

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DE LA CONTAMINATION MICROBIENNE ET DES
CONCENTRATIONS D'UN MICROPOLLUANT DANS LES
DÉBORDEMENTS DE RÉSEAUX D'ÉGOUTS UNITAIRES

KHEMNGEUN PONGMALA

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CIVIL)

NOVEMBRE 2012

© Khemngeun Pongmala, 2012.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

MODÉLISATION DE LA CONTAMINATION MICROBIENNE ET DES
CONCENTRATIONS D'UN MICROPOLLUANT DANS LES DÉBORDEMENTS DE
RÉSEAUX D'ÉGOUTS UNITAIRES

Présenté par : PONGMALA Khemngeun

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. LECLERC Guy, Ph.D, président

Mme DORNER Sarah, Ph.D, membre et directeur de recherche

M. FUAMBA Musandji, Ph.D, membre et codirecteur de recherche

M. BARBEAU Benoit, Ph.D, membre

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à exprimer ma connaissance à ma directrice de recherche, Sarah Dorner, Ph.D., et mon co-directeur de recherche, Musandji Fuamba, Ph.D., Professeur au Département des génies civil, géologique et des mines, pour leurs soutiens et judicieux conseils tout au long de ma formation.

Je voudrais également remercier la professeure Michèle Prévost, Ph.D., ainsi que l'équipe du projet d'étude des impacts des débordements d'égouts unitaires sur la prise d'eau potable, particulièrement Anne-Sophie Madoux-Humery pour m'avoir fourni des données de terrain et pour la bonne collaboration obtenue tout au long de ce travail de recherche.

Mes remerciements vont également à Mohamed Ndong qui a toujours apporté sa touche dans les périodes de pression; Isabelle Jalliffier-Verne qui a bien voulu contribuer dans la touche finale de ce document pour accepter de le relire.

Enfin, je remercie mes parents, mes frères et ma sœur qui m'ont supportée sans limites pendant le temps que j'ai passé loin d'eux.

RÉSUMÉ

Les concentrations élevées de contaminants durant les événements de pluie sont une préoccupation majeure pour la protection des sources d'eau potable. Les concentrations élevées de contaminants microbiens et des micropolluants ont été souvent détectées dans les débordements. Afin de protéger les sources d'eau potable, de concevoir des systèmes de traitement de débordement, ou d'évaluer les impacts du changement climatique sur les systèmes de drainage urbain dans le futur, une meilleure compréhension de la dynamique des contaminants de transport est nécessaire et peut être faite en partie, grâce à l'application de la simulation des modèles. Par conséquent, le but de cette recherche était de modéliser la contamination microbienne et les concentrations d'un micropolluant des eaux usées dans les rejets de débordement d'un réseau pseudo-sanitaire en milieu urbain dans la région métropolitaine de Montréal pour les événements survenus à l'automne 2009 et l'été 2010.

Le logiciel SWMM (Storm Water Management Model) a été utilisé dans cette étude. Le contaminant microbien étudié était *Escherichia coli* en raison de son importance comme indicateur pour évaluer la qualité de l'eau brute au Québec et ailleurs. La carbamazépine a été également choisie comme micropolluant des eaux usées à modéliser, car il est persistant et généralement observé dans les eaux usées. Sur la base de la revue de la littérature, ces deux contaminants sont associés à des matières en suspension qui ont également été modélisées dans cette étude. Le modèle SWMM élaboré a été calibré avec un événement d'octobre 2009 et validé avec des données provenant de six événements surveillés de précipitations. Le modèle validé a été utilisé pour simuler la dynamique du transport microbienne et micropolluants, afin de prédire les concentrations maximales de contaminants durant les débordements qui présentent une période de risque élevé pour les prises d'eau potable.

De manière générale, le modèle SWMM a bien fonctionné et il a permis de prédire avec une précision acceptable des concentrations microbiennes et de micropolluants lors du débordement de trop-pleins. Les concentrations simulées et observées étaient généralement élevées au début des événements observés de pluie. Le modèle a démontré que (1) la principale source identifiée d'*Escherichia coli* dans les débordements de trop-pleins était le réseau d'égouts sanitaires, tandis que les contributions provenant du ruissellement et des dépôts étaient mineures; (2) La carbamazépine provenait principalement des eaux usées sanitaires et de la remise en suspension

des dépôts en égouts, (3) Les matières solides en suspension provenait de la remise en suspension dans les ruissellements.

ABSTRACT

Elevated concentrations of contaminants during wet weather are a major concern for the protection of drinking water sources. High concentrations of microbial contaminants and micropollutants were frequently found in overflow discharges. In order to protect sources of drinking water, to design overflow treatment systems, or to evaluate future impacts of climate change on urban drainage systems, a better understanding of contaminant transport dynamics is required and can be, in part, achieved through the application of simulation models. Therefore, the purpose of this research was to model the concentration of microbial contaminant and wastewater micropollutant in the overflow discharges of an urban pseudo-sanitary and combined drainage basin in the Greater region of Montreal for events occurring in autumn 2009 and summer 2010.

The Storm Water Management Model (SWMM) was used in this study. The microbial contaminant studied was *Escherichia coli* because of its importance as an indicator for assessing raw water quality in Québec and elsewhere. Carbamazepine was chosen as the wastewater micropollutant to model since it is persistent and it is generally observed in sewage. Based upon the literature review, these two contaminants are associated with suspended solids, thus, total suspended solids were also modelled in this study. The model was calibrated with an event from October 2009 and validated with data from other 6 monitored events. The validated model was used to simulate the dynamics of microbial and micropollutant transport, to predict peak contaminant concentrations at the beginning of overflow events which present a period of high potential risk for drinking water intakes.

In general, the SWMM model performed well and accurately predicted microbial and micropollutant concentrations in discharged overflows. Simulated and observed peak concentrations were typically at the beginning of events. The model demonstrated that (1) the major source of *Escherichia coli* in overflow waters was sanitary sewage while the contributions from runoff and deposition were minor; (2) Carbamazepine mainly originated from sanitary sewage and the resuspension of in-sewer deposits. (3) The major contribution sources of total suspended solids were from the runoff and in-sewer resuspension.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	X
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIII
LISTE DES ANNEXES.....	XIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs	3
1.3 Hypothèses	4
1.4 Organisation du mémoire	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	6
2.1 État de problème des eaux urbaines	6
2.2 Occurrences et sources d'indicateurs bactériens, de microorganismes pathogènes et de micropolluants des eaux usées dans les eaux urbaines	9
2.2.1 Protozoaires.....	12
2.2.2 Bactéries.....	14
2.2.3 Virus.....	15
2.2.4 Micropolluants dans les eaux usées	16
2.3 Transport des contaminants microbiens et des micropolluants.....	17
2.3.1 Sorption.....	17

2.3.2	Dégradation ou Inactivation	24
2.4	Modèles hydrauliques et hydrologiques urbains	25
2.5	Conclusion.....	31
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE ET L'ÉTUDE DE CAS		33
3.1	Méthodologie	33
3.2	Choix du site d'étude.....	36
3.3	Échantillonnages des eaux de débordement.....	37
3.4	Données de précipitations	38
3.5	Simulation des débordements.....	39
3.5.1	Simulation hydraulique	39
3.5.2	Simulation de la qualité des eaux de débordement	42
3.6	Calibration et validation	46
3.7	Analyse statistique.....	49
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: MODELLING MICROBIAL CONTAMINATION AND WASTEWATER MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS FROM COMBINED SEWER OVERFLOWS.....		51
4.1	Abstract	51
4.2	Introduction	52
4.3	Materials and methods	56
4.3.1	Study area.....	56
4.3.2	Catchment and hydrologic data.....	56
4.3.3	Simple collection and water quality analyses	57
4.3.4	Model calibration and validation.....	58
4.4	Results and discussion.....	62
4.4.1	Hydraulic simulation.....	62

4.4.2	Contaminant simulation	63
4.4.3	Contaminant transport and contribution from in-sewer and land surface sources	70
4.5	Conclusions	72
CHAPITRE 5 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE SIMULATIONS COMPLÉMENTAIRES		74
5.1	Simulation hydraulique	74
5.2	Simulation des contaminants	77
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE		86
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		87
BIBLIOGRAPHIE		89
ANNEXES		103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Type de pollutions et les conséquences des débordements des égouts unitaires (USEPA 2001).....	8
Tableau 2.2: Les constituants du floc.....	21
Tableau 2.3: Fraction d'adsorption d' <i>Escherichia coli</i> dans les particules.....	24
Tableau 2.4: Études qui utilisent les modèles hydrologiques et hydrauliques pour prédire le transport des contaminants microbiens dans les bassins versants urbains :	28
Table 4.1: Primary parameters for hydraulic calibration	61
Table 4.2: Water quality parameters	62

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1: Diagramme de la modélisation	35
Figure 3.2: Triangle de l'hydrographe unitaire (Rossman 2008).....	41
Figure 3.3: Variabilité intra-événement des débits	47
Figure 3.4: Variabilité intra-événement des polluants (<i>E. coli</i> ; MES; CBZ).....	49
Figure 4.1: Map of study area	58
Figure 4.2: Observed (line) and simulated (points) overflow data for October 22, 2010. A: flowrate and precipitations, B: <i>E. coli</i> concentrations (in Log scale), C: CBZ concentrations, D: TSS concentrations.....	64
Figure 4.3: Observed (line) and simulated (points) overflow data for July 22, 2010. A: flowrate and precipitations, B: <i>E. coli</i> concentrations (in Log scale), C: CBZ concentrations, D: TSS concentrations.....	65
Figure 4.4: Simulated vs observed concentrations of <i>E. coli</i> followed in 6 CSO events.....	67
Figure 4.5: The evolution of the origin of mass contaminants over the course of the simulated October 22, 2009 event.	71
Figure 5.1: Résultat hydraulique pour l'événement du 14 novembre 2009	75
Figure 5.2: Résultat hydraulique pour l'événement du 14 novembre 2009	75
Figure 5.3: Résultat hydraulique pour l'événement du 20 novembre 2009	76
Figure 5.4: Résultat hydraulique pour l'événement du 9 juillet 2009.....	76
Figure 5.5: Résultat hydraulique pour l'événement du 20 novembre 2009	77
Figure 5.6: Résultat d' <i>E. coli</i> pour l'événement du 14 novembre 2009	79
Figure 5.7: Résultat d' <i>E. coli</i> pour l'événement du 20 novembre 2009	80
Figure 5.8: Résultat d' <i>E. coli</i> pour l'événement du 9 juillet 2010	80
Figure 5.9: Résultat d' <i>E. coli</i> pour l'événement du 13 juillet 2010	81

