitaires alors une réduction du volume de ruissellement va diminuer l'effet de dilution et on retrouvera alors une plus grande concentration en ce polluant dans les eaux de surverses. Si la source principale du polluant considéré est le lessivage des surfaces imperméables alors une réduction des volumes de ruissellement limitera l'apport en ce polluant au réseau.

De plus, une réduction du volume de ruissellement pour les petits évènements pluvieux pourra entraîner une accumulation solide accrue dans les conduites. Ces dépôts pourraient alors être décrochés lors d'évènements pluvieux plus importants, évènements pour lesquels les jardins de pluie sont inefficaces et entraîner des concentrations maximales plus élevées de polluants dans les eaux de surverse. C'est pour cela qu'il est primordial de ne pas confondre le processus d'accumulation sur les surfaces imperméables avec le processus d'accumulation dans les conduites d'égouts comme le fait pour le moment SWMM.

Ainsi une réduction des volumes de ruissellement peut présenter un risque en termes de pollution et de contamination de sources d'eau potable potentielle puisque certaines surverses, surverses qui contiendraient encore des polluants, pourraient encore avoir lieu. Capturer 90% des évènements pluvieux ne semble pas utile si les évènements pluvieux restants entraînent un plus grand risque à cause de l'augmentation de la charge polluante et de la réduction minimale du débit. Les solutions envisageables afin de protéger les sources d'eau potable de la pollution des surverses sont soit d'interdire les surverses soit de combiner une réduction des volumes de ruissellement avec un traitement de ces eaux de surverse avant rejet dans le cours d'eau récepteur.

En Ontario, la réglementation impose aux municipalités de traiter selon certaines conditions et partiellement (enlèvement de 50% de MES par exemple) leurs eaux de surverse avant de déverser ces eaux dans les milieux récepteurs (Marsalek et al., 2004). La ville de Toronto dispose d'installations permettant de traiter une partie de ses eaux de surverse (Marsalek et al., 2004). Pour le North Toronto Water Pollution Control Plant (NTWPCP), par temps de pluie, tout débit dans le réseau supérieur à 1,7 m³/s est stocké dans une installation de stockage des eaux de surverse (Marsalek et al., 2004). Cette installation permet de traiter une partie des eaux de surverse. Ce traitement consiste en une décantation dynamique et peut être amélioré grâce à l'utilisation de floculants et/ou coagulants (Marsalek et al., 2004). Cependant, pour un tel traitement, il est important de connaître la composition des eaux à traiter afin d'utiliser les bons produits chimiques et le bon dosage (Marsalek et al., 2004). Une des difficultés liées aux traitements des eaux de surverse est la variabilité des composants de ces eaux (Zukovs & Marsalek, 2004).

Un moyen de ne plus avoir de surverse peut être de stocker le surplus d'eau pendant un événement pluvieux et de restituer ces eaux à l'usine de traitement des eaux usées une fois que cette dernière peut de nouveau traiter ces eaux. Par exemple le NTWPCP a actuellement une capacité de stockage de 6000 m³. Une augmentation de cette capacité à 73000 m³ pourrait permettre de diminuer la fréquence de surverse pour ce secteur de 30-40 fois par an à une fois par an ((Averill et al., 2001) cité par (Marsalek et al 2004)).

b. Objectif B1

Le modèle hydrodynamique du CEHQ permet de simuler l'hydrodynamique en période d'étiage. Il sera utilisé pour les simulations en climat futur.

c. Objectif B2

Voici les conclusions tirées du rapport de l'équipe de M. R. Leconte (Huaranga Alvarez & Leconte, 2012).

« Les projections climatiques montrent une tendance claire que la température annuelle et les températures saisonnières augmenteront en période future. La précipitation annuelle, la précipitation printanière et la précipitation hivernale présentent une augmentation, mais la précipitation d'été-automne ne montre aucune augmentation notable. La performance du réseau neurone a été évaluée en comparant quatre réseaux de neurones créés à partir de quatre apprentissages différents. Les coefficients de Nash obtenus ont été très bons pour chacun d'eux. » (Huaranga Alvarez et al., 2012)

Il est nécessaire d'améliorer les équations des débits pour arriver à mieux représenter les étiages et les pics. En effet, la rivière des Prairies simule des pics moins forts et des étiages plus élevés que ceux observés.

« Le décalage de la crue printanière et les débits d'étiage plus faibles en période future sont les impacts plus remarquables des changements climatiques sur les rivières des Mille-Îles et des Prairies. » (Huarina Alvarez et al., 2012)

Avec les données issues de ces travaux, nous pouvons faire une comparaison rapide entre les valeurs actuelles pour les valeurs simulées pour la période 1972-2000 et projetées sur la période 2042-2070 en crue et en étiage :

Tableau 32. Écarts observés entre les débits de différentes récurrences en climat actuel et futur (1^{er} tableau : crue, 2nd tableau : étiage)

période de récurrence (ans)	valeur en climat actuel (CEHQ) (m ³ /s)	valeur projetée (m ³ /s)	écart (m ³ /s)	écart (%)
2	2049,0	2117,9	68,9	3,4%
5	2277,3	2409,9	132,6	5,8%
10	2382,0	2546,0	164,0	6,9%
20	2461,9	2650,9	189,0	7,7%
50	2545,7	2761,6	215,9	8,5%
100	2598,3	2831,5	233,2	9,0%
1000	2733,9	3013,2	279,3	10,2%

Période de récurrence (ans)	valeur en climat actuel (m ³ /s)	valeur projetée (m ³ /s)	écart (m ³ /s)	écart (%)
2	689,1	619,9	-69,2	-10,0%
5	626,2	579,3	-46,9	-7,5%
10	593,8	562,0	-31,8	-5,3%
20	566,6	549,4	-17,3	-3,0%
50	536,1	536,5	0,42	0,1%
100	515,6	528,6	13,0	2,5%
1000	458,2	509,1	50,8	11,1%

On observe une hausse des débits pour les événements extrêmes en période de crue. Par exemple, une hausse de 10 % du débit pour un débit de récurrence 1000 ans (environ +280 m³/s).

Cependant, à l'étiage, la tendance est moins claire. Pour des débits à récurrence plus fréquente (2 ans à 20 ans), le débit extrême mesuré sera plus bas que celui en climat actuel. Pour des récurrences plus élevées, le débit extrême sera moins faible que ceux en climat actuel. Les événements de récurrences 50 ans et plus auront moins d'impacts en termes de problèmes de dilution ou de captation d'eau.

Il importe de préciser qu'aucune analyse de l'incertitude sur les débits simulés dans la rivière des Prairies et des Mille Îles n'a été effectuée. Les sources d'incertitude, nombreuses, incluent : la structure des modèles de climat, la variabilité naturelle du climat, la technique de mise à l'échelle des projections climatiques, les scénarios d'émission des gaz à effet de serre, la structure du modèle hydrologique employé, et la structure du modèle de gestion de utilisé pour simuler l'opération des réservoirs dans le bassin versant de la rivière des Outaouais.

Dans la présente étude, une seule projection climatique a été utilisée, provenant du modèle de climat global canadien (CGCM3) qui a piloté le modèle régional de climat canadien (MRCC). Il est admis que l'incertitude entourant la structure des modèles de climat est importante et généralement dominante par rapport aux autres sources d'incertitude. De plus, un seul scénario d'émission de gaz à effet de serre a été utilisé et l'incertitude entourant la variabilité naturelle du climat n'a été que partiellement adressée, les projections climatiques en climat actuel et futur ne couvrant qu'une période de 40 années chacune. Enfin, le modèle de gestion développé dans le cadre de cette étude simule adéquatement la complexité de la gestion des 30 réservoirs compris dans le bassin versant de la rivière des Outaouais. Cependant, le modèle développé est de type 'boîte noire' et rien n'assure que les règles de gestion 'cachées' dans le modèle seront adéquates pour simuler la gestion future des réservoirs soumis à des conditions hydrologiques singulièrement différentes du régime actuel. Il importe donc d'interpréter les résultats obtenus avec prudence. C'est particulièrement le cas pour l'analyse d'événements hydrologiques extrêmes, comme les étiages sévères et les crues avec des périodes de retour élevées. Le nombre réduit d'années d'observation et de simulation constitue une autre source d'incertitude potentiellement significative dans l'analyse fréquentielle d'événements extrêmes.

Une analyse approfondie de l'incertitude associée minimalement à la structure des modèles de climat serait de mise pour en mesurer l'importance sur les régimes hydrologiques futurs et les impacts qui en découleront sur la modélisation hydrodynamique et de la qualité de l'eau de la rivière des Prairies.

d. Objectifs B3, C1 et C2

Les objectifs seront complétés dans une deuxième phase du projet.

7. Conclusion et recommandations

a. Objectifs A1 et A2

Il est très important de caler les modèles hydrologiques avant toute utilisation. De même, le processus de remise en suspension des sédiments dans les conduites des égouts doit être modélisé de façon précise afin de mettre une bonne estimation des concentrations en MES. Le calage des concentrations en *E. coli* nécessite une bonne connaissance des variations des concentrations en *E. coli* dans les eaux sanitaires.

Les jardins de pluie permettent de réduire les volumes de ruissellement et les caractéristiques des surverses (volumes, débits de pointe, etc.), mais plus l'évènement pluvieux est important plus leur efficacité diminue. Cela pourrait entraîner une remise en suspension des dépôts solides dans les égouts, provoquant une pollution des eaux de surverses accrue et donc un plus grand danger pour les cours d'eau et donc des sources d'eau potable potentielles. Il serait donc intéressant de considérer l'interdiction totale des surverses ou de combiner les pratiques de gestion optimale à un traitement des eaux de surverses.

Des améliorations pourraient être apportées au modèle développé sous SWMM :

- Un calage du débit à partir de plus de données de terrain pourrait permettre d'améliorer le calage
- Une confirmation expérimentale des résultats obtenus pour les jardins de pluie pourrait être effectuée
- La prise en compte de façon quantitative des capacités d'abattement de polluants des jardins de pluie pourrait être faite
- Le modèle développé sous SWMM pourrait être validé à partir de simulations continues et de données de pluviométrie passées afin d'évaluer sa capacité à prédire la fréquence de surverses
- Puis le modèle ainsi validé pourrait être utilisé pour estimer la fréquence des surverses en climat futur et estimer l'impact des changements climatiques sur les caractéristiques des surverses
- D'autres pratiques de gestion optimales pourraient être évaluées et comparées entre elles de même qu'évaluer conjointement pour voir l'intérêt de combiner plusieurs pratiques de gestion optimales sur un même territoire (en climat actuel et climat futur).

b. Objectifs B et C

Le modèle hydrodynamique de la rivière est désormais calé et est prêt à être utilisé pour les simulations en période d'étiage et de crue pour la diffusion et la dispersion de contaminants. Le devenir détaillé des contaminants sera estimé à partir des données déjà existantes, mais les analyses seront complétées dans une deuxième phase. La relation pouvant exister entre débits et concentrations pourrait être approfondie en analysant l'impact d'une hausse de débit sur la concentration par exemple.