Figure 5.10: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 24 octobre 2009	81
Figure 5.11: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 14 novembre 2009	82
Figure 5.12: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 9 juillet 2010	82
Figure 5.13: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 13 juillet 2010	83
Figure 5.14: Résultat de MES pour l'événement du 24 octobre 2009	83
Figure 5.15: Résultat de MES pour l'événement du 14 novembre 2009	84
Figure 5.16: Résultat de MES pour l'événement du 9 juillet 2010	84
Figure 5.17: Résultat de MES pour l'événement du 13 juillet 2010	85

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

SOMAE	Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
CBZ	Carbamazépine
CSO	Combined sewer overflow
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
MES	Matières en suspension
MNP	Most probable number
SSO	Sanitary sewer overflow
RDII	Rainfall dependent infiltration inflow
UFC	Unités formant colonies
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 – Concentrations de microorganismes pathogènes et indicateurs dans les eaux de ruissellement, les eaux de débordements, et les eaux usées.....	103
Tableau A.1: Concentration de <i>Cryptosporidium</i> dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées	103
Tableau A.2: Concentration de <i>Giardia</i> dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées.....	108
Tableau A.3: Concentration d' <i>E. coli</i> dans les eaux usées et traitées des usines de traitement des eaux usées.....	115
Tableau A.4: Concentration de coliformes fécaux dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées	117
Tableau A.5: Concentration de coliformes totaux dans les rivières et les usines de traitement des eaux usées.....	121
Tableau A.6: Concentration de virus entériques dans les eaux brutes et traitées des usines de traitement des eaux usées	125

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Au cours des dernières décennies, la contamination des sources d'eau potable, l'insuffisance du traitement des eaux et de la contamination des réseaux de distribution ont mené à des épidémies d'origine hydrique. Les principaux objectifs de la recherche sur l'eau sont de réduire le nombre de décès et d'améliorer la qualité de l'eau en vue de diminuer le taux d'infections d'origine hydrique. Cependant, 93 % de 325 épidémies hydriques rapportées à travers le monde se situent en Amérique du Nord et en Europe (Karanis et al. 2007), bien que la majorité des décès liés à l'eau contaminée se retrouvent dans les pays en voie de développement (Warrington 2001).

Aux États-Unis, l'U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) a considéré le problème des débordements des égouts unitaires comme étant une préoccupation majeure. Il a été constaté que les débordements des égouts unitaires et sanitaires ont un impact à la qualité de l'environnement. L'objectif de la politique de contrôle des surverses de trop-pleins, publiée en 1994, est l'établissement d'une approche nationale cohérente pour obtenir un meilleur contrôle des rejets de trop-pleins (Register 1994). À la suite de cette politique, les rapports ont été remis au Congrès américain en 2001 et 2004 pour examiner le progrès accompli dans l'application et l'exécution des contrôles de surverses. (USEPA 2001, 2004). Selon le programme « Ambient Water Quality Criteria (AWQC) » pour le « Clean Water Act (CWA) », le suivi des paramètres microbiens est abordé depuis la création du programme en 1986. Les études épidémiologiques ont démontré l'importance des eaux sanitaires et les excréments d'animaux pour la contamination des eaux récréatives (USEPA 2007b).

Les règlements limitant les rejets de substances dans l'environnement et l'imposition d'une gestion du traitement des eaux usées sont fixés par différents niveaux de gouvernements au Canada. Il est nécessaire de déterminer des approches appropriées de ces différents paliers afin de mieux gérer les eaux usées venant de plus de 3500 usines de traitement des eaux usées au pays. Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a développé une stratégie pancanadienne sur la gestion des rejets d'eaux usées municipales (mais qui n'a pas été ratifiée par le Québec). La stratégie de gestion des risques inclut aussi l'impact des débordements des égouts

unitaires et sanitaires, car les rejets des égouts unitaires peuvent parfois contenir des concentrations de contaminations microbiennes plus élevées que celles en provenance des rejets continus des effluents municipaux. Afin de contrôler la qualité des rejets, la gestion des surverses de trop-pleins est intégrée dans la gestion de l'effluent des eaux usées (CCME 2009).

Le contrôle des rejets d'usines d'épuration des eaux usées (sources polluantes) est le but principal de la stratégie pancanadienne sur la gestion des rejets d'eaux usées municipales, élaboré par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME 2009). Cette stratégie inclut également la gestion de risques liés aux rejets des égouts unitaires qui exige la diminution des fréquences de débordement des égouts sanitaires et unitaires, de même que la réduction des sources polluantes déversées dans les systèmes d'égouts. Les risques devraient être estimés aux points de débordement afin de déterminer leur priorité pour la protection des sources d'eau potable. La gestion des trop-pleins a pour but la réduction de l'impact des égouts unitaires et sanitaires selon les normes nationales :

- La fréquence des trop-pleins d'égouts ne sera pas augmentée en raison du développement ou du réaménagement, sauf lorsqu'elle intervient dans le cadre d'un plan approuvé de gestion des débordements d'égouts unitaires
- Aucune décharge de trop-plein des égouts unitaires n'est permise par temps sec, sauf pendant le printemps et dans les situations d'urgence;
- Enlèvement des matières flottantes lorsque cela est possible

Toutefois, les débordements sont permis dans certaines zones et saisons. Différents types de modèles peuvent être utilisés pour estimer le devenir et le transport des contaminants microbiens et finalement pour estimer le risque. (Pachepsky et al. 2006) ont mis de l'avant l'importance d'avoir des données expérimentales, de bien identifier et quantifier les sources de contaminants, de comprendre les effets des particules, de caractériser les paramètres liés au transport des microorganismes et les éléments variables dans l'environnement, d'évaluer les indicateurs étudiés avec d'autres indicateurs similaires et finalement de développer des modèles.

Un grand défi dans la protection des sources d'eau potable est l'occurrence de la contamination microbienne. Les effluents des usines de traitement des eaux usées, l'écoulement des eaux pluviales, les surverses des égouts unitaires et sanitaires sont les principales sources de microorganismes pathogènes des eaux naturelles en milieu urbain (Arnone and Walling 2007).

Le développement des modèles de qualité de l'eau a pour but d'identifier la propagation et variation des polluants. Plusieurs logiciels (MOUSE, STORM, SWMM, etc.) ont été utilisés pour prédire le transport et les concentrations des indicateurs pathogènes sous différentes conditions et approches (Hellweger and Masopust 2008).

Des modèles hydrologiques et hydrodynamiques ont été développés pour simuler la quantité et qualité des eaux. Le mouvement des microorganismes pathogènes dans l'environnement a suscité l'intérêt des chercheurs pour trouver les mécanismes de transport et prédire leur devenir en utilisant les différents indicateurs fécaux (coliformes fécaux et *Escherichia coli*) et les microorganismes pathogènes tels que les *Cryptosporidium*, et *Giardia*. Les processus de transport des contaminants microbiens dans les modèles pour les rivières et les bassins versants agricoles ont examiné l'interaction entre les contaminants et les sédiments, de l'advection et de la dispersion, du règlement et de la remise en suspension des sédiments et des pressions de l'environnement (Dorner et al. 2006, Hellweger and Masopust 2008, McCorquodale et al. 2004, Wu et al. 2009b).

Bien qu'il existe des modèles pour simuler le transport de microorganismes pathogènes, ces modèles sont davantage développés pour certains milieux tels que les régions agricoles, les ruisseaux et rivières, et très peu existent pour le milieu urbain, particulièrement pour le débordement des eaux sanitaires vers les milieux naturels.

1.2 Objectifs

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'un travail d'équipe. L'objectif principal de cette étude est d'améliorer la compréhension des processus de transport des contaminants microbiologiques et des micropolluants dans un bassin urbain au Québec, afin de protéger les sources d'approvisionnement en eau. Cette compréhension sera nécessaire pour développer des modèles de prédiction des effets des changements climatiques et pour déterminer les effets de gestion des eaux en milieu urbain sur la qualité microbiologique des eaux.

Les objectifs spécifiques de ce projet sont les suivants:

- Estimation de la concentration de la contamination microbiologique dans les eaux de débordements en utilisant l'*Escherichia coli* (*E. coli*) comme indicateur fécal
- Estimation de la concentration des matières en suspension (MES) et son lien avec les *E. coli* dans les eaux de débordement
- Estimation de la concentration des micropolluants des eaux usées (carbamazépine) comme traceur de contamination fécale des eaux de débordement
- Détermination de la dynamique de transport d'*E. coli*, des MES et de la carbamazépine (CBZ) dans les débordements d'égouts unitaires/pseudo-séparatifs

1.3 Hypothèses

Les hypothèses originales de recherche sont les suivantes :

- Le modèle de drainage urbain, SWMM, peut reproduire la dynamique des contaminants microbiens et des micropolluants d'eaux usées dans les débordements d'égouts unitaires et pseudo-séparatifs
- L'*E. coli* et la CBZ viennent principalement des eaux usées et des dépôts solides des égouts
- Les MES viennent principalement du ruissellement à la surface du bassin et des dépôts solides des égouts
- Les pics de concentrations des contaminants des débordements de trop-pleins sanitaires se manifestent au début de l'événement « first flush » et sont liés à la remise en suspension des dépôts de sédiments dans les égouts.