Pour finaliser ce projet, divers points sont à compléter :

- Étude statistique et relationnelle des débits versus les concentrations en *E. Coli* à partir des données existantes
- Établissement de scénarios critiques pour le traitement de l'eau potable
- Calibration du modèle de diffusion et dispersion en climat actuel
- Simulations de la diffusion et dispersion en climat futur
- Analyse des résultats pour une gestion optimale des traitements de potabilisation

Références

- Aad, M. P. A., Suidan, M. T., & Shuster, W. D. (2010). Modeling techniques of best management practices: Rain barrels and rain gardens using EPA SWMM-5. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(6), 434-443. doi: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000136
- Ahiablame, L. M., Engel, B. A., & Chaubey, I. (2012). Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(7), 4253-4273. doi: 10.1007/s11270-012-1189-2
- Alder, A. C., Schaffner, C., Majewsky, M., Klasmeier, J., & Fenner, K. (2010). Fate of b-blocker human pharmaceuticals in surface water: Comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Water Research*, 44, 936-948.
- Alighardashi, A., Pons, M. N., & Potier, O. (2008). Occurrence and fate of pharmaceutical substances in urban wastewater, a literature mini-review. *Revue des Sciences de l'Eau*, 21(4), 14.
- Alimova, A., Roberts, M., Katz, A., Rudolph, E., Steiner, J. C., Alfano, R. R., & Gottlieb, P. (2006). Effects of smectite clay on biofilm formation by microorganisms. *Biofilms*, 3, 47-54.
- Allen, G., Gunnison, D., & Lanza, G. R. (1987). Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(4), 633-638.
- Althaus, H., Jung, K. D., Matthess, G., & Pekdeger, A. (1982). *Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern*. Schmidt-Verlag, Berlin: Umweltbundesamt, Materialien 1/82.
- An, Y. J., Kampbell, D. H., & Breidenbach, G. P. (2002). Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environmental Pollution*, 771-778.
- Anderson, K. L., Whitlock, J. E., & Harwood, V. J. (2005). Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 3041-3048.
- Anderson, P. D., D'Aco, V. J., Shanahan, P., Chapra, S. C., Buzby, M. E., Cunningham, V. L., . . . Schwab, B. W. (2004). Screening analysis of human pharmaceutical compounds in U.S. surface waters. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 838-849.
- Ani, E. C., Wallis, S., Kraslawski, A., & Agachi, P. S. (2009). Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river. *Environmental Modelling & Software*, 24, 1139-1152.
- Aramini, J. J., Stephen, C., Dubey, J. P., Engelstoft, C., Schwanthje, H., & Ribble, C. S. (1999). Potential contamination of drinking water with Toxoplasma gondii oocysts. *Epidemiol. Infect.*, 122(2), 305.
- ARC and GDNR. (2001). Georgia Stormwater Management Manual : Volume 2 - Technical Handbook: Atlanta Regional Commission and Georgia Department of Natural Resources - Environmental Protection Division Atlanta, Georgia.
- Ashbolt, N. J., Grohmann, G. S., & Kueh, C. (1993). Significance of specific bacterial pathogens in the assessment of polluted receiving waters of Sydney. *Water Sci. Technol.*, 27, 449-452.
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D., & Rosen, J. S. (1998). Effect of rainfall on Giardia and Cryptosporidium. *J. Am. Water Works Assoc.*, 90(9), 66.
- Atkinson, S. K., Marlatt, V. L., Kimpe, L. E., Lean, D. R. S., Trudeau, V. L., & Blais, J. M. (2011). Environmental Factors Affecting Ultraviolet Photodegradation Rates and Estrogenicity of Estrone and Ethinylestradiol in Natural Waters. *Arch Environ Contam Toxicol*, 60, 1-7.

- Atwill, E. R., Hou, L., Karle, B. M., Harter, T., Tate, K. W., & Dahlgren, R. A. (2002). Transport of cryptosporidium parvum oocyst through vegetated buffer strip and estimated filtration efficiency. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 5517–5527.
- Atwill, R., Lewis, D., Pereira, M., Huerta, M., Bond, R., Ogata, S., & Bass, P. (Producer). (2007). Characterizing freshwater inflows and sediment reservoirs of fecal coliforms and E. coli at five estuaries in Northern California. Retrieved from <http://ucce.ucdavis.edu/files/filelibrary/2161/41255>
- Auer, M., & Niehaus, S. (1993). Modelling fecal coliform bacteria I. Field and laboratory determination of loss kinetics. *Water Res.*, 27, 693-701.
- Autixier, L. (2012). *Gestion des eaux pluviales et mise en place de cellules de bio-rétention : étude de cas pour un secteur urbain du Québec*. M.A.Sc, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Averill, D., P., Chessie, P., Henry, D., Kok, S., Marsalek, J., & Seto, P. (2001, June 25-27). *Field experience with chemically aided settling of combined sewer overflows*. Paper presented at the NOVATECH Conf. on Innovative technologies in urban drainage, Lyon, France.
- Avery, S. M., Moore, A., & Hutchison, M. L. (2004). Fate of E. coli originating from livestock faeces deposited directly onto pasture. *Letters in Applied Microbiology*, 38(5), 355-359.
- Awadallah, A. G., Rousselle, J., & Leconte, R. (1999). Evolution du risue hydrologique sur la riviere Châteauguay. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 26(4), 510-523.
- Babinchak, J. A., Graikoski, J. T., Dudley, D., & Nitkowski, M. F. (1977). Effect of dredge spoil deposition on fecal coliform counts in sediments at a disposal. *Applied and Environmental Microbiology*, 34, 38–41.
- Bales, J. D. (2003). Effects of Hurricane Floyd inland flooding, September–October 1999, on tributaries to Pamlico Sound, North Carolina. *Estuaries*, 26, 1319-1328.
- Banning, N., Toze, S., & Mee, B. (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. *Microbiology*, 149, 47-55.
- Barcina, I., Gonzalez, J. M., Iriberry, J., & Egea, L. (1990). Survival strategy of Escherichia coli and Enterococcus faecalis in illuminated fresh and marine systems. *J. Appl. Bacteriol.*, 68, 189.
- Barnes, H. H. (1967). Roughness characteristics of natural channels *Water Supply Paper No. 1849*. USA: U.S. Geological Survey.
- Basha, H. A. (1997). Analytical model of two-dimensional dispersion in laterally nonuniform axial velocity distributions. *J. Hydr. Engrg ASCE*, 123(10), 853-862.
- Batt, S. (Producer). (2004, Octobre). La présence de médicaments dans l'eau : y a-t-il danger pour la santé publique? Retrieved from <http://www.whp-apsf.ca/fr/documents/pharmWaterFR.html>
- Baxter-Potter, W. R., & Gilland, W. R. (1988). Bacterial pollution in runoff from agricultural lands. *Journal of Environmental Quality*, 17, 27-34.
- Bédard, S. (1997). *Développement d'un modèle de transport-diffusion applicable aux rejets urbains de temps de pluie*: Mémoire de maîtrise INRS-Eau.
- Bedbur, E. (1989). Laboruntersuchungen zum Einfluss sedimentologischer und hydraulischer Parameter auf die Filterwirkung gleichförmiger Sande, Verichte-Reports. *Geol.-Palaönt. Inst. Univ. Kiel*, 31, 1-77.
- Berggren, K., Olofsson, M., Viklander, M., Svensson, G., & Gustafsson, A. M. (2012). Hydraulic Impacts on Urban Drainage Systems due to Changes in Rainfall Caused by Climatic Change. [Article]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(1), 92-98. doi: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000406
- Bhattacharjee, S., Ryan, J. N., & Elimelech, M. (2002). Virus transport in physically and geochemically heterogeneously subsurface porous media. *J. Cont. Hydrol.*, 57, 161-187.

- Bidle, K. D., & Fletcher, M. (1994). Comparison of free-living and particle-associated bacterial communities in the Chesapeake Bay in stable low-molecular-weight RNA analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(3), 944–952.
- Bitton, G., & Marshall, K. C. (1980). *Adsorption of Microorganisms to Surfaces*. Brisbane: John Wiley & Sons.
- Blecken, G. T., Marsalek, J., & Viklander, M. (2011). Laboratory study of stormwater biofiltration in low temperatures: Total and dissolved metal removals and fates. [Article]. *Water Air and Soil Pollution*, 219(1-4), 303-317. doi: 10.1007/s11270-010-0708-2
- Blecken, G. T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T. D., Hedstrom, A., & Viklander, M. (2010). Laboratory study on stormwater biofiltration nutrient and sediment removal in cold temperatures. *Journal of Hydrology*, 394(3-4), 507-514. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.10.010
- Boehm, A. B., Ashbolt, N. J., Colford, J. M., Dunbar, L. E., Fleming, L. E., Gold, M. A., . . . Weisberg, S. B. (2009). A sea change ahead for recreational water quality criteria. *J. Water Health*, 7(1), 9-20.
- Boehm, A. B., Grant, S. B., Kim, J. H., Mowbray, S. L., McGee, C. D., Clark, C. D., . . . Wellman, D. E. (2002). Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California. *Environmental Science and Technology*, 36(18), 3885–3892.
- Boehm, A. B., Shellenbarger, G. G., & Paytan, A. (2004). Groundwater discharge: Potential association with fecal indicator bacteria in the surf zone. *Environ. Sci. Technol.*, 38(13), 3558–3566.
- Bogosian, G., Sammons, L. E., Morris, P. J. L., O'Neill, J. P., Heitkamp, M. A., & Webber, D. B. (1996). Death of *Escherichia coli* K-12 strain W3110 in soil and water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62, 4114–4120.
- Bolduc, S. (2010). *Gestion des eaux pluviales et adaptation aux changements climatiques : Le cas d'un secteur de la Ville de Montréal*. M.Sc.A, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement, Québec, Canada.
- Bolin, C., Brown, C., & Rose, J. (2004). (World Health Organization) Emerging zoonotic diseases and water. *Waterborne Zoonoses: Identification, Causes, and Control* (pp. 19-26). London, UK: IWA Publishing.
- Bolster, C. H., Bromley, J. M., & Jones, S. H. (2005). Recovery of chlorine-exposed *Escherichia coli* in estuarine microcosms. *Environmental Science and Technology*, 39, 3083–3089.
- Borst, M., & Selvakumar, A. (2003). Particle-associated microorganisms in stormwater runoff. *Water Res.*, 37(1), 215-223.
- Boualam, M., Mathieu, L., Fass, S., Cavard, J., & Gatel, D. (2002). Relationship between coliform culturability and organic matter in low nutritive waters. *Water Resources Research*, 69, 4549–4555.
- Bound, J. P., & Voulvoulis, N. (2006). Predicted and measured concentrations for selected pharmaceuticals in UK rivers: Implications for risk pharmaceuticals in UK rivers: Implications for risk. *Water Research*, 40, 2885-2892.
- Bourque, A., & Simonet, G. (2008). Chap 5 - Québec. In D. S. Lemmen, F. J. Warren, J. Lacroix & E. Bush (Eds.), *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007* (pp. 171-226). Ottawa (Ontario).
- Boxall, J. B., & Guymier, I. (2007). Longitudinal mixing in meandering channels: new experimental data set and verification of a predictive technique. *Water Research*, 41, 341–354.
- Boyer, C., Chaumont, D., Chartier, I., & Roy, A. G. (2010). Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology*, 384, 65-83.

- Boyer, C., Verhaar, P. M., A.G., R., Biron, P. M., & Morin, J. (2010). Impacts of environmental changes on the hydrology and sedimentary processes at the confluences of St-Lawrence tributaries: potential effect on fluvial ecosystems. *Hydrobiologia*, 647(1), 163-183.
- Brière, F. G. (2012). *Distribution et Collecte des Eaux*. Montréal: Presses Internationales de l'École Polytechnique de Montréal.
- Brion, G. M., & Lingireddy, S. (1999). Neural network approach to identifying non-point sources of microbial contamination. *Water Res.*, 33(14), 3099-3106.
- Brissette, F., Leconte, R., Minville, M., & Roy, R. (2006). Can we adequately quantify the increase/decrease of flooding due to climate change ? *IEEE*, 1-6.
- Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M. D., Ashbolt, N. J., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environmental international* 30, 741-759.
- Brown, R. (2005). Impediments to integrated urban stormwater management: The need for institutional reform. *Environmental Management*, 36(3), 455-468. doi: 10.1007/s00267-004-0217-4
- Buckley, R., Clough, E., Warnken, W., & Wild, C. (1998). Coliform bacteria in streambed sediment in a subtropical rainforest conservation reserve. *Water Research*, 32, 1852–1856.
- Burkhardt, W., Calci, K. R., Watkins, W. D., Rippey, S. R., & Chirte, S. J. (2000). Inactivation of indicator microorganisms in estuarine waters. *Water Res.*, 34(8), 2207.
- Burton, G. A. J., Gunnison, D., & Lanza, G. R. (1987). Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53(4), 633.
- Burton, G. R. W., & Engelkirk, P. G. (1996). *Microbiology for the Health Sciences*: Fifth ed. Lippincott-Raven.
- Butler, D., & Davies, J. W. (2011). *Urban Drainage*. London: Spoon Press.
- Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D., & Whitman, R. (2003). Ubiquity and persistence of E. coli in a mid-western coastal stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 4549–4555.
- Cahoon, L. B., & Toothman, B. (2004). Fecal contamination of tidal creek sediments—links to sediment phosphorus? *Environmental quality of Wilmington and New Hanover County watersheds 2002–2003* (pp. 43–51). Wilmington, NC: CMS Report 04–01, UNC Wilmington Center for Marine Science.
- Carillo, M., Estrada, E., & Hazen, T. C. (1985). Survival and enumeration of the fecal indicators Bifidobacterium adolescentis and Escherichia coli in a tropical rain forest watershed. *Applied and Environmental Microbiology*, 50, 468–476.
- Caron, A. (2005). *Calibration et validation d'un générateur de climat dans le contexte des changements climatiques*. Master's thesis.: École de technologie supérieure.
- Carpenter, D. D., & Hallam, L. (2010). Influence of planting soil mix characteristics on bioretention cell design and performance. [Article]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(6), 404-416. doi: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000131
- Carr, G. M., Morin, A., & Chambers, P. A. (2005). Bacteria and algae in stream periphyton along a nutrient gradient. *Freshwater biology*, 50, 1337-1350.
- Carrer, G., Rousseau, A. N., & Rivard, C. (2009). Effets des Changements Climatiques sur la recharge de bassins versants de l'Est du Canada. Rapport N° R-1049.
- Carrière, A., Barbeau, B., & Cantin, J. F. (2007). Vulnerability of Drinking Water Treatment Plants to Low Water Levels in the St. Lawrence River. *Journal of Water Resources Planning and management ASCE*, 33-38.
- Carrington, E. G., & Miller, D. E. (1993). The occurrence and origins of Cryptosporidium oocysts in source waters. *Water Supply*, 11, 91.

- CAS : 1222-05-5 Galaxolide. (2009). Retrieved from <http://www.sinoapi.com/product-view.asp?cas=1222-05-5>
- Casadio, A., Maglionico, M., Bolognesi, A., & Artina, S. (2010). Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. *Water Science and Technology*, 61(1), 207-215.
- Celestolide. (2012). Retrieved from <http://www.chemblink.com/products/13171-00-1.htm>
- Centre d'Expertise hydrique du Québec (CEHQ). (2005). Rivière des Mille îles. Étude des solutions de soutien des étiages critiques. Rapport sommaire (pp. 28).
- Centre d'Expertise hydrique du Québec (CEHQ). (2006). Détermination des cotes de crues. Rivière des Prairies, Québec : Le Québec en images, CCDMD.
- Chao, W. L., & Feng, R. L. (1990). Survival of genetically engineered *Escherichia coli* in natural soil and river water. *J. Appl. Bacteriol.*, 68, 319–325.
- Chapman, D., & Kimstach, V. (1996). *Water Quality Assessment, second ed.* Cambridge: The Great Britain University Press.
- Chen, M., Shyamprasad, S., Heineman, M., & Carter, C. S. (2008). Representation of non-nirectly impervious area in SWMM. *Reliable Modeling of Urban Water Systems*.
- Chigbu, P., Gordon, S., & Strange, T. R. (2005). Fecal coliform bacteria disappearance rates in a north-central Gulf of Mexico estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65, 309–318.
- Chin, D. A. (2006). Chapters 3 and 4 *Water-quality Engineering in Natural Systems* (pp. 91-145): John Wiley & Sons, Inc.
- Cho, K. H., Cha, S. M., Kang, J.-H., Lee, S. W., Park, Y., Kim, J.-W., & Kim, J. H. (2010). Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: A modeling approach. *Water research* 44, 2189-2202.
- Cho, K. H., Lee, S., Y.S., H., Hwang, J. H., Cha, S. M., Park, Y., & Kim, J. H. (2009). A new methodology for determining dispersion coefficient using ordinary and partial differential transport equations. *Water Science & Technology—WST*, 59(11), 2197-2203.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., J.H., K., Guber, A. K., Shelton, D. R., & Rowland, R. (2010). Release of *Escherichia coli* from the bottom sediment in a first-order creek: Experiment and reach-specific modeling. *Journla of Hydrology*, 391, 322-332.
- Chou, P. Y., & Wyseure, G. (2009). Hydrodynamic dispersion characteristics of lateral inflow into a river tested by a laboratory model. *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 217-228.
- Chow, V. T. (1959). *Open-Channel Hydraulics*. New-York: McGraw-Hill.
- Cinotto, P. J. (2005). *Occurrence of fecal-indicator bacteria and protocols for identification of fecal-contamination sources in selected reaches of the West Branch Brandywine Creek, Chester County, Pennsylvania*: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report.
- Climate change 2001: Synthesis report*. (2001). Cambridge University Press, Cambridge, U.K: R. Watson and the Core Writing Team.
- Colford, J. M., Wade, T. J., Schiff, K. C., Wright, C. C., Griffith, J. F., Sandhu, S. K., . . . Weisberg, S. B. (2007). Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology*, 18(1), 27-35.
- Collins, R. (2004). Fecal contamination of pastoral wetlands. *J. Environ. Qual.*, 33, 1912–1918.
- Collins, R., & Rutherford, K. (2004). Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38, 700-712.
- Comité ZIP Jacques Cartier. (2003). On a un tuyau pour vous... Rejets d'eaux usées en rive et qualité de l'eau. Atlas du réseau d'eaux usées de Montréal (pp. 55).

- Contaminants émergents. (2011). Retrieved from http://fr.wikipedia.org/wiki/Contaminants_%C3%A9mergents
- Corapcioglu, M. Y., & Haridas, A. (1984). Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation. *J. Hydrol.*, 72, 149–169.
- Corapcioglu, M. Y., & Haridas, A. (1985). Microbial transport in soils and groundwater: a numerical model. *Adv. Water Resour.*, 8, 188–200.
- Crabill, C., Donald, R., Snelling, J., Foust, R., & Southam, G. (1999). The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek, Arizona. *Water Res.*, 33(9), 2163–2171.
- Craig, D. L., Fallowfield, H. J., & Cromar, N. J. (2004). Use of microcosms to determine persistence of *Escherichia coli* in recreational coastal water and sediment and validation with in situ measurements. *Journal of Applied Microbiology*, 96, 922–930.
- Crane, S. R., & Moore, J. A. (1986). Modeling enteric bacterial die-off: a review. *Water Air Soil Pollut.*, 27, 411.
- Croley II, T. E. (2003). *Great Lakes Climate Change Hydrologic Impact Assessment: IJC Lake Ontario-Saint Lawrence River Regulation Study*. NOAA Technical Memorandum GLERL-126. Ann Arbor, MI: Great Lakes Environmental Research Laboratory.
- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B., & Lele, S. (2001). The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948–1994. *Am. J. Public Health*, 91(8), 1194.
- Curtis, T. P., Mara, D. D., & Silva, S. A. (1992). Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(4), 1335–1343.
- Daneshvar, A., Svanfelt, J., Kronberg, L., Prévost, M., & Weyhenmey, G. A. (2010). Seasonal variations in the occurrence and fate of basic and neutral pharmaceuticals in a Swedish river–lake system. *Chemosphere*, 80, 301–309.
- Daughton, C. G., & Ternes, T. A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environ. Health Persp.*, 107(6), 907–938.
- David, M. M., & Haggard, B. E. (2011). Development of Regression-Based Model to Predict Fecal Bacteria Numbers at Select Sites within Illinois River Watershed, Arkansas and Oklahoma, USA. *Water Air Soil Pollution* 215, 525–547.
- Davies-Colley, R. J., Donnison, A. M., & Sped, D. J. (2000). Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. *Water Sci. Technol.*, 42(10–11), 149.
- Davies, C. M., & Bavor, H. J. (2000). The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *Journal of Applied Microbiology*, 89(2), 349–360.
- Davies, C. M., & Evison, L. M. (1991). Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *J. Appl. Bacteriol.*, 70(3), 265.
- Davies, C. M., Long, J. A. H., Donald, M., & Ashbolt, N. J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(5), 1888–1896.
- Davis, A. P. (2008). Field performance of bioretention: Hydrology impacts. [Article]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(2), 90–95. doi: 10.1061/(asce)1084-0699(2008)13:2(90)
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G., & Clar, M. (2009). Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. [Article]. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), 109–117. doi: 10.1061/(asce)0733-9372(2009)135:3(109)
- Davis, A. P., & McCuen, R. H. (2005). *Stormwater Management for Smart Growth*. New York: Springer.

- Davis, A. P., Traver, R. G., Hunt, W. F., Lee, R., Brown, R. A., & Olszewski, J. M. (2012). Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(5), 604-614. doi: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000467
- De Marsily, G. (1986). *Quantitative Hydrology*. San Diego: Academic Press.
- DeBusk, K. M., & Wynn, T. M. (2011). Storm-water bioretention for runoff quality and quantity mitigation. [Article]. *Journal of Environmental Engineering*, 137(9), 800-808. doi: 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000388
- Decamp, O., & Warren, A. (2000). Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 14, 293-299.
- DeFlaun, M. F., & Mayer, L. M. (1983). Relationships between bacteria and grain surfaces in intertidal sediments. *Limnology and Oceanography*, 28, 873-881.
- Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Resources Research*, 32(8), 2462-2470.
- Deng, Z.-Q., Singh, V. P., & Bengtsson, L. (2001). Longitudinal dispersion coefficient in straight rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(11), 919-927.
- Desmarais, T. R., Solo-Gabriele, H. M., & Palmer, C. J. (2002). Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 1165-1172.
- Détermination des cotes de crues, Rivière des Prairies*. (2006). Québec: Le Québec en images, CCDMD.
- Dewailly, E., Poirier, C., & Meyer, F. M. (1986). Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *American Journal of Public Health*, 76(6), 690-691.
- Dietz, M. (2007). Low Impact Development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 186(1), 351-363. doi: 10.1007/s11270-007-9484-z
- Dorner, S., Slawson, R. M., Anderson, W. B., Kouwen, N., & Huck, P. M. (2006). Hydrologic Modeling of Pathogen Fate and Transport. *Environmental Science and Technology*, 40(15), 4746-4753.
- Doyle, J. D., Tunnicliff, B., Kramer, K., Kuehl, R., & Brickler, S. K. (1992). Instability of fecal coliform populations in waters and bottom sediments at recreational beaches in Arizona. *Water Research*, 26, 979-988.
- Droppo, I. G., & Ongley, E. D. (1994). Flocculation of suspended sediments in rivers of southeastern Canada. *Water Res.*, 28, 1799-1809.
- Dufour, A. P., & Ballentine, P. (1986). Ambient water quality criteria for bacteria (Bacteriological ambient water quality criteria for marine and fresh recreational waters) *Technical Rep. No. EPA A440/5-84-002*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- Easton, J., Gauthier, J., Lalor, M., & Pitt, R. (2005). Die-off of pathogenic E. coli O157 :H7 in sewage contaminated waters. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(5), 1187-1193.
- El Samrani, A. G., Lartiges, B. S., & Villieras, F. (2008). Chemical coagulation of combined sewer overflow: Heavy metal removal and treatment optimization. *Water Research*, 42(4-5), 951-960.
- Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois*. (2010). Montréal, Québec.
- Environmental Services City of Portland. (2012). Downspout Disconnection Program Retrieved 7 Février, 2012, from <http://www.portlandonline.com/bes/index.cfm?c=54651>
- Enzinger, R., & Cooper, R. (1976). Role of bacteria and protozoa in the removal of Escherichia coli from estuarine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 31, 758-763.
- EPA's BEACH watch program: 2002 swimming season. (2003). Washington, DC.

- Ericson, H., Thorsén, G., & Kumblad, L. (2010). Physiological effects of diclofenac, ibuprofen and propranolol on Baltic Sea blue mussels. *Aquatic Toxicology*, 99, 223-231.
- Eriksson, E. (2002). *Potential and problems related to reuse of water in households*. Ph.D. Ph.D, Technical University of Denmark, Kgs. Lyngby. Retrieved from <http://www2.er.dtu.dk/publications/fulltext/2002/MR2002-142.pdf>
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., . . . Mikkelsen, P. S. (2007). Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383(1-3), 41-51.
- Erkenbrecher, C. W. J. (1981). Sediment bacterial indicators in an urban shellfishing subestuary of the Lower Chesapeake Bay. *Applied and Environmental Microbiology*, 42, 484-492.
- Ermilio, J. R. (2005). *Characterization study of a bio-infiltration stormwater BMP*. M.Sc.A M.Sc.A, Villanova University, Villanova. Retrieved from Jordan R.
- ESCER. Réseau canadien en modélisation et diagnostic du climat régional (MDCR): Modèle MRCC (Modèle régional canadien du climat) Retrieved 30 mai, 2012, from http://www.mrcc.uqam.ca/index.php?page=modeles_-ang.html&sm=sm4
- Étude du renvoi sur les niveaux du bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs. (1993). International Joint Commission.
- EU. (2002). *Proposed directive of the European Parliament and of the Council concerning the quality of bathing water*. Brussels.
- Evanson, M., & Ambrose, R. E. (2006). Sources and growth dynamics of fecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, 40, 475-486.
- Eyles, R., Niyogi, D., Townsend, C., Benwell, G., & Weinstein, P. (2003). Spatial and temporal patterns of Campylobacter contamination underlying public health risk in the Taieri River, New Zealand. *J. Environ. Qual.*, 32, 1820-1828.
- Fagherazzi, L., Guay, R., & Sassi, T. (2005). *regulationClimate Change analysis of the Ottawa River System. Report for the commission mixte internationale—Lake Ontario-St. Lawrence River study on discharge*.
- Faithful, J., & Finlayson, W. (2005). Water quality assessment for sustainable agriculture in Wet Tropics – A community-assisted approach. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 99-112.
- Faust, M. A., Aotaky, A. E., & Hargadon, M. T. (1975). Effect of physical parameters on the in situ survival of Escherichia coli MC-6 in an estuarine environment. *Appl. Microbiol.*, 30(5), 800-806.
- Feijtel. (1997).
- Ferguson, C., de Roda Husman, A. M., Altavilla, N., Deere, D., & Ashbolt, N. (2003). Fate and Transport of Surface Water Pathogens in Watersheds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33(3), 299-361.
- Ferguson, C. M. (1994). *Fecal indicators and pathogens in water and sediment of the Georges River, Sydney*. Sydney: University of Technology.
- Ferguson, C. M., , C., B. G., Ashbolt, N. J., & Stevenson, I. M. (1996). Relationships between indicators, pathogens and water quality in an estuarine system. *Water Research*, 30, 2045-2054.
- Ferguson, C. M., Croke, B. F. W., Beatson, P. J., Ashbolt, N. J., & Deere, D. A. (2007). Development of a process-based model to predict pathogen budgets for the Sydney drinking water catchment. *Journal of Water and Health* 05.2, 187-208.
- Feuillet d'information. Modifications apportées au plan des travaux Octobre 2010. (2010). MDDEP. Retrieved from <http://www.cehq.gouv.qc.ca/mille-iles/feuille201010.pdf>