1.4 Organisation du mémoire

La modélisation du transport des contaminants en milieu urbain est nécessaire afin d'évaluer les risques microbiologiques pour mieux choisir des procédés de traitement des usines de production d'eau potable en période de risques élevés et prendre les meilleures décisions de la protection des

sources d'eau. Pour caractériser les surverses des égouts unitaires et sanitaires ou évaluer leur impact sur les sources d'approvisionnement en eau potable, la modélisation est devenue un outil essentiel. Il ne sera pas nécessaire de développer un modèle complexe pour chacun des réseaux d'égouts étudiés. Il est néanmoins important de déterminer une approche précise pour identifier la modélisation appropriée basée sur le site spécifique.

Rappelons que l'objectif de l'étude est d'améliorer la compréhension des processus de transport de contaminants microbiens et des micropolluants dans les bassins de drainage urbains. Afin d'atteindre les objectifs de recherche, la présentation de ce mémoire comprend les sections suivantes:

La revue bibliographique : Le Chapitre 2 présente la revue de la littérature qui est la première étape de l'étude. Cette revue a comme objectif de revoir les travaux accomplis sur la modélisation des contaminants microbiens dans les bassins de drainage urbains et les paramètres principaux à considérer.

Les méthodes appliquées : Le Chapitre 3 décrit le choix du modèle, et son application, incluant les paramètres choisis. La modélisation permet de simuler la concentration d'un contaminant microbien (*E. coli*), d'un micropolluant (CBZ) et les matières en suspension. Après la préparation des données insérées dans le modèle, l'étape suivante est la simulation des trois types de pollution.

Résultats et discussion : Les résultats des simulations numériques sont présentés au chapitre 4. Ce chapitre présente l'article qui a été soumis à « Water Research ». Les résultats supplémentaires sont présentés au chapitre 5.

Conclusions : Les conclusions du projet de recherche sont présentées au chapitre 6.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Le chapitre 2 présente la revue de littérature qui comporte les 4 parties principales comme suivant : l'état de problème des eaux urbaines; l'occurrence et les sources d'indicateurs bactériens, de microorganismes pathogènes et de micropolluants des eaux usées dans les eaux urbaines; le transport des contaminants microbiens et des micropolluants; les modèles hydrauliques et hydrologiques urbains

2.1 État de problème des eaux urbaines

Le risque pour la santé lié aux rejets des trop-pleins des égouts unitaires est connu (CCME 2009, USEPA 2004). Un égout combiné/unitaire est un type de système d'égout qui évacue toutes les eaux usées domestiques (zones résidentielles, commerciales et industrielles) et les eaux pluviales dans la même conduite. Le flux varie selon les temps secs et humides. Pendant la période de pluie ou de la fonte de neige, le débit total peut dépasser la capacité du système. Les trop-pleins d'égouts unitaires ont été conçus pour déborder les eaux sans traitement vers le milieu récepteur, pour éviter les problèmes d'inondation dans les villes et protéger les immeubles et infrastructures (USEPA 1999).

Les surverses des égouts unitaires et sanitaires sont considérées comme sources importantes de contamination fécale humaine dans l'environnement (USEPA 2004). Le ruissellement urbain et les surverses des égouts sanitaires/pluviaux/unitaires peuvent nuire à la qualité des eaux (Arnone and Walling 2007, Ellis and Yu 1995, Haramoto et al. 2006a, Marsalek et al. 2001, Marsalek and Rochfort 2004). L'occurrence des contaminants dans les eaux est une des causes des épidémies d'origine hydrique. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a rapporté qu'un tiers de la population mondiale est touché par les maladies provenant de l'eau potable contaminée. Environ 13 millions de décès par an surviennent suite aux épidémies d'origine hydrique et un plus grand pourcentage de décès se produit dans les pays en voie de développement. Aux États-Unis, il y a environ 900 000 cas de maladie et 900 décès qui surviennent chaque année en raison de la contamination microbienne de l'eau potable (Warrington 2001). L'estimation minimum de 1870

cas d'épidémies associés à l'eau potable aux États-Unis de 1920 à 2002 a rapporté environ 883 806 cas de maladie (10 648 cas/an) et 1165 décès (14 décès/an) (Craun et al. 2006).

La revue des épidémies d'origine hydrique de 1955 à 2003 sur l'apparition de maladies d'origine hydrique apparues dans le monde (la plupart des informations ont été fournies par des pays des continents américain et européen) a rapporté que, sur les 325 cas d'épidémies (au minimum) d'origine hydrique associée de la maladie protozoaire parasite, 93% se sont produits en Amérique du Nord et en Europe (plus de 30% en Europe, dont 24% au Royaume-Uni, autre 24% au Japon et encore 4% dans d'autres pays). En Amérique du Nord et en Europe, *Giardia duodenalis* et *Cryptosporidium parvum* ont présenté des taux impressionnants de respectivement 40,6% de 132 cas d'épidémie et 50,8% des 165 cas d'épidémies (Karanis et al. 2007).

Afin de mieux comprendre et résoudre les problèmes des maladies d'origine hydrique, l'usage d'indicateurs microbiens a été considéré comme un outil important qui permet de surveiller la qualité de l'eau (Hurst et al. 1997). L'évaluation du risque de maladies gastro-intestinales a suggéré que la présence de microorganismes pathogènes dans une rivière pose un risque à la santé humaine, si les effluents des égouts unitaires ne sont pas contrôlés (Donovan et al. 2008). Les types de pollution et les conséquences principales des surverses des égouts unitaires sont présentés dans le tableau 2.1 (USEPA 2001).

Présentement, la construction de réseaux d'égouts unitaires n'est pas permise par les gouvernements provinciaux du Canada. Cependant, les systèmes d'égouts plus anciens sont assainis par des réseaux de type unitaire. Ils se trouvent habituellement dans les communautés dont les infrastructures sont plus anciennes (CCME 2009). L'USEPA a estimé que les égouts unitaires desservent environ 772 collectivités qui contiennent environ 40 millions de personnes. La plupart de ces communautés sont situées dans le nord-est des États-Unis dans la région des Grands Lacs et le nord-ouest du Pacifique (USEPA 2008). L'organisation gouvernementale a également estimé que les effluents des égouts unitaires transportés vers les eaux de surface représentent en volume environ 3,2 trillions litres par année aux États-Unis seulement (USEPA 2004). Un grand nombre de réseaux d'égouts de plusieurs grandes villes à travers le monde ont été construits avec des égouts unitaires. Par exemple, en ce qui a trait à la région métropolitaine de Tokyo, dans la région ouest de la ville, le réseau est formé de 24 % d'égouts unitaires et de 36 % de réseaux d'égouts séparatifs. Dans l'est de la ville, la majorité du réseau d'égout, qui

couvre 82% de cette zone, est unitaire, et 18% est séparatif (Ministère du Territoire, de l'Infrastructure et des Transports) (Ham et al. 2009).

Tableau 2.1: Type de pollutions et les conséquences des débordements des égouts unitaires (USEPA 2001)

Types de pollution	Conséquences
Bactéries (coliformes fécaux, <i>E. coli</i> , entérocoques)	Fermeture de plage Odeur Restriction de la récolte de mollusques Contamination des sources d’approvisionnement d’eau Effet nuisible à la santé publique
Ordures et des matières flottantes	Dépréciation d’esthétique Odeurs Fermetures de plages
Composés organiques, les métaux, le pétrole	Effets indésirables de polluants toxiques sur la santé publique Restrictions de la pêche (poisson et coquillages) Fermetures de plages Dépréciation de la vie aquatique
Demande biochimique en oxygène (DBO)	Réduction de la concentration en oxygène et la mort de poissons
Dépôt de solides	Dépréciation de la vie aquatique Restriction ou perte de la récolte de mollusques
Nutriments (par exemple, azote, phosphore)	Eutrophisation, prolifération d'algues Dépréciation d’esthétique

Bien que les surverses ne soient pas une source continue de pollution, elles présentent un risque à la santé publique, car elles peuvent potentiellement transporter des organismes pathogènes vers des sources d'eau utilisées pour la baignade ou pour la production d'eau potable. Il est bien établi que le ruissellement contient des coliformes fécaux de sources non humaines et peut donc transporter d'autres microorganismes pathogènes (Gaffield et al. 2003). Il a été rapporté que les concentrations d'oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* sont plus élevées au bout de l'événement pluvial « First flush » (Gibson et al. 1998). Le rapport au Congrès de l'USEPA en 2001 a montré qu'une concentration élevée en polluants tels que la DBO5, les matières en suspension, l'azote, le phosphore et les coliformes fécaux a été retrouvée dans les égouts unitaires. La concentration de coliformes fécaux dans les eaux de ruissellement, $10^3 - 10^7$ cts/100ml (comptes par 100 ml) et dans les égouts unitaires, $10^5 - 10^7$ cts/100ml, sont semblables. La concentration des matières totales en suspension est plus élevée dans les égouts unitaires par rapport à celle des eaux sanitaires et pluviales. La présence des sédiments ainsi que des matières en suspension dans les égouts unitaires implique la présence de contaminants variés. De plus, les contaminants microbiens peuvent s'associer à des particules (Fries et al. 2006, Hejkal et al. 1981, Schillinger and Gannon 1985, Searcy et al. 2005). La forte concentration en polluants dans les égouts unitaires est associée dans un premier temps à l'événement pluvial « First flush » (USEPA 2001).