- Field, R., Borst, M., O'Connor, T., Stinson, M. K., Fan, C.-Y., Perdek, J. M., & Sullivan, D. (1998). Urban wet-weather flow management : Research directions. *Journal Of Water Resources Planning And Management*.
- Field, R., Sullivan, D., & Tafuri, A. N. (2003). *Management of Combined Sewer Overflows*. Boca Ranton, Florida, USA: Lewis Publishers, CRC Press.
- Filip, Z., Dizer, H., Kaddu-Mulinda, D., Kiper, M., Lopez-Pila, J. M., Milde, G., . . . Seidel, K. (1986). *Untersuchungen über das Verhalten pathogener und anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser im Hinblick auf die Bemessung von Wasserschutzzonen*. Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.
- Fish, J. T., & Pettibone, G. W. (1995). Influence of freshwater sediment on the survival of Escherichia coli and Salmonella spp. as measured by three methods of enumeration. *Letters in Applied Microbiology*, 20, 277–281.
- Fish Pharm. (2010, Avril). Retrieved from <http://ngm.nationalgeographic.com/2010/04/pollution/fish-pharm>
- Fisher, G. T., & Katz, B. G. (1988). *Urban stormwater runoff: selected background information and techniques for problem assessment with a Baltimore Maryland case study*. Baltimore, MD: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2347.
- Fisher, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J., & Brooks, N. H. (1979). *Mixing in inland and coastal waters*: Academic Press, Inc.
- Flint, K. P. (1987). The long-term survival of Escherichia coli in river water. *Journal of Applied Bacteriology*, 63(3), 261–270.
- Foppen, J. W. A., Mporokoso, A., & Schijven, J. F. (2005). Determining straining of Escherichia coli from breakthrough curves. *J. Contam. Hydrol.*, 76, 191-210.
- Foppen, J. W. A., & Schijven, J. F. (2006). Evaluation of data from the literature on the transport and survival of Escherichia coli and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. *Water research*, 40, 401-426.
- Fortier, C., & Mailhot, A. (2012). *Impact des changements climatiques sur les débordements des réseaux d'égouts unitaires*. Paper presented at the 27^{ème} Congrès de l'Est du Canada, Sherbrooke.
- Fortin, J. P., Turcotte, R., Massicotte, S., Moussa, R., Fitzback, J., & Villeneuve, J. P. (2001). Distributed watershed model compatible with remote sensing and GIS data. I: Description of model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 6(2), 91-99.
- Fortin, L.-G., Turcotte, R., Pugin, S., Cyr, J.-F., & Picard, F. (2007). Impact des changements climatiques sur les plans de gestion des lacs Saint-François et Aylmer au sud du Québec. *Canadian Journal of civil Engineering*, 34, 934-945.
- Franson, M. A. H. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th ed. Washington: American Public Health Association.
- Frenette, R. (1996). *Modélisation tridimensionnelle par les éléments finis du transport des sédiments dans les cours d'eau*. Thèse de doctorat: Faculté des sciences et génie, Université Laval.
- Fries, J., Characklis, G., & Noble, R. (2006). Attachment of fecal indicator bacteria to particles in the Neuse River Estuary. *Journal of Environmental Engineering: ASCE*, 132(10), 1338-1345.
- Gabor, T., North, A., Ross, L., Murkin, H., Anderson, J., & Raven, M. (2004). *The importance of wetlands and upland conservation practices in watershed management: Functions and values for water quality and quantity*. Stonewall, Manitoba, Canada: Ducks Unlimited Canada.
- Gagliardi, J. V., & Karns, J. S. (2000). Leaching of Escherichia coli O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(3), 877.

- Gannon, J., Busse, M. K., & Schillinger, J. (1983). Faecal coliform disappearance in a river impoundment. *Water Research*, 17, 1595-1601.
- Gannon, J. J., & Busse, M. K. (1989). E. coli and enterococci levels in urban stormwater, creek water and chlorinated treatment plant effluent. *Water Research*, 23(9), 1167–1176.
- Gannon, V. P. J., Duke, G. D., Thomas, J. E., Van Leeuwen, J., Byrne, J., Johnson, D., . . . Selinger, B. (2005). Use of in-stream reservoirs to reduce bacterial contamination of rural watersheds. *Science of the Total Environment*, 48, 19–31.
- Garcia-Armisen, T., & Servais, P. (2007). Respective contributions of point and non-point sources of E. coli and enterococci in a large urbanized watershed (the Seine river, France). *Journal of Environmental Management*, 82, 512-518.
- Garcia-Armisen, T., & Servais, p. (2009). Partitioning and fate of Particle-associated E.coli in River waters. *Water environment research* 81 (1), 21-28.
- Garric, J., & Ferrari, B. (2005). Pharmaceuticals in aquatic ecosystems. Levels of exposure and biological effects: A review. *Revue des Sciences de l'Eau*, 18(3), 307-330.
- Garzio-Hadzick, A., Shelton, D. R., Hill, R. L., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., & Rowland, R. (2010). Survival of manure-borne E. coli in streambed sediment: Effects of temperature and sediment properties. *Water research* 44, 2753-2762.
- Gasperi, J., Gromaire, M. C., Kafi, M., Moilleron, R., & Chebbo, G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44(20), 5875-5886.
- Gaudy, A. F., & Gaudy, E. T. (1980). *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*: McGraw hill.
- Geldreich, E. (1970). Applying bacteriological parameters to recreational water quality. *Journal of the American Water Works Association*, 62, 113-120.
- George, I., Anzil, A., & Servais, P. (2004). Quantification of fecal coliform inputs to aquatic systems through soil leaching. *Water Research*, 38, 611–618.
- Gerba, C. P., & McLeod, J. S. (1976). Effect of sediments on the survival of Escherichia coli in marine waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 32(1), 114-120.
- Gimbel, R. D., & Sontheimer, H. (1980). Einfluss der Oberflächenstruktur von Filtermaterialien auf die Partikelabscheidung in Tieffiltern. *Vom Wasser*, 55, 131-147.
- Goyal, S. M., Gerba, C. P., & Melnick, G. L. (1977). Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas Coast. *Applied and Environmental Microbiology*, 34, 139-149.
- Graf, W. H., & Altinakar, M. S. (2000). *Hydraulique fluviale, écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Grimes, D. J. (1975). Release of sediment-bound fecal coliforms by dredging. *Appl. Microbiol.*, 29(1), 109.
- Grimes, D. J., Atwell, R. W., Brayton, P. R., Palmer, L. M., Rollins, D. M., Roszak, D. B., . . . Colwell, R. R. (1986). The fate of enteric pathogenic bacteria in estuarine and marine environments. *Microbiol. Sci.*, 3, 324.
- Gromaire-Mertz, M. C., Garnaoud, S., Gonzalez, A., & Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8. doi: 10.1016/s0273-1223(99)00002-5

- Haack, S., Fogarty, L. R., & Wright, C. (2003). Escherichia coli and Enterococci at beaches in the Grand Traverse Bay, Lake Michigan: Sources, characteristics, and environmental pathways. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 3275-3282.
- Haile, R., Witte, J. S., Gold, M., Cressey, R., Mcgee, C., & Millikanm, R. C. (1999). The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. *Epidemiology*, 10(4), 355–363.
- Hajj-Mohamad, M. (2011). *Sources de contamination fécale des cours d'eau urbains, Proposition de recherche*. Montréal: École Polytechnique de Montréal.
- Haller, L., Poté, J., Loizeau, J. L., & Wildi, W. (2009). Distribution and survival of faecal indicator bacteria in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland *Ecological Indicators*, 9, 540-547.
- Handler, N. B., Payran, A., Higgins, C. P., Luthy, R. G., & Boehm, A. B. (2006). Human development is linked to multiple water body impairments along the California coast. *Estuaries Coasts*, 29(5), 860-870.
- Hartz, A., Cuvelier, M., Nowosielski, K., Bonilla, T. D., Green, M., Esiobu, N., . . . Rogerson, A. (2008). Survival potential of Escherichia coli and enterococci in subtropical beach sand: Implications for water quality managers. *Journal of Environmental Quality*, 37, 898-905.
- Harvey, J. W., Conklin, M. H., & Koelsch, R. S. (2003). Predicting changes in hydrologic retention in an evolving semi-arid alluvial stream. *Adv. Water Resour.*, 26, 939–950.
- Healthy Swimming. (2004). Retrieved from <http://www.cdc.gov/healthywater/swimming/>
- Heise, S., & Gust, G. (1999). Influence of the physiological status of bacteria on their transport into permeable sediments. *Marine Ecol. Progr. Series*, 190, 141.
- Hekman, W. E., Heijnen, C. E., Burgers, S. L. G. E., Vanveen, J. A., & Vanelas, J. D. (1995). Transport of bacterial inoculants through intact cores of two different soils as affected by water percolation and the presence of wheat plants. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 16(2), 143.
- Hellard, M., Sinclair, M. I., Forbes, A. B., & Fairley, C. K. (2001). A randomized blinded controlled trial investigating the gastrointestinal health effects of drinking water quality. *Environ. Health Perspect.*, 109(8), 773.
- Hellweger, F. L., & Masopust, P. (2008). Investigating the fate and transport of Escherichia Coli in the Charles River, Boston, using high-resolution observation and modeling. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(2), 509-522.
- Helsel, D. R., & Hirsch, R. M. (2002). Statistical Methods in Water Resources Techniques of Water Resources Investigations Book 4 (pp. 522): U.S. Geological Survey.
- Henderson, N. V. (2006). Toxicological relevance of endocrine disrupting chemicals and pharmaceuticals in water. *5th Periodic Report*, Water Research Foundation.
- Hendricks, C. W. (1971). Increased recovery rate of Salmonellae from stream bottom sediments versus surface waters. *Appl. Microbiol.*, 21, 379.
- Hendricks, C. W., & Morrison, S. M. (1967). Multiplication and growth of selected enteric bacteria in clear mountain stream water. *Water Research*, 1, 567–576.
- Heniche, M., Secretan, Y., Boudreau, P., & Leclerc, M. (1999). *Hydrosim, version 1.0a06, guide d'utilisation, rapport INRS-Eau R482-G2*.
- Heniche, M., Secretan, Y., & Leclerc, M. (2000). DISPERSIM : Un outil de modélisation par éléments finis de la dispersion de contaminants en milieu fluvial. Québec: INRS -Eau.
- Herricks, E. E., & Jenkins, J. R. (1995). *Stormwater Runoff and Receiving Systems : Impact, Monitoring, and Assessment*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Lewis Publishers.
- Herzig, J. P., Leclerc, D. M., & Le Golf, P. (1970). Flow of suspensions through porous media—Application to deep infiltration *Flow Through Porous Media* (pp. 129-157). Washington DC: Am. Chem. Soc.

- Hodgkins, G. A., & Dudley, R. W. (2006). Changes in the timing of winter–spring streamflows in eastern North America, 1913–2002. *Geophysical Research Letters*, 33.
- Hodgkins, G. A., Dudley, R. W., & Huntington, T. G. (2003). Changes in the timing of high river flows in New England over the 20th Century. *Journal of Hydrology*, 278, 244–252.
- Höglund, C. E., Ashbolt, N. J., Stenström, T. A. B., & Svensson, L. (2002). Viral persistence in source-separated human urine. *Adv. Environ. Res.*, 6(3), 265.
- Hong, H., Qiu, J., & Liang, Y. (2010). Environmental factors influencing the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage reservoirs in the Pearl River Delta Region, China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5), 663–668.
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A., & Hänninen, M.-L. (2004). Campylobacter spp., Giardia spp., Cryptosporidium spp., Noroviruses, and indicator organisms in surface water in Southwestern Finland. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70, 87–95.
- Howell, J., Coyne, M., & Cornelius, P. (1996). Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio. *Journal of Environmental Quality*, 25, 1216–1220.
- Huaringa Alvarez, U. F., & Leconte, R. (2012). CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LE SYSTÈME HYDRIQUE DE LA RIVIÈRE DES OUTAOUAIS: DÉBITS DE LA RIVIÈRE DES PRAIRIES ET DE LA RIVIÈRE DES MILLE-ÎLES. Sherbrooke: Université de Sherbrooke.
- Huber, W. C. (2001). *New options for overland flow routing in SWMM*. Paper presented at the Urban Drainage Modeling, Orlando, FL, United states.
- Huber, W. C., & Cannon, L. (2002). *Modeling non-directly connected impervious areas in dense neighborhoods*. Paper presented at the Global Solutions for Urban Drainage, Portland, OR, United states.
- Hunt, W. F., Jarrett, A. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. [Article]. *Journal of Irrigation & Drainage Engineering*, 132(6), 600–608. doi: 10.1061/(asce)0733-9437(2006)132:6(600)
- Hunt, W. F., Smith, J. T., Jadlocki, S. J., Hathaway, J. M., & Eubanks, P. R. (2008). Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in Urban Charlotte, N.C. *Journal of Environmental Engineering*, 134(5), 403–408. doi: 10.1061/(asce)0733-9372(2008)134:5(403)
- Hunter, C., McDonald, A., & Bevin, K. (1992). Input of fecal coliforms bacteria to an upland stream channel in the Yorkshire Deales. *Water Resources Research*, 28, 1869–1876.
- Hurrell, J. W., Visbeck, M., Busalacchi, A., Clarke, R. A., Delworth, T. L., Dickson, R. R., . . . al. (2006). Atlantic climate variability and predictability: a CLIVAR perspective. *Journal of Climate*, 19, 5100–5121.
- Hussong, D., Damare, J. M., Limpert, R. J., Sladen, W. J. L., Weiner, R. M., & Colwell, R. R. (1979). Microbial impact of Canada geese (*Branta canadensis*) and whistling swans (*Cygnus columbianus columbianus*) on aquatic ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, 37, 14–20.
- . HYFRAN, logiciel pour l'analyse fréquentielle en hydrologie, version 1.1. (2002)
- Inglis, T. J. J., Garrow, S. C., Henderson, M., Clair, A., Sampson, J., O'Reilly, L., & Cameron, B. (2000). Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerg. Infect. Dis.*, 6(1).
- Iopromide. (2011). Retrieved from <http://chembase.com/compound.php?cbid=3736&syslang=fr>
- Irvine, K. N., & Pettibone, G. W. (1993). Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combined sewer outfall. *Environmental Technology*, 14, 531–542.

- James, M. B., & Dymond, R. L. (2012). Bioretention hydrologic performance in an urban stormwater network. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(3), 431-436. doi: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000448
- Jamieson, R., Gordon, R., Joy, D., & Lee, H. (2004). Assessing microbial pollution of rural surface waters: a review of current watershed scale modeling approaches. *Agric. Water Manag.*, 70, 1-17.
- Jamieson, R., Joy, D., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. (2005). Transport and deposition of sediment-associated *Escherichia coli* in natural streams. *Water Resources Research*, 39(12), 2665–2675.
- Jamieson, R., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. J. (2004). Persistence of enteric bacteria in alluvial streams *Journal of environmental engineering and science*, 3, 203–212.
- Jamieson, R., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. J. (2005). Resuspension of sediment-associated *Escherichia coli* in a natural stream. *Journal of Environmental Quality*, 34, 581–589.
- Jeng, H. A. C., England, A. J., Bakeer, R. M., & Bradford, H. B. (2005). Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63, 513–526.
- Jenkins, M. B., Bowman, D. D., & Ghiorse, W. C. (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64(2), 784.
- Jirka, G. H., & Weitbrecht, V. (2005). Mixing models for water quality management in rivers: continuous and instantaneous pollutant releases *Water Quality Hazards and Dispersion of Pollutants* (pp. 1-34). New york: Springer.
- Jobson, H. E. (1996). Prediction of Travel time and Longitudinal Dispersion in Rivers and Streams: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 96-4013.
- Johnson, P. R., Sun, N., & Elimelech, M. (1996). Colloid transport in geochemically heterogeneous porous media: modelling and measurements. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3284–3293.
- Jones, A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2004). Potential ecological and human health risks associated with the presence of pharmaceutically active compounds in the aquatic environment. *Crit. Rev. Toxicol.*, 34(4), 335-350.
- Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2003). Potential impact of pharmaceuticals on environmental health. *Bull. World Health Org.*, 81(10), 768-769.
- Juhna, T., Birzniece, D., & Rubulis, J. (2007). Effect of phosphorus on survival of *Escherichia coli* in drinking water biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(11), 3755–3758.
- Kaper, J. B., Nataro, J. P., & Mobley, H. L. T. (2004). Pathogenic *Escherichia coli*. *Nature Rev. Microbiol.*, 2, 123-140.
- Karim, M. R., Manshadi, F. D., Karpiscak, M. M., & Gerba, C. P. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Res.*, 38, 1831–1837.
- Kashefipour, S. M., & Falconer, R. A. (2002). Longitudinal dispersion coefficients in natural channels. *Water Research*, 36, 1596-1608.
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkrupp, C., & Borroum, S. (2003). Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. [Article]. *Journal of Environmental Engineering*, 129(11), 975. doi: 10.1061/(asce)0733-9372(2003)129:11(975)
- Kim, G. H., Yur, J. H., & Kim, J. K. (2007). Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea. *Journal of Environmental Management*, 85(1), 9-16.
- Kim, J. D., Kim, Y. d., Lyu, S., & Seo, I. W. (2008). NUMERICAL MODELING OF TWO-DIMENSIONAL POLLUTANT TRANSPORT IN NAKDONG RIVER
- Kistemann, T., Claen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., & Gebel, J. (2002). Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(5), 2188–2197.

- Koirala, S. R., Gentry, R. W., Perfect, E., Schwartz, J. S., & Sayler, G. S. (2008). Temporal variation and persistence of bacteria in streams. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1559-1566.
- Kolpin, D. W., Skopec, M., Meyer, M. T., Furlong, E. T., & Zaugg, S. D. (2004). Urban contribution of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants to streams during differing flow conditions. *Science of the Total Environment*, 328(1-3), 119-130.
- Korhonen, L. K., & Martikainen, P. J. (1991). Survival of *Escherichia coli* and *Campylobacter jejuni* in untreated and filtered lake water. *J. Appl. Bacteriol.*, 71, 379-382.
- Krometis, L., Characklis, G., Simmons, O., Dilts, M., Likirdopulos, C., & Sobsey, M. (2007). Intra-storm variability in microbial partitioning and microbial loading rates. *Water Resources Research*, 41(2), 506-516.
- Ksoll, W. B., Ishii, S., Sadowsky, M. J., & Hicks, R. E. (2007). Presence and sources of fecal coliform bacteria in epilithic periphyton communities of Lake Superior. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 3771-3778.
- Kümmerer, K. (2004). Resistance in the environment. *J. Antimicrob. Chemother.*, 54(2), 311-320.
- L.-G., F., Turcotte, R., Pugin, S., Cyr, J.-F., & Picard, F. (2007). Impact des changements climatiques sur les plans de gestion des lacs Saint-François et Aylmer au sud du Québec. *Can. J. Civ. Eng.*, 34, 934-945.
- La bactérie *Escherichia coli* se propage en Europe. (2011). Retrieved from http://www.lepoint.fr/sante/la-bacterie-escherichia-coli-se-propage-en-europe-30-05-2011-1336741_40.php
- Lai, K. M., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2002). Prediction of the bioaccumulation factors and body burden of natural and synthetic estrogens in aquatic organisms in the river systems. *The Science of the Total Environment*, 289, 159-168.
- Laliberte, P., & Grimes, D. J. (1982). Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 623-628.
- LaMontagne, M., & Holden, P. (2003). Comparison of free-living and particle-associated bacterial communities in a coastal lagoon. *Microbial Ecology*, 46, 228-237.
- Lane, S. N., Tayefi, V., Reid, S. C., Yu, D., & Hardy, R. J. (2008). Reconceptualising coarse sediment delivery problems in rivers as catchment-scale and diffuse. *Geomorphology*, 98(3-4), 227-249.
- LeChevallier, M. (2003). Conditions favouring coliform and HPC bacterial growth in drinkingwater and on water contact surfaces *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety* (pp. 177-197). London, UK: IWA Publishing.
- Lee, J., & Bang, K. (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Resources Research*, 34(6), 1773-1780.
- Lemarchand, K., & Lebaron, P. (2003). Occurrence of *Salmonella* spp. and *Cryptosporidium* spp. in a French coastal watershed: Relationship with fecal indicators. *FEMS Microbiol. Lett.*, 218, 203-209.
- Lexington-Fayette Urban County Government. (2005). Stormwater Manual. Lexington, Kentucky.
- Lim, C.-H., & Flint, K. (1989). The effects of nutrients on the survival of *Escherichia coli* in lake water. *The Journal of Applied Bacteriology*, 66, 559-569.
- Lin, A. Y.-C., & Reinhard, M. (2005). Photodegradation of common environmental pharmaceuticals and estrogens in river water *Environ Toxicol Chem*, 24, 1303-1309.
- Ling, T. Y., Achberger, E. C., Drapcho, C. M., & Bengtson, R. L. (2003). Quantifying adsorption of an indicator bacteria in a soilwater system. *Transactions of ASAE*, 45, 669-674.

- Litton, R. M., Ahn, J. H., Sercu, B., Holden, P. A., Sedlak, D. L., & Grant, S. B. (2010). Evaluation of Chemical, Molecular, and Traditional Markers of Fecal Contamination in an Effluent Dominated Urban Stream. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 7369–7375.
- Liu, H. (1977). Predicting dispersion coefficients of streams. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 103(EE1), 59-69.
- Liu, Q. T., & Williams, H. E. (2007). Kinetics and degradation products Kinetics and degradation products. *Environ. Sci. Technol.*, 41(3), 803-810.
- LogP. (2012). Retrieved from http://fr.wikipedia.org/wiki/Log_Kow
- Longfield, S. A., & Macklin, M. G. (1999). The influence of recent environmental change on flooding and sediment fluxes in the Yorkshire Ouse basin. *Hydrological Processes*, 13, 1051-1066.
- Lopez-Torres, A. J., Hazen, T. C., & Toranzos, G. A. (1987). Distribution and in situ survival and activity of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Current Microbiology*, 15, 213–218.
- Lopez-torres, A. J., Prieto, L., & Hazen, T. C. (1988). C. Comparison of the in situ survival and activity of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* in tropical marine environments. *Microb. Ecol.*, 15(1), 41-57.
- Mackenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., . . . Davis, J. P. (1994). A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *N. Engl. J. Med.*, 331(3), 161-167.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2011, Sept. 18-23, 2011). *Characterization of Combined Sewer Overflows (CSOs) and evaluation of their impacts on urban waters*. Paper presented at the 15th International Conference on Diffuse Pollution and Eutrophication, Rotura, New Zealand.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (Unpublished results). *Temporal variability of combined sewer overflows contaminants : Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination*. Article. Département des génies civil, géologiques et des mines. École Polytechnique de Montréal. Montréal.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Galarneau, M., & Prévost, M. (2010). *Monitoring pharmaceutical and microbiological contaminants in Combined Sewer Overflows (CSOs) and drinking water intakes (DWIs)*. Paper presented at the Water Quality Technology Conference (WQTC), Savannah, Georgia, USA.
- Madoux-Humery, A.-S., Mongelard, D., Dorner, S., Galarneau, M., & Prévost, M. (2010). *Suivi des contaminants pharmaceutiques et microbiologiques dans les surverses d'égouts*. Paper presented at the Symposium sur les Eaux Usées et Atelier sur l'Eau Potable, Sainte-Hyacinthe.
- Madoux-Humery, A.-S., Mongelard, D., Dorner, S., Galarneau, M., Sauvé, S., & Prévost, M. (2010). *Suivi des contaminants pharmaceutiques et microbiologiques dans les surverses d'égouts*. Paper presented at the Symposium sur les Eaux Usées et Atelier sur l'Eau Potable, Saint-Hyacinthe.
- Madoux-Humery, A.-S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Dorner, S., Galarneau, M., & Prévost, M. (2010). *Monitoring Pharmaceutical and Microbiological Contaminants in Urban Waters*. Paper presented at the International Water Association-Diffuse pollution and Eutrophication Conference, Beaufort.
- Mailhot, A., Bolduc, S., Duchesne, S., & Villeneuve, J. (2008). Adaptation aux changements climatiques (cc) en matière de drainage urbain au québec : Revue de littérature et analyse critique des mesures de contrôle à la source. Québec: La Ville de Montréal.

- Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D., & Talbot, G. (2007). Assessment of future change in intensity-duration-frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrology*, 347(1-2), 197-210. doi: 10.1016/j.jhydrot.2007.09.019
- Mailhot, A., Rousseau, A.N., Lacroix-Vachon, B., Nantel, E. and Villeneuve, J.-P. (2004). *Approvisionnement en eau au Québec: Cartographie des sites et estimation des volumes d'eau de surface prélevés alimentant les réseaux d'aqueduc municipaux*. Paper presented at the 57th Annual Conference of the Canadian Water Resources Association. 'Eau et changement climatique: comprendre pour mieux s'adapter', Montréal, Québec, Canada.
- Mallin, M., Williams, K., Esham, E., & Lowe, R. (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological Applications*, 10(4), 1047-1056.
- Mallin, M. A., Cahoon, L. B., Toothman, B. R., Parsons, D. C., McIver, M. R., Ortwine, M. L., & Harrington, R. N. (2007). Impacts of a raw sewage spill on water and sediment quality in an urban estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 81-88.
- Mallin, M. A., Ensign, S. H., McIver, M. R., Shank, G. C., & Fowler, P. K. (2001). Demographic, landscape, and meteorological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. *Hydrobiologia*, 460, 185-193.
- Mallin, M. A., Williams, K. E., Esham, E. C., & Lowe, R. P. (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecol. Appl.*, 10(4), 1047-1056.
- Manning, M. J., Sullivan, R. H., & Kipp, T. M. (1977). Nationwide evaluation of combined sewer overflows and urban stormwater discharges. Volume III: Characterization of discharges (pp. 292). Cincinnati, Ohio, USA: United States Environmental Protection Agency.
- Mareuil, A., Leconte, R., Brissette, F., & Minville, M. (2007). Impacts of climate change on the frequency and severity of floods in the Châteauguay River basin, Canada. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 34(9), 1048-1060.
- Marino, R., & Gannon, J. (1991). Survival of fecal coliforms and fecal streptococci in storm drain sediments. *Water Res.*, 25, 1089-1098.
- Marsalek, J., & Chocat, B. (2002). *International report: Stormwater management*.
- Marsalek, J., He, C., Rochfort, Q., Exall, K., Wood, J., Krishnappan, B. G., . . . Chessie, P. (2004). Upgrading the North Toronto combined sewer overflow (CSO) storage and treatment facility. *Enhancing Urban Environment by Environmental Upgrading and Restoration*, 43, 111-121.
- Marsalek, J., & Rochfort, Q. (2004). Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A*, 67((20-22)), 1765-1777.
- Marshall, K. C. (1985). Mechanisms of bacterial adhesion at solid-water interfaces *Savage, D.C., Fletcher, M. (Eds.), Bacterial Adhesion* (pp. 133-161). New York, NY: Plenum Press.
- Marshall, K. C., & Cruickshank, R. H. (1973). Cell surface hydrophobicity and the orientation of certain bacteria at interfaces. *Arch. Microbiol.*, 91, 29.
- Marsili-Libelli, S., & Giusti, E. (2008). Water quality modelling for small river basins. *Environmental Modelling & Software*, 23, 451-463.
- Matel, L. J. (2010). An urban approach to LID. *Civil Engineering*, 80(9), 64-69.
- Matthess, G., Foster, S. S. D., & Skinner, A. C. (1985). *Theoretical background, hydrogeology and practice of groundwater protection zones*: IAH Int. Contribut. Hydrogeol. 6.
- Matthess, G., & Pekdeger, A. (1981). Concepts of a survival and transport model of pathogenic bacteria and viruses in groundwater *Quality of Groundwater, Proceedings of an International Symposium* (pp. 427-437): Van Duijvenbooden, W., Glasbergen, P., van Lelyveld, H.

- Matthess, G., & Pekdeger, A. (1985). Survival and transport of pathogenic bacteria and viruses in groundwater *Groundwater Quality* (pp. 472-482). Wiley, New York: Ward, C.H., Giger, W., McCarty, P.L.
- Matthess, G., Pekdeger, A., & Schroeter, J. (1988). Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater—a conceptual evaluation. *J. Cont. Hydrol.*, 77(2), 172-188.
- Mawdsley, J. L., Bardgett, R. D., Merry, R. J., Pain, B. F., & Theodorou, M. K. (1995). Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution. *Appl. Soil Ecol.*, 2, 1–15.
- McCorquodale, J. A., Georgiou, I., Canelos, S., & Englande, A. J. (2004). Modeling Coliforms in Storm Water Plumes. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3, 419-431.
- McDonald, A., & Kay, D. (1981). Enteric bacterial concentrations in reservoir feeder streams: baseflow characteristics and response to hydrograph events. *Water Res.*, 15(8), 961-968.
- McDonald, A., Kay, D., & Jenkins, A. (1982). Generation of fecal and total coliform surges by stream flow manipulation in the absence of normal hydrometeorological stimuli. *Applied and Environmental Microbiology*, 44, 292-300.
- McFeters, G. A., Bissonette, G. K., Jezeski, J. J., Thomson, C. A., & Stuart, D. G. (1974). Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. *Applied Microbiology*, 27, 823–829.
- McFeters, G. A., & Stuart, D. G. (1972). Survival of coliform bacteria in natural waters: field and laboratory studies with membrane-filter chambers. *Appl. Microbiol.*, 24(5), 805-811.
- McMurry, S. W., Coyne, M. S., & Perfect, E. (1998). Fecal coliform transport through intact soil blocks amended with poultry manure. *J. Environ. Qual.*, 27(1), 86.
- McQuivey, R. S., & Keefer, T. N. (1974). Simple method for predicting dispersion in streams. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100(EE4), 997–1011.
- MDDEP. (2011). Guide de gestion des eaux pluviales (pp. 408): Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT).
- Meays, C. L., Broersma, K., Nordin, R., Mazumder, A., & Samadpour, M. (2006). Diurnal variability in concentrations and sources of *Escherichia coli* in three streams. *Canadian Journal of Microbiology*, 52, 1130-1135.
- Medema, G., Bahar, M., & Schets, F. (1997). Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, Faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: Influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Sci. Tech.*, 35, 249–252.
- Medema, G. J., Payment, P., Dufour, A., Robertson, W., Waite, M., Hunter, P., . . . Andersson, Y. (2003). Safe drinking water: an ongoing challenge *Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods* (pp. ISBN 92 94 154630). World Health Organization: Dufour et al.
- Medema, G. J., Schets, F. M., Teunis, P. F. M., & Havelaar, A. H. (1998). Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 4460-4466.
- Mehaffey, M. H., Nash, M. S., Wade, T. G., Ebert, D. W., Jones, K. B., & Rage, R. A. (2005). Linking land cover and water quality in New York City's water supply watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 29–44.
- Mehta, A., Hayter, E., Parker, W., Krone, R., & Teeter, A. (1989). Cohesive sediment transport. 1 : Process description. *J. Hydraul. Eng.*, 115, 1076-1093.
- Metcalf and Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (Fourth Edition)*. New York, USA: McGraw Hill, Inc.

- Minville, M., Brissette, F., & Leconte, R. (2008). Uncertainty of the impact of climate change on the hydrology of a Nordic watershed. *Journal of Hydrology*, 358, 70-83.
- Miyamoto, J. (1996). Environmental and health issues. *Pure Appl Chem*, 68, 1737-1748.
- Montalto, F., Behr, C., Alfredo, K., Wolf, M., Arye, M., & Walsh, M. (2007). Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. *Landscape and Urban Planning*, 82(3), 117-131.
- Mortsch, L., Hengeveld, H., Lister, M., Lofgren, B., Quinn, F., Slivitzky, M., & Wenger, L. (2000). Climate change impacts on the Hydrology of the great lakes St. Lawrence system. *Canadian Water Resources Journal*, 25(2), 153-179.
- Muirhead, R. W., Collins, R. P., & Bremer, P. J. (2006). Interaction of Escherichia coli and Soil Particles in Runoff. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 3406-3411.
- Muirhead, R. W., Davies-Colley, R. J., Donnison, A. M., & Nagels, J. W. (2004). Faecal bacteria yields in artificial flood events: Quantifying in-stream stores. *Water Res.*, 38, 1215-1224.
- Murphy, E. M., & Ginn, T. R. (2000). Modelling microbial processes in porous media. *Hydrogeol. J.*, 8(1), 142-158.
- Muthanna, T. M., Viklander, M., Gjesdahl, N., & Thorolfsson, S. T. (2007). Heavy metal removal in cold climate bioretention. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183(1-4), 391-402. doi: 10.1007/s11270-007-9387-z
- Muthanna, T. M., Viklander, M., & Thorolfsson, S. T. (2008). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes*, 22(11), 1640-1649. doi: 10.1002/hyp.6732
- Nagels, J. W., Davies-Colley, R. J., Donnison, A. M., & Muirhead, R. W. (2002). Faecal contamination over flood events in a pastoral agricultural stream in New Zealand. *Water Sci. Technol.*, 45, 45-52.
- Nantel, E., Mailhot, A., Rousseau, A. N., & Villeneuve, J. P. (2005). A methodology to assess historical and current municipal water supply vulnerabilities: an application to Quebec municipalities *Proceedings of the Eighth International Conference on Computing and Control for the Water Industry, University of Exeter, UK, 5-7 September 2005*, 2, 185.
- Nasser, A. M., Tchorch, Y., & Fattal, B. (1993). Comparative survival of Escherichia coli F+bacteriophages, HAV and poliovirus in wastewater and groundwater. *Water Sci. Tech.*, 27, 401-407.
- New, M., & Hulme, M. (2000). Representing uncertainty in climate change scenarios: a Monte Carlo approach. *Integrated Assessment*, 1(3), 203-213.
- Nie, L., Lindholm, O., Lindholm, G., & Syversen, E. (2009). Impacts of climate change on urban drainage systems – a case study in Fredrikstad, Norway. *Urban Water Journal*, 6(4), 323-332. doi: 10.1080/15730620802600924
- Niemi, R. M., & Niemi, J. S. (1991). Bacterial pollution of waters in Pristine and agricultural lands. *Journal of Environmental Quality*, 20(3), 620-627.
- Niewolak, S. (1989). Sanitary and bacterial analysis of water and bottom sediments of a heavily polluted hypertrophic lake. *Ekologia Polska*, 37, 3-15.
- Noble, R., Moore, D. F., Leecaster, M. K., McGee, C. D., & Weisberg, S. B. (2003). Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research*, 37(7), 1637-1643.
- Nonpoint source technical note #73. (2004). Retrieved from <http://www.epa.gov/owow/info/NewsNotes/pdf/73issue.pdf>
- O'Connor, D. R. (2002). Report of the Walkerton Inquiries - Part 1. The Events of May 2000 and Related Issues.: Queen's Printer for Ontario.

- Olyphant, G. A., & Whitman, R. L. (2004). Elements of a Predictive Model for Determining Beach Closures on a Real Time Basis : the Case of the 63rd Street Beach Chicago. *Environmental monitoring and Assessment*, 98, 175-190.
- Pachepsky, Y., Yu, O., Karns, J., Shelton, D. M., Guber, A., & Van Kessel, J. S. (2008). Strain-dependent variations in attachment of E. coli to soil particles of different sizes. *International Agrophysics*, 22, 61–66.
- Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., Shelton, D. R., & Hill, R. L. (2009). E. coli resuspension during an artificial high-flow event in a small first-order creek. *Geophysical Research Abstracts*, 11, EGU2009-9880.
- Pachepsky, Y. A., Sadeghi, A. M., Bradford, S. A., Shelton, D. R., Guber, A. K., & Dao, T. (2006). Transport and fate of manure-borne pathogens: Modeling perspective. *agricultural water management* 86, 81-92.
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). Escherichia coli and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, accepted for publication.
- Padilla, F., Secretan, Y., & Leclerc, M. (1997). On open boundaries in the finite element approximation of two-dimensional advection-diffusion flows. *Int. j. num. meth. eng.* , 40(13).
- Palmateer, G., McLean, D., Kutas, W., & Meissner, S. (1993). Suspended particulate/bacterial interaction in agricultural drains *Particulate Matter and Aquatic Contaminants*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Pang, L., Close, M., Goltz, M., Sinton, L., Davies, H., Hall, C., & Stanton, G. (2003). Estimation of septic tank setback distances based on transport of Escherichia coli and F-RNA phages. *Environ. Int.*, 29, 907–921.
- Parveen, S., Murphree, R. L., Edmiston, L., Kaspar, C. W., Portier, K. M., & Tamplin, M. L. (1997). Association of multiple-antibiotic-resistance profiles with point and nonpoint sources of E. coli in Apalachicola bay. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 2607–2612.
- Parveen, S., Portier, K. M., Robinson, K., Edmiston, L., & Tamplin, M. L. (1999). Discriminant analysis of ribotype profiles of E. coli for differentiating human and nonhuman sources of fecal pollution. *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 3142–3147.
- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Rocher, V., & Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45(2), 893-903.
- Patwardhan, A. S., Hare, J. T., Jobes, T., & Medina, D. (2005). *Analyzing potential benefits of low impact development in reducing combined sewers overflows*. Paper presented at the Proceedings of World Water and Environmental Resources Congress 2005.
- Patz, J. A., Vavrus, S. J., Uejio, C. K., & McLellan, S. L. (2008). Climate change and waterborne disease risk in the great lakes region of the U.S. *American Journal of Preventive Medicine*, 35(5), 451-458.
- Paul, S., Haan, P. K., Matlock, M. D., Mukhtar, S., & Pillai, S. D. (2004). Analysis of the HSPF water quality parameter uncertainty in predicting peak in-stream fecal coliform concentrations. *Transactions of the ASAE*, 47(1), 69-78.
- Payment, P., Berte, A., & Fleury, C. (1997). Sources of variation in isolation rate of Giardia lamblia cysts and their homogeneous distribution in river water entering a water treatment plant. *Can. J. Microbiol.*, 43(7), 687.