2.2 Occurrences et sources d'indicateurs bactériens, de microorganismes pathogènes et de micropolluants des eaux usées dans les eaux urbaines

L'occurrence des indicateurs et des microorganismes pathogènes dans le milieu urbain peut nuire à la qualité des sources d'approvisionnement en eau. Les agents pathogènes dans les eaux peuvent infecter les humains, les animaux ou contaminer l'environnement (Hurst et al. 1997). Il est nécessaire de déterminer les sources de contaminants afin de mieux comprendre leur devenir et leur transport en différentes conditions environnementales. Les agents pathogènes et micropolluants pourraient provenir de sources ponctuelles (eaux sanitaires, eaux pluviales, débordement des eaux sanitaires, et des sources industrielles) et de sources diffuses (agriculture,

foresterie, faune et ruissellement urbain); ces contaminants peuvent endommager la qualité de l'eau (Focazio et al. 2004, Seurinck et al. 2005).

Les effluents des usines d'épuration des eaux usées, l'écoulement des eaux pluviales, les débordements des égouts unitaires et des égouts sanitaires sont les principaux moyens qui transportent les contaminants microbiens du milieu urbain dans les eaux naturelles (Arnone and Walling 2007). La présence de contaminants microbiens dépend des caractéristiques des bassins, des activités humaines et de l'occupation des sols (Gibson et al. 1998).

Principalement, les eaux usées domestiques sont évacuées vers les usines d'épuration des eaux usées par les égouts unitaires ou séparatifs. Plus de 100 espèces de microorganismes potentiellement pathogènes ont été trouvées dans les égouts unitaires (Bosch 1998). Les eaux sanitaires pourraient être déversées dans la rue, involontairement ou dans la zone des égouts pluviaux à proximité, en raison des ruptures ou de blocages sanitaires dans la conduite. Cent millilitres d'eau sanitaire peuvent contenir entre 1 million à 1 milliard de bactéries coliformes, et des concentrations élevées d'autres agents pathogènes, de bactéries, de virus et de protozoaires (USEPA 2004).

La forte concentration des contaminants dans les eaux sanitaires est corrélée avec la densité de la population et de leurs activités (Hurst et al. 1997). La pollution humaine est l'une des sources de microorganismes pathogènes et micropolluants les plus importantes qui diminuent la qualité de l'eau (Bosch 1998, Heberer and Feldmann 2005). Les excréments des humains rejetés dans l'eau naturelle sans traitement ou avec un traitement inadéquat peuvent revenir et réinfecter une population ou infecter une communauté à l'aval des rejets (Bosch 1998). Un grand nombre de bactéries, virus et des micropolluants présents dans les eaux usées proviennent des excréments humains et animaux. Les concentrations élevées à l'effluent démontrent les inefficacités des processus de traitement (Chauret et al. 1999, Ottoson et al. 2006, Payment et al. 2001). Les concentrations des contaminants microbiens dans l'affluent et l'effluent des usines d'épuration des eaux usées, les ruissellements et des débordements sont présentées dans l'annexe I (tableaux A.1 – A.6). Parmi les microorganismes mesurés, les coliformes totaux, coliformes fécaux et *E. coli* présentent les plus fortes concentrations dans l'affluent des eaux usées. Ils ont aussi parfois des concentrations élevées (par ex. plus de 10^6 UFC/100ml (Unité Formant Colonie)) à l'effluent final. Pour les agents pathogènes, *Giardia* a montré la concentration la plus élevée dans les eaux

usées brutes et des concentrations de *Cryptosporidium* et *Giardia* ont souvent été détectées à l'effluent final.

Pendant les événements de pluie, les eaux usées sont parfois déversées (des débordements d'égouts unitaires/ sanitaires ou dérivées d'eaux usées) dans le milieu récepteur qui est parfois une source d'approvisionnement en eau potable. Typiquement, la concentration de coliformes fécaux dans un égout unitaire varie de 100.000 à 10.000.000 MPN/100ml. Certains types de virus comme le poliovirus, le virus hépatique infectieuse et virus Coxsackie ont été trouvés dans surverses des égouts unitaires et sanitaires. Les concentrations de *Giardia* dans les eaux usées non traitées et des eaux usées traitées sont à environ 2 - 200.000 kystes / L et 0,0002 à 0,011 kystes / L respectivement (USEPA 2004).

Le ruissellement peut contenir des agents pathogènes venus des excréments d'animaux indigènes ou domestiques (USEPA 2003) et des produits pharmaceutiques (Focazio et al. 2008, Topp et al. 2008). Ces eaux contaminées sont difficiles à contrôler et peuvent ensuite se mélanger à l'eau naturelle (Arnone and Walling 2007, Cizek et al. 2008, Focazio et al. 2004, USEPA 2003). Les études du ruissellement urbain montrent qu'il y a la présence des matières solides et d'autres polluants importants tels que les métaux lourds comme le zinc ou le plomb dans le ruissellement urbain (Gromaire-Mertz et al. 1999, Lee and Bang 2000). De plus, les eaux pluviales peuvent contenir des eaux sanitaires de raccordements inversés (Sauvé et al. 2012).

La revue de Tsihrintzis et Hamid (1997) a présenté les principaux processus dans le continuum urbain qui influe sur la qualité de l'eau :

- Lessivage atmosphérique : les particules, poussières, gaz, etc. sont transportés par le vent et participent au ruissellement lors de la précipitation.
- Érosion : la durée et l'intensité de la pluie sont les causes d'érosion des surfaces. La pollution du sol et les particules peuvent se mélanger aux eaux de ruissellement.
- Lessivage de surface : la pluie enlève la pollution accumulée sur la route, le trottoir, les surfaces imperméables, etc.. Le taux de lessivage est proportionnel à la perméabilité de la surface.
- Déposition : les particules provenant de différents sites sont transportées par le ruissellement et se déposent sur les surfaces urbaines.

- Transport et transformation : le transport déplace la pollution et la transformation représente la modification des propriétés physiques, chimiques et biologiques des polluants.

Plusieurs études montrent que le ruissellement, surtout pendant les événements de tempête, peut transporter des concentrations élevées de contaminants microbiens (Brookes et al. 2004, Cizek et al. 2008, Krometis et al. 2007, Seurinck et al. 2005). Les contaminants pharmaceutiques se trouvent également dans le ruissellement des bassins agricoles (Lapen et al. 2008). Beaucoup d'organismes pathogènes, comme les protozoaires, les bactéries et les virus ont été trouvés dans les excréments des animaux (Savichtcheva and Okabe 2006). Ces excréments sont facilement transportés vers les milieux aquatiques par le ruissellement et sont de ce fait très difficiles à contrôler (Cox et al. 2005). Les polluants s'accumulent dans le temps. Ensuite, la vitesse de déplacement des contaminants microbiens et des autres polluants vers le plan d'eau récepteur dépend de l'intensité et de la durée de la pluie. L'occupation du sol est l'un des principaux facteurs pour déterminer la source diffuse de pollution dans le ruissellement (Tsihrintzis and Hamid 1997). Le transport d'agents microbiens peut se produire en étant associés ou non-associés aux particules dans l'écoulement et est fonction des types de micro-organismes et de particules qui auraient un impact important sur leur sorption. Le transport des microorganismes est influencé par la partition microbienne des particules décantées. Donc, certains agents pathogènes peuvent s'accumuler dans les zones de décantation des particules (Characklis et al. 2005). Le transport des sédiments fins peut être associé à une charge microbienne élevée dans le système d'égouts urbains (Droppo et al. 2002).

2.2.1 Protozoaires

En 1993, le protozoaire pathogène *Cryptosporidium* a été la principale cause des maladies d'origine hydrique à Milwaukee, Wisconsin (Mackenzie et al. 1994). La présence de protozoaires tels que le *Cryptosporidium* et le *Giardia* dans les rivières et ruisseaux a été corrélée avec les ruissellements urbains et les débordements sanitaires (States et al. 1997, Young and Thackston 1999). Les épidémies à Milwaukee en 1993 qui ont affecté 403 000 personnes ont attiré l'attention des organismes de santé publique aux problèmes de protozoaires pathogènes (Fox and Lytle 1996, Mackenzie et al. 1994).

Gibson et al (1998) ont montré que la concentration de *Cryptosporidium* et de *Giardia* dans le ruisseau urbain pourrait provenir de l'effluent des égouts unitaires. La concentration moyenne de *Cryptosporidium* et *Giardia* au ruisseau urbain a augmenté significativement pendant l'événement de pluie. Les concentrations de *Cryptosporidium* et *Giardia* (250 - 40000 oocystes/100 L et 9000-283000 kystes/100 L respectivement) à la surverse ont été plus élevées que les concentrations observées (5-105 oocystes/100 L et 13 - 6579 kystes/100 L respectivement) dans le ruisseau urbain pendant le temps sec et 8 à 10 fois plus grandes pendant l'événement pluvial. (Gibson et al. 1998).

Pourtant, Arnone et Walling (2005) ont détecté une petite concentration de *Cryptosporidium* dans 50% des sites et dans les 12 échantillons des surverses. Les résultats de *Cryptosporidium* dans cette étude contredisent ceux de States et al. (1997) et de Gibson et al. (1998), mais les résultats de *Giardia* sont similaires. À partir de leurs conclusions, ils ont suggéré que les égouts unitaires ne sont pas les sources de *Cryptosporidium* (Arnone and Walling 2006). Du fait que les données des surverses sont limitées, il est difficile de déterminer si les protozoaires pathogènes sont conséquents aux surverses (Arnone et al. 2005).

Donovan et al. (2008) ont détecté une concentration de *Giardia* (1,860 kystes/L, n=1) mais ils n'ont pas détecté le *Cryptosporidium* après une précipitation, dans la surverse à Newark, au New Jersey, tandis que 978 kystes/L ont été détectés en aval (10 pieds) de la surverse. Ces résultats ont démontré sur la fiche de laboratoire d'analyse que l'efficacité de la récupération d'un échantillon a été inférieure au seuil acceptable. L'incapacité de détecter le *Cryptosporidium* ne signifie pas pour autant l'absence de ce contaminant dans l'eau (Donovan et al. 2008).