- Payment, P., Franco, E., Richardson, L., & Siemiatycki, J. (1991). Gastrointestinal health effects associated with the consumption of drinking water produced by point-of-use domestic reverseosmosis filtration units. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57(4), 945.
- Payment, P., Waite, M., & Dufour, A. (2003). Introducing parameters for the assessment of drinking water quality *Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods* (pp. ISBN 92 94 154630). World Health Organization: Dufour et al.
- Petersen, T. M., Rifai, H. S., Suarez, M. P., & Stein, A. R. (2005). Bacteria loads from point and nonpoint sources in an urban watershed. *Journal of Environmental Engineering*, 131(10), 1414–1425.
- Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Water Cycle*. . (2004). London, UK: An international review.
- Pietroniro, A., Fortin, V., Kouwen, N., Neal, C., Turcotte, R., Davison, B., . . . Pellerin, P. (2007). Development of the MESH modelling system for hydrological ensemble forecasting of the Laurentian Great Lakes at the regional scale. *Hydrology and Earth system Sciences* 11, 1279-1294.
- Piram, A., Salvador, A., Verne, C., Herbreteau, B., & Faure, R. (2008). Photolysis of beta-blockers in environmental waters. *Chemosphere*, 73(8), 1265–1271.
- Pistocchi, M., D., & Pontes, G., B.M. (2012). Continental scale inverse modeling of common organic water contaminants in European rivers. *Environmental Pollution*, 162, 159-167.
- Pitt, R., & Bozeman, M. (1982). Sources of urban runoff pollution and its effects on an urban creek (pp. 8). Cincinnati, Ohio, USA: United States Environmental Protection Agency.
- Pitt, R., & Voorhees, J. (2010). *Integrated modeling of green infrastructure components in an area served by combined sewers*. Paper presented at the Proceedings of Watershed Management Conference 2010: Innovations in Watershed Management under Land Use and Climate Change, Madison, WI, United states.
- Powelson, D. K., & Mills, A. L. (1996). Bacterial enrichment at the gas water interface of a laboratory apparatus. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62, 2593.
- Powelson, D. K., & Mills, A. L. (2001). Transport of Escherichia coli in sand columns with constant and changing water contents. *J. Environ. Qual.*, 30, 238–245.
- . Protocol for Developing Pathogen TMDLs. EPA 841-R-00-002. (2001). Washington, D.C.: National Service Center for Environmental Publications.
- Pujol, L., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2000). Use of tritium to predict soluble pollutants transport in Ebro River waters (Spain). *Environmental Pollution*, 108, 257-269.
- Quilbé, R., Rousseau, A. N., Moquet, J.-S., Trinh, N. B., Dibike, Y., Gachon, P., & Chaumont, D. (2008). Assessing the Effect of climate change on river flow using general circulation models and hydrological modelling–Application to the Chaudière River, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal*, 33, 73-94.
- Reeves, R., Grant, S., Mrse, R., Copil Oancea, C., Sanders, B., & Boehm, A. (2004). Scaling and management of fecal indicator bacteria in runoff from a coastal urban watershed in southern California. *Environmental Science and Technology*, 38, 2637–2648.
- Rehg, K. J., Packman, A. I., & Ren, J. H. (2005). Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging. *Hydrol. Process.*, 19, 413–427.
- Rehmann, C. R., & Soupir, M. R. (2009). Importance of interactions between the water column and the sediment for microbial concentrations in streams. *Water Research*, 43, 4579–4589.
- Résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : Volet « Méthodologie générale d'évaluation de l'exposition de l'Homme aux résidus de médicaments via l'eau destinée à la consommation humaine »*. (2010). Saisine 2009-SA-0210.

- Rice, E. W., Johnson, C. H., Wild, D. K., & Reasoner, D. J. (1992). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in drinking water associated with a waterborne disease outbreak of hemorrhagic colitis. *Ltt. Appl. Microbiol.*, 15, 38-40.
- Rivard, C., Marion, J., Michaud, Y., Benhammane, S., Morin, A., Lefebvre, R., & Rivera, A. (2003). *Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'Est du Canada*: Geological Survey of Canada, public file 1577.
- Rodgers, P., Soulsby, C., Hunter, C., & Petry, J. (2003). Spatial and temporal bacterial quality of a lowland agricultural stream in northeast Scotland. *Sci. Total. Environ.*, 314-316, 298–302.
- Roper, M., & Marshall, K. C. (1974). Modification of the interaction between *Escherichia coli* and bacteriophage in saline sediment. *Microbial Ecology*, 1, 1-13.
- Roser, D., Skinner, J., LeMaitre, C., Marshall, L., Baldwin, J., Billington, K., . . . Ashbolt, N. J. (2002). Automated event sampling for microbiological and related analytes in remote sites: a comprehensive system. *Water Sci. Technol: Water Supply*, 2(3), 123-130.
- Rossman, L. A. (2009). Storm water management model user's manual (Version 5.0) (pp. 276). Cincinnati, Ohio, USA: United States Environmental Protection Agency (USEPA).
- Rousseau, A., Mailhot, A., & Villeneuve, J.-P. (2003). *Connaissons-nous bien la capacité des bassins versants et aquifères régionaux à fournir de l'eau potable à la population du Québec sous de nouvelles conditions climatiques?* Paper presented at the 26th Symposium on Wastewater and 15th Workshop on Drinking Water, Laval, Québec.
- Rousseau, A. N., Mailhot, A., Slivitzky, M., Villeneuve, J.-P., Rodriguez, M.J. and Bourque, A. (2004). Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec. Niveau des connaissances et axes de recherche à privilégier dans une perspective de changements climatiques. *Revue canadienne des ressources hydriques/Canadian Water Resources Journal*, 29(2), 125-138.
- Rowinski, P. M., Guymier, I., Bielonko, A., Napiorkowski, J. J., Pearson, J., & Piotrowski, A. (2007). *Large scale tracer study of mixing in a natural lowland river*. Paper presented at the Proceedings of the 32nd IAHR Congress, Venice.
- Rowland, K. R. (2002). *Survival of sediment-bound fecal coliform bacteria and potential pathogens in relation to phosphate concentration in estuarine sediments*. Wilmington, NC, USA: MS thesis, University of North Carolina Wilmington.
- Roy-Poirier, A., Champagne, P., & Filion, Y. (2010). Review of bioretention system research and design: Past, present, and future. [Review]. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 136(9), 878-889. doi: 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000227
- Roy, L., Leconte, R., Brissette, F. P., & Marche, C. (2001). The impact of climate change on seasonal floods of a southern Quebec River Basin. *Hydrological Processes*, 15, 3167–3179.
- Ruxton, G. D. (1995). Mathematical modelling of ammonia volatilization from slurry stores and its effect on *Cryptosporidium* oocyst viability. *J. Agricult. Sci.*, 124(1), 55.
- Ryan, J., & Elimelech, M. (1996). Review: Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids Surf A: Physicochem. Eng.Aspects*, 107, 1-56.
- Sacher, F., Ehmann, M., Gabriel, s., Graf, C., & Brauch, H.-J. (2008). Pharmaceutical residues in the river Rhine—results of a one-decade monitoring programme. *Journal of Environmental Monitoring*, 10, 664-670.
- Savage, W. G. (1905). Bacteriological examination of tidal mud as an index of pollution of the river. *Journal of Hygiene*, 5, 146–174.
- Sawyer, C. N., McCarthy, P. L., & Parkin, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*, 4th ed. New York: McGraw-Hill.

- Schafer, A., Ustohal, P., Harms, H., Stauffer, F., Dracos, T., & Zehnder, A. J. B. (1998). Transport of bacteria in unsaturated porous media. *J. Contamin. Hydrol.*, 33(1-2), 149.
- Schijven, J. F. (2001). *Virus removal from groundwater by soil passage. Modelling field and laboratory experiments. Ph.D. Thesis.* ISBN 90-646-4046-7. Wageningen, The Netherlands: Ponsen and Looijen.
- Schijven, J. F., & Hassanizadeh, S. M. (2000). Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes, and parameters. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 30(1), 49.
- Schillinger, J. E., & Gannon, J. J. (1985). Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57, 384–389.
- Schowaneck, D., & Webb, S. (2002). Exposure simulation for pharmaceuticals in European surface waters with GREAT-ER. *Toxicology Letters*, 131, 39-50.
- Secretan, Y., Roy, Y., & al. (2000). *Modeleur, version 1.0a07, guide d'utilisation, rapport INRS-Eau R482-G3F*.
- Semadeni-Davies, A., Hernebring, C., Svensson, G., & Gustafsson, L.-G. (2008). The impacts of climate change and urbanisation on drainage in Helsingborg, Sweden: Combined sewer system. *Journal of Hydrology*, 350(1-2), 100-113.
- Seo, I. W., & Cheong, T. S. (1998). Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(1), 25-32.
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I., & Billen, G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modeling. *Science of the Total Environment*, 375((1-3)), 152–167.
- Seyfried, P. L., & Harris, E. M. (1986). Detailed bacteriological water quality study examining the impact of sediment and survival times. *Technology Transfer Conference. Part B: Water Quality Research (Toronto, Ontario)*, 347–391.
- Shehata, T., & Marr, A. G. (1971). Effect of nutrient concentration on growth of *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.*, 107(1), 210-216.
- Sherer, B., Miner, R., Moore, J., & Buckhouse, J. (1992). Indicator bacterial survival in stream sediments. *J. Environ. Qual.*, 21, 591-595.
- Shimizu, Y., Sogabe, H., & Terashima, Y. (1998). The effects of colloidal humic substances on the movement of non-ionic hydrophobic organic contaminants in groundwater. *Water Sci. Technol.*, 38(7), 159.
- Singh, S. (2004). Two-dimensional mixing of conservative pollutants in open channels *PhD Thesis* (pp. 93-132). India: Deemed University.
- Sinton, L. W., Finlay, R. K., & Lynch, P. A. (1999). Sunlight Inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65(8), 3605.
- Sinton, L. W., Hall, C., & Braithwaite, R. (2007). Sunlight inactivation of *Campylobacter jejuni* and *Salmonella enterica*, compared with *Escherichia coli*, in seawater and river water. *Journal of Water and Health*, 5(3), 357–365.
- Sinton, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A., & Davies-Colley, R. J. (2002). Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(3), 1122.
- Sjogren, R. E. (1994). Prolonged survival of an environmental *Escherichia coli* in laboratory soil microcosms. *Water Air Soil Pollut.*, 75, 389–403.
- Sjogren, R. E. (1995). Thirteen year survival of environmental *Escherichia coli* in field min-plots. *Water Res.*, 81, 315-335.