(Graczyk et al. 1998) ont examiné les fèces d'oies migratrices à partir de neuf sites près de la baie de Chesapeake, au Maryland. Des kystes de *Giardia* ont été détectés dans tous les sites d'étude avec une concentration moyenne de 405 kystes g⁻¹. Des oocystes de *Cryptosporidium* ont été détectés dans 7 des 9 sites, avec une concentration moyenne de 370 ± 197 oocytes g⁻¹. Les résultats d'une étude de deux ans au bassin de la rivière North Saskatchewan en Alberta, au Canada, ont démontré que les concentrations de *Giardia* et *Cryptosporidium* dans la faune sauvage étaient plus faibles que chez les animaux domestiques et que dans l'effluent des eaux usées (Heitman et al. 2002). En Australie, les différents types d'excréments d'animaux provenant de quatre bassins versants ont été examinés. Il a été observé que les concentrations des

microorganismes pathogènes et des indicateurs fécaux (*Cryptosporidium*, *Giardia* spp. et les spores de *Clostridium perfringens*) étaient plus élevées dans les excréments d'animaux domestiques que chez la faune sauvage. La concentration maximale de *Giardia* a été détectée chez les chats domestiques (> 7143 kystes g^{-1}) et les chiens (> 6061 kystes g^{-1}). La concentration médiane de *Cryptosporidium* et de *Giardia* spp détectée dans la plupart des animaux sauvages était nulle. Les coliformes fécaux ont également été détectés dans les échantillons en concentrations de $3,1 \times 10^7$ à $1,2 \times 10^8$ UFC g^{-1} (n= 9/9) pour les chiens, $2,3 \times 10^6$ à $4,1 \times 10^7$ UFC g^{-1} (n=8/8) pour les chats et de $8,1 \times 10^3$ UFC g^{-1} (n=8/9) pour les canards (Cox et al. 2005).

Puisque les investigations ont été réalisées dans de différents sites en utilisant différentes méthodes de détection, la comparaison entre des résultats obtenus doit être faite attentivement, car chaque égout relié à son bassin a des caractéristiques uniques (Arnone and Walling 2006, Gibson et al. 1998).

2.2.2 Bactéries

La concentration de coliformes fécaux dans les débordements des eaux sanitaires est variable. La concentration de coliformes fécaux a augmenté pendant l'événement de pluie (Gibson et al. 1998). L'étude de microorganismes dans la baie de Tokyo a été réalisée sur deux mois afin d'évaluer l'effet de la précipitation ainsi que l'avenir des microorganismes des trop-pleins vers l'eau de mer. Les indicateurs de bactéries (coliforme totaux, *E. coli*) ont été détectés dans tous les échantillons (n=47); de plus, l'augmentation de ces bactéries est significative après l'événement de pluie (Haramoto et al. 2006a).

La concentration élevée de coliformes fécaux ($>30,000$ CFU/100ml; n=2) et d'*E. coli* a été détectée à l'effluent d'un égout unitaire à Newark au New Jersey. La concentration de coliformes fécaux et de coliformes totaux est beaucoup plus élevée que celle des échantillons collectés pendant le temps sec. Les auteurs ont également conclu que la précipitation ainsi que la concentration élevée de coliformes fécaux et de coliformes totaux ont prouvé l'occurrence de ces bactéries dans la rivière (Donovan et al. 2008).

La distribution d'*E. coli* issus de surverses des égouts unitaires et sanitaires en zone littorale du lac Michigan a été évaluée sur une période de cinq ans, comprenant aussi une période de 18 jours de précipitations élevées par McLellan et al. (2007). L'augmentation d'*E. coli* pendant le débordement des égouts unitaires et sanitaires est plus forte en 2004 qu'en 2003. Cette étude a souligné que l'augmentation de contaminations bactériennes pendant la forte précipitation était plus élevée dans la rivière que lorsqu'il n'y avait que des précipitations. La plus haute concentration mesurée d'*E. coli* dans l'estuaire a coïncidé avec le débit de pointe et a correspondu au débordement des égouts combinés.

La forte précipitation joue un rôle très important dans la concentration des contaminants dans l'eau. Il est assez compliqué d'évaluer la proportion d'*E. coli* causée par les égouts unitaires et par les ruissellements urbains séparément, car les fortes précipitations peuvent mener à des concentrations de contaminants microbiens élevées dans le milieu aquatique (McLellan et al. 2007). Bien que la concentration d'*E. coli* ait décliné et s'est diluée dans les rivières, les pathogènes pourraient survivre dans l'eau assez longtemps et causer une augmentation de la concentration des contaminants dans l'eau (McLellan et al. 2007) et la présence d'*E. coli* dans l'eau naturelle est corrélée avec l'accumulation plutôt qu'avec la réplique (Kinzelman et al. 2004).

2.2.3 Virus

Il est estimé qu'environ 30 à 90% des cas de gastro-entérite dans le monde sont liés aux virus entériques humains (Vinje et al. 1997). La concentration de virus entérique dans les eaux usées est présentée dans le tableau I.6.

Scott et al. (2003) ont trouvé des virus entériques dans tous les échantillons des eaux usées. La présence d'une faible concentration en virus entériques à l'affluent démontre l'efficacité du système de traitement des eaux. Payment et al. (2001) ont trouvé que le taux d'enlèvement de virus entérique est 0% dans le traitement primaire. Les auteurs ont conclu que le traitement primaire n'est pas efficace pour enlever les virus.

Les études précédentes au sujet des eaux usées ont montré la présence de norovirus à l'affluent des usines de traitement au Japon, Allemagne et Suède (Haramoto et al. 2006b, Nordgren et al.

2009, Pusch et al. 2005). Une récente étude suédoise d'un an a démontré qu'il y a une concentration de norovirus très élevée pendant l'hiver et l'été à l'affluent de l'usine de traitement de la municipalité (Nordgren et al. 2009).

La présence des coliformes fécaux et de F-phages est corrélée avec la présence de virus et la contamination virale peut être suivie en utilisant simultanément des coliformes totaux et F-phages spécifiques comme indicateurs des eaux de surface (Haramoto et al. 2005). 81% (n=47) des adénovirus ont été détectés dans la baie de Tokyo, Japon. Il est suggéré par cette étude que l'impact des précipitations est significatif sur le devenir des virus, coliformes fécaux et *E. coli* (l'augmentation de 1 à 2 logs après la précipitation) (Haramoto et al. 2006a).

Les virus les plus communément mesurés dans les eaux usées sont les virus entériques et les coliphages (Crook 1998, Feachem et al. 1983, Metcalf and Eddy 2003). Les excréments d'une personne infectée par une gastro-entérite ou une hépatite contiennent des particules de 10^5 à 10^{11} virus g^{-1} de selles (Bosch 1998) et, généralement, de 100 à 400 milliards de bactéries coliformes/jour sont excrétées par chaque personne (Metcalf and Eddy 2003). Plus de 100 espèces de virus entériques ont été trouvées dans les excréments humains. Les virus entériques les plus importants selon l'OMS (en 2000) sont les adénovirus, les astrovirus, les virus Norwalk, et les petits virus à structure ronde (Bosch 1998).

2.2.4 Micropolluants dans les eaux usées

Présentement, les produits pharmaceutiques sont aussi identifiés comme une nouvelle classe de contaminants du système aquatique (Focazio et al. 2008). Leur présence dans les eaux naturelles, les sources d'approvisionnement en eau potable ont potentiellement un impact sur les écosystèmes et peut-être aussi sur la santé humaine (Daughton and Ternes 1999, Heberer 2002a, Warren et al. 2003). Les micropolluants peuvent entrer dans l'environnement lorsque les boues d'épuration digérées sont utilisées comme engrais sur les terres agricoles et sont entraînés dans les eaux souterraines (Kinney et al. 2008) et dans le ruissellement et le drainage des zones agricoles (Lapen et al. 2008, Topp et al. 2008, Wu et al. 2009a). La décharge des effluents sanitaires vers le milieu récepteur n'est pas uniquement une source principale de contaminants microbiens, mais il est aussi une source de contaminants pharmaceutiques (Heberer 2002b, Vieno et al. 2005). Par

exemple, la CBZ n'est jamais complètement métabolisée après la consommation. La quantité non-métabolisée est excrétée par les fèces et l'urine (Andreozzi et al. 2003). La présence des micropolluants dans l'effluent des eaux usées est en raison de sa faible enlèvement et dégradation au sein du traitement (Andreozzi et al. 2002, Focazio et al. 2008). La concentration des micropolluants dans le milieu récepteur varie selon la source d'origine de contaminants et la variation saisonnière (Daneshvar et al. 2012, Daneshvar et al. 2010).

2.3 Transport des contaminants microbiens et des micropolluants

La distribution et le transport des microorganismes pathogènes et micropolluants dépendent de différents facteurs (précipitations, lessivage, sorption, décantation, inactivation ou dégradation, etc.). L'association des microorganismes à des particules est un des facteurs les plus importants du transport des agents pathogènes vers le milieu récepteur ainsi que vers les sources d'approvisionnement en eau (Droppo et al. 2002).

2.3.1 Sorption

L'adhésion des microorganismes à des surfaces est une accumulation des particules microbiennes sur les supports et surfaces, sous diverses interactions (Bitton and Marshall 1980). Le mécanisme de sorption dépend des espèces de microorganismes et du comportement des surfaces (récepteurs). L'interaction entre les microorganismes et les surfaces varie selon diverses conditions. Cookson (1967) et Filmer et al (1967) ont divisé les procédés d'adsorption en deux étapes : premièrement, le mouvement des microorganismes vers les particules (le contact initial); et deuxièmement, l'adhésion au sorbant. Diverses méthodes (l'isotherme de Freundlich, de Langmuir et le modèle cinétique) sont appliquées afin de décrire la dynamique d'adsorption des microorganismes à des surfaces (Gerba 1984).