- Smith, J., Edwards, J., Hilger, H., & Steck, T. R. (2008). Sediment can be a reservoir for coliform bacteria released into streams. *Journal of General and Applied Microbiology*, 54, 173-179.
- Snyder, S. A., & Benotti, M. J. (2010). Endocrine disruptors and pharmaceuticals: implications for water sustainability. *Water Science & Technology—WST*, 61(1), 145-154.
- Soller, J., Embrey, M., Tuhela, L., Ichida, A., & Rosen, J. (2010). Risk-based evaluation of Escherichia coli monitoring data from undisinfected drinking water. *Journal of Environmental Management* 91, 2329-2335.
- SOMAE. (2009-2011). Rapport annuel détaillé sur les débordements (2009-2011 ed.). Montréal-Laval: SOMAE.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. (1995). Washington, DC: American Public Health Association.
- Standard Operating Protocol for the Monitoring of Cryptosporidium Oocysts in Treated Water Supplies to Satisfy Water Supply (Water Quality) Amendment Regulations 1999, SI No 1524*. (1999). London: Drinking Water Inspectorate.
- Stein, K., Ramil, M., Fink, G., Sander, M., & Ternes, T. A. (2008). Analysis and Sorption of Psychoactive Drugs onto Sediment. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 6415-6423.
- Stephenson, G. R., & Rychert, R. C. (1982). Bottom sediment: a reservoir of Escherichia coli in rangeland streams. *Journal of Range Management*, 35, 119–123.
- Stinear, T., Davies, J.K., Jenkin, G. A., Hayman, J. A., Oppendisano, F., & Johnson, P. D. R. (2000). Identification of Mycobacterium ulcerans in the environment from regions in Southeast Australia in which it is endemic with sequence capture-PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(8), 3206.
- Struck, S. D., Carter, S., Brescol, J., Christian, D., Hufnagel, C., & Sim, Y. (2011). *Applying low impact development practices to meet multiple objectives: case studies*. Paper presented at the Proceedings of the 2011 World Environmental and Water Resources Congress
- Sullivan, M., Busiek, B., Whitlow, H., Meredith, U., Molloy, J., & Deutsch, B. (2008). *Enhancement of the green build-out model to quantify stormwater reduction benefits in Washington, DC*. Paper presented at the Proceedings of the 2008 International Low Impact Development Conference.
- Sun, N., Elimelech, M., Sun, N.-Z., & Ryan, J. N. (2001). A novel two-dimensional model for colloid transport in physically and geochemically heterogeneous porous media. *J. Contam. Hydrol.*, 49, 173–199.
- Surbeck, C., Jiang, S., Ahn, J., & Grant, S. (2006). Flow fingerprinting fecal pollution and suspended solids in stormwater runoff from an urban coastal watershed. *Environmental Science and Technology*, 40(14), 4435–4441.
- Surbeck, C. Q. (2009). Comment : Factors influencing the challenges of modelling and treating fecal indicator bacteria in surface waters. *Ecohydrol.*, 2, 399–403.
- Surbeck, C. Q., Jiang, S., & Grant, S. B. (2010). Ecological control of fecal indicator bacteria in an urban stream. *Environ. Sci. Technol.*, 44(2), 631-637.
- Tani, N., Dohi, Y., Kurumatani, N., & Yonemasu, K. (1995). Seasonal distribution of adenoviruses, enteroviruses and reoviruses in urban creek water. *Microbiology and Immunology*, 39(8), 577–580.
- Tate, R. L. I. (1978). Cultural and environmental factors affecting the longevity of Escherichia coli in Histic soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 925–929.
- Teunis, P. F. M., Medema, G. J., Kruidenier, L., & Havelaar, A. H. (1997). Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium or Giardia in drinking water from a surface water source. *Water Res.*, 31(6), 1333.

- The Prince George's County. (2007). Bioretention Manual. Maryland: Environmental Services Division Department of Environmental Resources.
- Thelin, R., & Gifford, G. F. (1983). Fecal coliform release patterns from fecal material of cattle. *J. Environ. Qual.*, 12, 57.
- Theunis, L. (2011). Composés pharmaceutiques dans les eaux de surface. *Bulletin de Veille Scientifique*, 14, 22-24.
- Tong, S. T., & Chen, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66, 377–393.
- Toothman, B. R., Cahoon, L. B., & Mallin, M. A. (2009). Phosphorus and carbohydrate limitation of fecal coliform and fecal enterococcus within tidal creek sediments. *Hydrobiologia*, 636(1), 401-412.
- Topp, E., Welsh, M., Tien, Y.-C., Dang, A., Lazarovits, G., Conn, K., & Zhu, H. (2003). Strain-dependent variability in growth and survival of *Escherichia coli* in agricultural soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 44, 303–308.
- Trevisan, D., Vansteelant, J. Y., & Dorioz, J. M. (2002). Survival and leaching of fecal bacteria after slurry spreading on mountain hay meadows: consequences for the management of water contamination risk. *Water Res.*, 36, 275-283.
- Trowsdale, S. A., & Simcock, R. (2011). Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397(3-4), 167-174. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.11.023
- Tyrrel, S. F., & Quinton, N. (2003). Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. *Journal of Applied Microbiology*, 94, 87S–93S.
- Unc, A., & Goss, M. J. (2004). Transport of bacteria from manure and protection of water resources. *Appl. Soil Ecol.*, 25, 1-18.
- USEPA. (1983). Results of the nationwide urban runoff program : Volume I - Final report (pp. 198). Washington, DC, USA.
- USEPA. (1997). 1996 Clean water needs survey report to congress (pp. 54). Washington, DC, USA.
- USEPA. (1999). Preliminary data summary of urban storm water Best Management Practices. Washington, DC, USA.
- USEPA. (2002). Report to Congress on implementation and enforcement of the CSO control policy (pp. 61).
- USEPA. (2004). Report to Congress on impacts and control of combined sewer overflows and sanitary sewer overflows (pp. 795). Washington, DC, USA: Office of Water.
- USEPA. (2009). Stormwater Management Model-Application manual (pp. 180). Cincinnati, Ohio, USA.
- Van der Steen, P., Brenner, A., Shabtai, Y., & Oron, G. (2000). Improved fecal coliform decay in integrated duckweed and algal ponds. *Water Science and Technology*, 42(10-11), 363-370.
- Van Donsel, D. J., & Geldreich, E. E. (1971). Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments. *Water Research*, 5, 1079–1087.
- Van Donsel, D. J., Geldreich, E. E., & Clarke, N. A. (1967). Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution. *Appl. Microbiol.*, 15, 1362–1370.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Lyklema, J., Norde, W., & Zehnder, A. J. B. (1990). Bacterial adhesion: a physical chemical approach. *Microb. Ecology*, 17, 1.
- Verhaar, P. M., Biron, P. M., Ferguson, R. I., & Hoey, T. B. (2010). Numerical modelling of climate change impacts on Saint-Lawrence River tributaries. *Earth Surf. Process. Landforms*, 35, 1184-1198.
- Verhaar, P. M., Biron, P. M., Ferguson, R. I., & Hoey, T. B. (2011). Implications of climate change in the twenty-first century for simulated magnitude and frequency of bed-material transport in tributaries of the Saint-Lawrence River. *Hydrol. Process.*, 25, 1558–1573.

- Versteeg, D. J., Alder, A. C., Cunningham, V. L., Kolpin, D. W., Murray-Smith, R., & Ternes, T. (2005). Environmental Exposure Modeling and Monitoring of Human Pharmaceutical concentrations in the Environment *Human pharmaceuticals* (pp. 71-110). Pensacola, FL: Richard T. Williams.
- Vescovi, L., Baril, P., Desjarlais, C., Musy, A., & Roy, R. (2009). *Water and climate change in Québec*.
- Vidon, P., Tedesco, L. P., Wilson, J., Campbell, M. A., & Casey, L. R. (2008). Direct and Indirect Hydrological Controls on E. coli Concentration and Loading in Midwestern Streams. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1761- 1769.
- Vincent, L. A., & Mekis, É. (2006). Changes in daily and extreme temperature and precipitation indices for Canada over the Twentieth Century. *Atmosphere-Ocean*, 44(2), 177-193. doi: 10.3137/ao.440205
- Visbeck, M., Hurrell, J. W., Polvani, L., & Cullen, H. M. (2001). The North Atlantic oscillation: past present and future. *Proceeding of the National Academy Science*, 98, 12 876–812 877.
- Walker, S. L., Redman, J. A., & Elimelech, M. (2004). Role of cell surface lipopolysaccharides in Escherichia coli K12 adhesion and transport. *Langmuir*, 20, 7736–7746.
- Wallis, S. G., & Manson, J. R. (2005). On the theoretical prediction of longitudinal dispersion coefficients in a compound channel *Water Quality Hazards and Dispersion of Pollutants* (pp. 69-84). New York: Springer.
- Wang, G., & Doyle, M. P. (1998). Survival of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in water. *J. Food Protec.*, 61, 662-667.
- Wang, X., White-Hull, C., Dyer, S., & Yang, Y. (2000). GIS-ROUT: a river model for watershed planning. *Environment and Planning B: Planning and Design* 27(2), 231-246.
- Wanielista, M. P. (1978). *Stormwater Management : Quantity and Quality*. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publishers.
- . Water quality: guidelines, standards and health. (2001) *Assessment of Risk Management for Water-related Infectious Disease*. WHO Water Series. London, UK: IWA Publishing.
- Waterborne Zoonoses: Identification, Causes, and Control*. (2004). London, UK: IWA Publishing.
- Watt, W. E., Waters, D., & McLean, R. (2003). Climate variability and urban stormwater infrastructure in Canada: Context and case studies.: Meteorological Service of Canada, Waterloo, Ontario.
- Whitfield, P. H., & Cannon, A. J. (2000). Recent variations in climate and hydrology in Canada. *Canadian Water Resources Journal*, 25, 19-65.
- Whitfield, P. H., Wang, J. Y., & Cannon, A. J. (2003). Modelling future streamflow Modelling future streamflow. *Canadian Water Resources Journal*, 28, 633–656.
- Whitman, R., Nevers, M., & Byappanahalli, M. (2006). Watershed-wide distribution of Escherichia coli along southern Lake Michigan: An integrated approach. *Appl Environ Microbiol*, 72, 7301–7310.
- Whitman, R. L., Przybyla-Kelly, K., Shively, D. A., Nevers, M. B., & Byappanahalli, M. N. (2008). Sunlight, season, snowmelt, storm, and source affect E. coli populations in an artificially ponded stream. *Science of the total environment*, 390, 448-455.
- Wickham, J. D., M.S. Nash, T.G. Wade, and L. Currey. (2006). Statewide empirical modeling of bacterial contamination of surface waters. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 42, 583-591.
- Wilkinson, J., Kay, D., Wyer, M., & Jenkins, A. (2006). Processes driving the episodic flux of faecal indicator organisms in streams impacting on recreational and shellfish harvesting waters. *Water Res.*, 40, 153-161.
- Wind, T., Werner, U., Jacob, M., & Hauk, A. (2004). Environmental concentrations of boron, LAS, EDTA, NTA and Triclosan simulated with GREAT-ER in the river Itter. *Chemosphere*, 54(8), 1135-1144.

- Wörman, A., Packman, A. I., Johansson, H., & Jonsson, K. (2002). Effect of flow-induced exchange in hyporheic zones on longitudinal transport of solutes in streams and rivers. *Water Resour. Res.*, 38, 1001.
- Wu, J. Y., Rees, P., Storrer, S., Alderisio, K., & Dorner, S. (2009). Fate and transport modeling of potential pathogens: The contribution from sediments. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(1), 35-44.
- Wyer, M. D., Kay, D., Dawson, H. M., Jackson, G. F., Jones, F., Yeo, J., & Whittle, J. (1996). Delivery of microbial indicator organisms to coastal waters from catchment sources. *Water Science and Technology*, 33, 37-50.
- Wyer, M. D., O'Neill, G., Kay, D., Crowther, J., Jackson, G., & Fewtrell, L. (1997). Non-outfall sources of faecal indicator organisms affecting the compliance of coastal waters with directive 76/160/EEC. *Water Science and Technology*, 35, 151-156.
- Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., & Mekis, E. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for Southern Québec, 1960-2005. *Atmosphere-Ocean*, 46(2), 243-256.
- Yao, K.-M., Habibian, M. T., & O'Melia, C. R. (1971). Water and wastewater filtration: Concepts and applications. *Environ. Sci. Technol.*, 5(11), 1105-1112.
- Young, T. A., Heidler, J., Matos-Perez, C. R., Sapkota, A., Toler, T., & Gibson, K. E. (2008). Ab initio and in situ comparison of caffeine, triclosan, and triclocarban as indicators of sewage-derived microbes in surface waters. *Environmental Science & Technology*, 42(9), 3335-3340.
- Zdragas, A., Zalidis, G., Takavakoglou, V., Katsavouni, S., Anastasiadis, E., & Eskridge, K. (2002). The effect of environmental conditions on the ability of a constructed wetland to disinfect municipal wastewaters. *Environ Manag*, 29, 510-515.
- Zhang, X., Harvey, K. D., Hogg, W. D., & Yuzyk, T. R. (2001). Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research*, 37, 987-998.
- Zhen, J., Shoemaker, L., Riverson, J., Alvi, K., & Cheng, M.-S. (2006). BMP analysis system for watershed-based stormwater management. *Journal of Environmental Science and Health-Part A*, 41, 1391-1403.
- Zukovs, G., & Marsalek, J. (2004). Planning and design of combined sewer overflow treatment. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39(4), 439-448.

Annexes

Mémoire de Laurène Autixier