L'association des microorganismes aux particules dans l'eau est influencée par les caractéristiques de l'environnement, l'hydrodynamique de l'écoulement, le comportement et les caractéristiques des sédiments, tels que la propriété chimique des particules, leur masse volumique, leur porosité, leur vitesse de décantation, leur charge électrique à la surface, et les

fibrilles de substances extracellulaires polymériques (EPS), etc. Les sédiments en milieu urbain viennent de la déposition ou de l'érosion des surfaces et sont transportés aux usines d'épuration ou aux milieux récepteurs par les eaux pluviales, via les réseaux pluviaux, les réseaux combinés ou les surverses des réseaux d'égouts (Droppo et al. 2002). Les contaminants associés aux particules sont moins mobiles et sont plus facilement décantés (Fries et al. 2006).

Les floccs sont un moyen de transport des microorganismes pathogènes en association avec différentes particules du continuum urbain. La dynamique de l'association des microorganismes aux particules est décrite par les mécanismes d'adhésion et de sorption. La variation de la structure des floccs, de la charge électrique et de la dynamique d'attachement est en fonction du régime d'écoulement (Brookes et al. 2005, Fries et al. 2006).

Dans le milieu urbain, il a été constaté que les bactéries indicatrices fécales s'adhèrent aux fines particules d'argile ($<2\mu\text{m}$) dans les eaux pluviales urbaines (Davies and Bavor 2000). *E. coli* s'associe significativement à des fines particules inférieures à $2\mu\text{m}$ et la densité de particules n'influe pas sur leur adhésion (Muirhead et al. 2006). Après les événements pluviaux, il a été observé que 83% des coliformes fécaux peuvent rester en suspension pour environ quatre heures (Schillinger and Gannon 1985). D'après une étude sur des bassins versants agricoles, les bactéries associées à des particules supérieures à $63\mu\text{m}$ seront décantées lors des événements pluviaux, et celles qui sont supérieures à $500\mu\text{m}$ seront filtrées par les herbes (Fiener and Auerswald 2003). Les résultats de Muirhead et al. (2006) montrent que les bactéries sont transportées à la surface des particules et ont une interaction faible avec le sol dans le ruissellement généré par une condition d'excédent de saturation.

Characklis et al. (2005) ont montré que 30 à 55 % des coliformes fécaux, *E. coli*, et entérocoques sont associés à des particules qui peuvent être décantées; les spores de *Clostridium perfringens* ont, par ailleurs, le taux d'association le plus important (50 à 70 %) dans les eaux pluviales. (Krometis et al. 2007) ont présenté des résultats similaires aux travaux de Characklis et al. (2005). L'association des coliformes fécaux, *E. coli* et des entérocoques à des particules pouvant être décantées, se produisait à un taux de 40%, et pour les spores de *Clostridium perfringens*, à 65%. L'association des spores de *Clostridium perfringens* à des particules de sable démontre que l'absence d'une matrice extracellulaire n'influe pas sur ce processus, car

l'hydrophobicité est la force, selon Van der Waals, qui renforce leur adhésion (Characklis et al. 2005).

Certains contaminants microbiens tels que les virus entériques et les coliphages peuvent s'associer à de fines particules de moins de 0.25 μm dans le milieu naturel. Les fractions des virus entériques sont de 77.4% (filtre adsorbant) et de 57% (filtre non-adsorbant). Les fractions des coliphages sont 65.8% (filtre adsorbant) et 13.7% (filtre non-adsorbant) (Payment et al. 1988). Hejkal et al. (1981) ont observé qu'environ 28% des virus sont associés aux particules de 0.3 μm dans le rejet des usines de traitement des eaux usées (Hejkal et al. 1981). Il est difficile d'enlever les petites particules, car leur vitesse de chute est faible. Ainsi, elles peuvent être déversées dans le milieu aquatique et retournées aux consommateurs (Payment et al. 1988).

Au cours des dernières décennies, l'impact des contaminants chimiques a discuté en particulier les pesticides toxiques dans l'environnement. Les produits pharmaceutiques/ micropolluants sont classifiés dans le groupe de pollution chimique et utilisés en grandes quantités dans le monde entier (Daughton and Ternes 1999). La présence des micropolluants dans l'eau naturelle, les sources d'approvisionnement en eau, a été observée par les chercheurs (Daughton and Ternes 1999, Focazio et al. 2008, Heberer 2002a). Les produits pharmaceutiques et les pesticides peuvent provenir du ruissellement, l'érosion de sols, l'effluent des usines de traitement des eaux usées et la décharge des eaux pluviales, des eaux sanitaires/ des surverses pendant l'événement pluvial (Daneshvar et al. 2012, Daughton and Ternes 1999).

L'interaction entre les micropolluants et des particules joue un rôle important sur leur devenir et le transport dans le système de traitement des eaux usées ainsi que dans le milieu aquatique (Ternes et al. 2004). La distribution des tailles des particules et des floes est très variable. Les floes deviennent des matrices poreuses qui transportent et échangent des éléments nutritifs et des contaminants. La fraction d'association varie selon le type et le comportement des particules/floes, le type des contaminants et l'événement pluvial (Droppo et al. 2002, Lipson and Stotzky 1983). Pour comprendre le devenir des micropolluants, il est important de considérer l'interaction des sédiments et les micropolluants. Le transport, la biodégradation et la biodisponibilité des composés organiques/ contaminants organiques sont en fonction de la sorption avec les matières solides dans l'environnement. Le niveau de sorption dépend de la

structure moléculaire des composés organiques, la solubilité dans l'eau, la condition chimique, l'état d'ionisation et la charge électrique à la surface des composés organiques et les particules.

Il y a beaucoup de composés organiques qui peuvent s'associer fortement aux sédiments naturels, notamment les composés hydrophobes. Le mouvement des contaminants associé aux matières en suspension est important dans le mécanisme de transport, particulièrement, des composés hydrophobes (Warren et al. 2003). La concentration des contaminants associée aux sédiments en suspension varie au fil du temps en fonction de divers facteurs, par exemple les débits reliés aux conditions météorologiques ou saisonnières, le type écoulement et la source de contaminants/l'occupation de sols (Long et al. 1998). La contribution des dépôts accumulés et la remise en suspension influencent la concentration des contaminants organiques dans les eaux et des sédiments (Warren et al. 2003). La sorption des composés organiques aux particules peut apparaître en 2 périodes : (1) la sorption rapide (24 – 48 heures) et (2) la sorption lente. Les composés organiques cationiques ayant la teneur en carbone organique augmentent la fraction de sorption. Les processus de sorption continuent au fil de longues échelles de temps (semaines ou mois) et la sorption et désorption peuvent être rapide ou lente (Warren et al. 2003).

Le comportement des floes est fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Il a été constaté que les sédiments en suspension dans l'eau pluviale sont transportés dans les floes (Droppo 2001, Droppo 2003, Droppo and Ongley 1994, Phillips and Walling 1995). Le floe est un micro-écosystème individuel qui est composé de la matrice complexe de l'eau, de la communauté microbienne ainsi que des particules organiques et inorganiques (Tableau 2.2) (Droppo 2003).

Le transport des sédiments, l'adsorption des contaminants varient en fonction de l'hydrodynamique qui peut augmenter la vitesse de chute et changer le comportement des particules, ainsi que leur taille, leur forme, leur densité et leurs constituants (Droppo 2001). Au cours du ruissellement, la taille et la forme des particules varient en fonction des caractéristiques du flux, de la vitesse de l'écoulement, de l'événement pluvial, de la source de particules, de la composition et du potentiel de flocculer ou de détacher les particules (Droppo et al. 2002). La vitesse de chute des floes de forme sphérique est plus grande que celle de forme cylindrique ou de disque (Li and Ganczarczyk 1987).

Tableau 2.2: Les constituants du floc

Constituant	Caractéristiques	Influence de constituant sur le floc
Particules inorganiques	<ul style="list-style-type: none"> - Représentant des particules minérales et des précipités chimiques. - Forme et taille variées - Charge négative, grande masse volumique - Source de nutriments/contaminants 	<ul style="list-style-type: none"> - Comportement physique (transport, décantation, densité, forme) - Comportement chimique (adsorption et transformation des contaminants ou nutriments). - L'électrochimie du floc influe sur la construction du floc
Constituant biologique	<ul style="list-style-type: none"> - Dynamique de la portion biologique - Adsorption de nutrition/contaminant - Production de fibrille extracellulaire qui représente l'absorption de nutrition/contaminant - Charge négative, faible densité 	<ul style="list-style-type: none"> - Influence sur les parties interne et externe du floc (développement du floc, association des bactéries, gradient électrochimique) - Trois dimensions de la matrice des substances extracellulaires polymériques (EPS) ou fibrille peuvent supporter la structure et stabiliser le floc.
Pores	<ul style="list-style-type: none"> - Macro pores - Micro pores - Pores dans le pore 	<ul style="list-style-type: none"> - Influence de l'hydrodynamique des floccs à travers la structure et la densité variable pendant le mouvement - Contrôle la quantité de la teneur en eau dans le floc.

Tableau 2.2: Les constituants du floc (suite)

Constituant	Caractéristiques	Influence de constituant sur le floc
Constitution de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> - Eau libre - Eau liée - faible densité 	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminants et nutriments peuvent être absorbés par les bactéries ou le floc quand l'eau passe à travers le floc à l'aide d'un procédé « advection » - La faible densité affecte l'hydrodynamique telle que la décantation des floes - l'eau liée peut favoriser le gradient électrochimique

Source : modifié de Droppo et al. (2001)

Les eaux pluviales et le ruissellement sont considérés comme les sources potentielles de polluants qui transportent des contaminants associées à des particules. Afin de déterminer le transport ainsi que la sédimentation des microorganismes associés aux particules ou floes, les études se sont focalisées sur la vitesse de chute, la structure et les constituants des floes (Droppo 2004, Droppo and Ongley 1994). Des expériences au sujet des sédiments secs sur les routes dans le continuum urbain ont montré qu'un grand pourcentage des sédiments est formé de particules minérales (Droppo 2004). La majorité de ces particules sont les particules inorganiques et le taux de sédimentation est très élevé. Alors, il est difficile de déterminer la vitesse de décantation des particules, notamment de celles qui sont grosses et denses. Les chercheurs ont constaté que 75% des particules dans le ruissellement sont inférieurs à 100 μm et le diamètre médian est d'environ 25 – 44 μm (Droppo et al. 2002).

Le floc, ayant un grand pourcentage de porosité, a une teneur en eau augmentée et une faible densité. Par contre, sa vitesse de décantation n'est pas nécessairement faible (Droppo 2004).

Toutefois, Zahid et Ganczarzyk (1990) ont expliqué que le débit passé à travers les macrospores lors de décantation de particule est possible, il en résulte une augmentation de la vitesse de chute de la particule en raison d'une réduction de la traînée (Zahid and Ganczarzyk 1990). Donc, le meilleur indicateur pour prédire la vitesse de sédimentation des floes est leur taille. En outre, le système biologique est un moteur essentiel qui contrôle les compositions de la particule et influence le mouvement des floes ainsi que l'activité d'absorption des microorganismes aux floes (Droppo 2004, Droppo et al. 2002).

La présence des contaminants microbiens et la remise en suspension des particules se produisent en même temps que la remise en suspension après l'événement pluvial. Le taux de fraction peut être léger en raison de leur taille et leur densité, car la cellule de virus ou bactéries ne s'associe pas à de larges et denses particules (Droppo et al. 2002, Payment et al. 1988). Cependant, le comportement physique et chimique des particules et des microorganismes joue un rôle important dans le mécanisme de sorption, qui cause la fraction d'association (Stenstrom 1989). Le tableau 2.3 présente la fraction d'adsorption d'*E. coli* dans les particules.

L'identification de la fraction de microorganismes et des micropolluants libres et adsorbés à des particules est nécessaire pour prédire leur transport dans le milieu naturel. En outre, la répartition des microorganismes ainsi que les micropolluants associés aux particules résultent en leur enlèvement de la colonne d'eau (Fries et al. 2006, Warren et al. 2003). Plusieurs études ont démontré que le taux de sorption des contaminants pharmaceutiques (par ex. carbamazépine, diclofénac, ibuprofène) dans les différents types de sédiments n'est pas élevé (Löffler et al. 2005, Scheytt et al. 2005, Scheytt et al. 2006). Pourtant, l'étude de Löffler et al. (2005) a montré une fraction d'adsorption élevée (40%) de la carbamazépine dans les sédiments. L'association des microorganismes aux particules dans l'eau peut augmenter leur capacité de survivre et diminuer leur temps en suspension (Burkhardt Iii et al. 2000). La prédation et l'exposition environnementale sont diminuées pour *Enterococcus sp* lorsqu'elle est attachée aux particules, ce qui diminue son taux de mortalité (Davies and Bavor 2000). Les expériences de (Stenstrom 1989) et (Characklis et al. 2005) ont montré qu'il y a une fraction similaire d'attachement d'*E. coli* et d'entérocoques à des particules décantables. Fries et al. (2006) ont souligné quasiment la même fraction d'*E. coli* et d'entérocoques pendant l'été. La fraction de 65% et 13% de spores *Clostridium perfringens* et coliphages totaux a été découverte lors de l'expérience de Krometis et al. (2007).

Tableau 2.3: Fraction d'adsorption d'*Escherichia coli* dans les particules

Auteur	Fraction d'adsorption (%)	Description
Stenstrom (1989)	21 – 29	Particules minérales
Characklis et al. (2005)	25 – 35	Particules décantables dans l'eau pluviale du temps sec (3 jours sans précipitations appréciables)
Characklis et al. (2005)	30 – 55	Particules décantables dans l'eau pluviale (pendant l'événement de pluie)
Fries et al. (2006)	38 – 42	Particules décantables pendant l'été
Krometis et al. (2007)	40	Particules décantables de l'eau pluviale

2.3.2 Dégradation ou Inactivation

Les agents pathogènes, les contaminants microbiens peuvent avoir de différents taux d'inactivation selon les conditions environnementales telles que, la température, la nutrition, rayonnement solaire, pH, etc. Le nombre de microorganismes dans l'environnement dépend de dynamique de population selon les critères suivants : (1) concurrence alimentaire, cela veut dire que la limite de source nutritive peut limiter le nombre de microorganismes ; (2) la présence de prédateurs ; (3) matières organiques (glucides et les protéines) ; (4) les conditions environnementales (température, pH, rayonnement solaire, etc.) (McKinney 1962). L'inactivation des indicateurs microbiens et les microorganismes pathogènes est généralement un paramètre important dans les modèles pour prédire leur devenir et transport dans l'eau. Plusieurs études tentent de comprendre les conditions influençant la survie et l'inactivation des contaminants microbiens dans l'environnement (Boehm 2003, Burkhardt Iii et al. 2000, Dorner 2000, Servais et al. 2007). Plus de détail sur les différents taux inactivation d'*E. coli* dans les eaux souterraines

et les eaux de surface selon les différentes températures et pH ont été discutés dans la revue de (Foppen and Schijven 2006). Les facteurs biotiques et abiotiques jouent un rôle important sur les taux de survie des microorganismes.

Les effets de produits pharmaceutiques et leurs taux de dégradation dans les effluents doivent être pris en compte dans l'évaluation des risques environnementaux (Ying et al. 2009). La résistance à la dégradation de certains micropolluants organiques influence leurs concentrations dans l'environnement (Warren et al. 2003). Les différents mécanismes de dégradation des microcontaminants organiques peuvent se produire et dépendent des divers composés organiques et des conditions environnementales. La sorption des microcontaminants organiques sur les sédiments peut réduire les taux de dégradation en réduisant l'accessibilité des composés pour la biodégradation (Warren et al. 2003). La CBZ est un composé hydrophile (Ying et al. 2009) qui possède un faible potentiel pour la photodégradation et la biodégradation dans l'eau naturelle (Yamamoto et al. 2009). Dans l'eau naturelle, la photodégradation de CBZ est très lente par rapport aux autres produits pharmaceutiques tels que Ibuprofen et Ketoprofen (Matamoros et al. 2009). Dans les eaux naturelles, la demi-vie de CBZ est de 3 à 100 jours pour la photodégradation (Andreozzi et al. 2003, Matamoros et al. 2009) et plus de 24 heures pour la biodégradation (Yamamoto et al. 2009). De toute façon, la dégradation des contaminants microbiens et des micropolluants des eaux sanitaires dans le réseau d'égouts n'est pas connue.

2.4 Modèles hydrauliques et hydrologiques urbains

Afin d'améliorer l'environnement et l'économie, de nouvelles approches de gestion des eaux urbaines ont été développées dans les deux dernières décennies (Elliott and Trowsdale 2007). Plusieurs modèles ont été élaborés et développés pour prédire le transport des contaminants microbiens dans les bassins versants urbains, ainsi que dans les rivières (Brookes et al. 2004, Dorner et al. 2006, Tsihrintzis and Hamid 1998, Wu et al. 2009b). D'autres modèles ont été développés pour l'évaluation rapide des systèmes d'égouts qui requièrent des données non détaillées, par exemple les modèles SWMM, STORM, SLAMM (Source Loading and Management Model), etc. (USEPA 1999). Le tableau 2.4 résume les études de modélisation du transport des contaminants microbiologiques.

Depuis le milieu des années 1960, les modèles de simulation informatiques sont utilisés pour simuler le comportement de systèmes aquatiques. Pour les modèles informatiques, les relations mathématiques représentent le comportement d'un système. à la fin des années 1970, les modèles des eaux pluviales (quantité et qualité) ont été développés principalement par l'USEPA (Zoppou 2001) et sont devenus de plus en plus importants pour résoudre les problèmes d'eau en milieu urbain.

Les modèles de la quantité et de la qualité des eaux pluviales peuvent être des modèles déterministes ou stochastiques. La plupart des modèles hydrologiques et hydrauliques sont déterministes, mais il y a quelques modèles statistiques des eaux pluviales urbaines (p. ex., analyse de régression) (Zoppou 2001). Les modèles déterministes sont basés sur la loi de conservation de masse et ne considèrent pas l'incertitude des paramètres. Ils simulent un événement en terme physique en donnant une relation entre la cause et l'effet. La simulation donne toujours le même résultat par rapport aux données insérées. Les modèles stochastiques sont basés sur les modèles statistiques fondés sur les données disponibles sans une compréhension détaillée des processus de simulation. Un résultat inadéquat de ce type de modèle peut être causé par des données dispersées. Ce modèle ne produit pas toujours le même résultat par rapport aux données insérées, dû au comportement statistique, mais la cause d'un événement n'est pas complètement ignorée par ce modèle. Il est parfois difficile de différencier les modèles déterministes et stochastiques, car les deux modèles utilisent des modèles empiriques pour démontrer la relation des éléments variables, mais ce sont les éléments sous-catégories ces deux modèles qui peuvent différencier les deux modèles (Zoppou 2001). Il existe également une approche hybride intégrant l'approche déterministe et stochastique. L'approche hybride a le potentiel de réduire l'erreur et l'incertitude dans la prédiction de modèles des eaux pluviales urbaines (Obropta and Kardos 2007).

Dans les dernières années, le modèle SWMM a été appliqué et validé dans les zones urbaines. Certaines investigations du modèle SWMM pour la simulation des pollutions dans les bassins versants urbaines sont résumées de la manière suivante :

La récente application de SWMM par Temprano et al. (2006) était pour prédire le transport de pollutions (MES, NTK, DCO) dans le réseau d'égouts unitaire. La simulation de pollution a basé

sur la fonction exponentielle de Build-up et Wash-off dans SWMM. Les résultats de qualité obtenue ont confirmé une bonne capacité du modèle SWMM.

Les résultats obtenus de SWMM et de SMADA (Storm Management and Design Aid) ont été comparés avec des données mesurées pendant huit ans au bassin versant de 416 ha pour simuler la nutrition et la sédimentation (SS, P total, N total pendant la construction et l'opération du terrain de golf). L'auteur a suggéré que SWMM serait modèle de choix en raison de capacités de simulation, si les mesures de terrain étaient disponibles (Heier and Starrett 2005).

La quantité et la qualité de l'eau dans des zones résidentielles de faible et haute densité, dans les zones commerciales et même d'une autoroute, ont été utilisées pour tester la capacité de SWMM. L'équation de Green-Ampt et du « Power Buildup » ont été choisis pour simuler l'infiltration et la pollution. Le modèle a estimé les charges polluantes (DBO_5 , azote total Kjeldahl, MES) de sources diffuses et a esquissé une bonne comparaison avec les données observées pour les deux hydrogrammes et les charges polluantes. L'auteur a suggéré que la dépression de stockage imperméable est le plus sensible des paramètres par rapport au coefficient de Manning et Green-Ampt, qui sont moins sensibles (Tsihrintzis and Hamid 1998).

La simulation de la qualité et de quantité de l'eau par SWMM a été réalisée dans une zone urbaine résidentielle de 2590 ha (10 mi^2). La calibration a présenté un bon résultat du volume de ruissellement et du débit de pointe, sauf pour un paramètre de matières totales en suspension qui a été sous-estimé. L'application exclusive du pourcentage imperméable pour la calibration a eu plus succès que l'ajustement de la valeur de la dépression de stockage imperméable «pervious depression storage» (Warwick and Tadepalli 1991).

Bien que le modèle de SWMM ait démontré sa capacité de simulation, plusieurs études ont été réalisées dans le domaine des sources diffuses de pollution urbaine. Les indicateurs bactériens et les micropolluants n'ont pas encore été simulés, la plupart des paramètres polluants étant les sédiments et les nutriments tels que DCO, TSS, TKN, etc.

Tableau 2.4: Études qui utilisent les modèles hydrologiques et hydrauliques pour prédire le transport des contaminants microbiens dans les bassins versants urbains :

Auteur	Échelle de recherche	Description
(Puri et al. 2009)	Modélisation des bassins versants, modèle de régression	<p>Le modèle hydraulique inclut le transport d'<i>E. coli</i>. TMDL est utilisé pour estimer les charges quotidiennes.</p> <p>La fraction de contaminants a été appliquée pour estimer leur transport. L'interaction des sédiments n'est pas considérée</p>
(Wu et al. 2009b)	Modélisation des bassins versants, rivière.	<p>Modèle hydrologique combiné qui inclut la simulation du transport par ruissèlement, le mouvement à travers les couches du sol, le routage de canal et la sédimentation des micro-organismes libres et attachés.</p> <p>Cinq saisons humides et trois saisons sèches sont prises en considération dans le modèle.</p> <p>L'interaction de la remise en suspension, des sédiments sur le transport des contaminants venant des surfaces imperméables urbaines sont considérées</p>

Tableau 2.4: Études qui utilisent les modèles hydrologiques et hydrauliques pour prédire le transport des contaminants microbiens dans les bassins versants urbains (suite):

Auteur	Échelle de recherche	Description
(Hellweger and Masopust 2008)	Modèle hydrodynamique. <i>Escherichia coli</i> (la concentration est supposée comme étant constante due à l'insuffisance de données sur les trop-pleins unitaires)	L'observation à haute résolution et la modélisation sont appliquées. La simulation inclut le modèle hydrodynamique, et donc la qualité de l'eau est mécanistique. Le modèle inclut le vent ainsi que sa direction, le taux de mortalité d' <i>E. coli</i> , le coefficient de friction et celui de dispersion. La remise en suspension et la sédimentation ne sont pas considérées dans cette étude.
(Bai et al. 2006)	Modélisation des estuaires et des côtes Entérocoques	L'environnement dynamique des fluides code (EFDC) est modifié pour prédire le transport d'entérocoques. Les charges d'entérocoques ont été fournies à partir de quatre modèles hydrologiques et hydrauliques : (1) la charge d'entérocoques du ruisseau a été fournie par le programme de simulation hydrologique FORTRAN (CPSC); (2) les charges des égouts combinés ont été calculées à partir du modèle XP-SWMM élaboré par la ville de Wilmington; (3) le modèle hydrodynamique; (4) EFDC.

Tableau 2.4: Études qui utilisent les modèles hydrologiques et hydrauliques pour prédire le transport des contaminants microbiens dans les bassins versants urbains (suite):

Auteur	Échelle de recherche	Description
(Dorner et al. 2006)	Modélisation des bassins versants, modèle hydrologique. <i>Cryptosporidium</i> , <i>Giardia</i> , <i>E. coli</i> , <i>Campylobacter</i>	Modèle hydrologique combiné : un modèle pour estimer les charges des agents pathogènes; la simulation hydrologique; et les modèles de transport des pathogènes en considérant le mouvement à travers les sols. Les cellules libres et celles attachées aux particules ainsi que la remise en suspension sont prises en compte
(McCorquodale et al. 2004)	Modèle hydrodynamique du transport des agents pathogènes dans les eaux côtières La concentration de coliformes fécaux inclut le taux de mortalité	L'hydrodynamique des marées et du vent ainsi que la circulation générale sont inclus dans le modèle. L'ensemble du modèle de lac a été calibré pour l'énergie éolienne et marémotrice de circulation. Les coefficients de l'environnement tels que le coefficient inactivation cinétique (la température, la salinité, la lumière, la turbidité, les sédiments) sont considérés.
(Im et al. 2004)	Modèle hydrologique Calibration pour coliformes fécaux dans le ruisseau près de la zone urbanisée.	Les deux sources ponctuelles et diffuses de coliformes fécaux ont été incluses dans la simulation hydrologique FORTRAN (HSFP). Les coliformes fécaux ont été modélisés comme une substance entièrement dissoute dans HSPF en utilisant l'option d'accumulation et de lavage lié aux zones perméables et imperméables. Les charges de pollution incluent la zone forestière basée sur la population animale

2.5 Conclusion

Sur base de la revue de littérature existante, on peut affirmer que de nouvelles approches pour évaluer les sources d’approvisionnement en eau potable sont nécessaires pour les protéger et pour prioriser les sources de contaminants. La même revue de la littérature démontre que :

- Les débordements d’eaux usées dans les réseaux unitaires et pseudo-séparatifs sont des sources importantes de microorganismes pathogènes et de micropolluants
- Les eaux de ruissellement sont également des sources importantes de microorganismes pathogènes, mais les concentrations élevées peuvent être le résultat de raccordements inversés
- Les contaminants pharmaceutiques rejetés dans le milieu récepteur ne présentent pas nécessairement un effet direct sur la santé humaine, mais leur présence dans le milieu aquatique peut avoir des effets sur les écosystèmes. Une meilleure compréhension du devenir et transport des pollutions est requise. Les modèles hydraulique et hydrologique sont largement appliqués et sont des outils importants qui nous permettent de mieux comprendre le devenir et le transport des pollutions dans le milieu urbain. Cependant, ces modèles n’ont généralement pas été appliqués et évalués pour les contaminants microbiologiques et les micropolluants.

Les conditions environnementales (affectant la survie des microorganismes pathogènes, la dégradation des micropolluants, les interactions avec les sédiments, la température, l’intensité de pluie, etc.) jouent un rôle très important dans leur transport. La sorption des contaminants sur les particules aussi bien que la contribution de la remise en suspension lors d’événements pluviaux ont été discutées largement parmi les chercheurs. Toutefois, la compréhension des mécanismes de sorption des contaminants avec les particules en suspension et leur contribution à la contamination dans les réseaux d’égouts est encore limitée. Pour ces raisons, cette étude a comme objectif d’améliorer la compréhension du transport des contaminants microbiens et des micropolluants en appliquant un outil de modélisation hydraulique du transport d’un contaminant microbien (*E. coli*) et d’un micropolluant (CBZ). Pourtant, cette étude a utilisé certaines données

de la revue de littérature. Il n'y a aucune analyse de la fraction d'association de contaminants dans les particules. Le processus de transport dans les égouts, notamment la remise en suspension des dépôts accumulés dans les égouts n'a pas été considérée directement dans notre modélisation, mais elle a été considérée indirectement par les processus confondus d'accumulation et de lessivage à la surface du bassin.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE ET L'ÉTUDE DE CAS

Le chapitre 3 se structure en trois grandes parties : la méthodologie et l'étude de cas qui décrit les étapes essentielles de la modélisation ainsi que la détermination des différents paramètres importants dans le modèle.

3.1 Méthodologie

La modélisation hydraulique et hydrologique est un outil important et largement utilisée pour prédire le transport ou la variabilité des contaminants dans les eaux. Avant de modéliser, il est nécessaire de déterminer la méthodologie qui répond à l'objectif principal de la modélisation. La précision de la simulation dépend de la disponibilité des données nécessaires pour le modèle. L'absence des données essentielles peut se produire les résultats non-réalistes et moins précis. Cependant, il est important de noter que le modèle utilisé, doit contenir les éléments qui peuvent décrire ou répondre à nos questions. Cette partie a montré la méthodologie pour la prédiction des concentrations de contaminants dans le débordement de réseaux d'égouts combinés.

- **Détermination la problématique :** est une étape initiale pour établir l'objectif de la modélisation dans le site étudié qui nous permet de choisir la méthodologie appropriée.
- **Modèle :** le type de modèle choisi, relié à l'objectif du projet. Il est important de vérifier si le modèle contient les éléments essentiels pour le projet étudié.
- **Acquisition des données :** Les données nécessaires pour insérer dans le modèle proviennent de la revue de littérature ainsi que les mesures de terrain. Pour la modélisation des surverses de réseaux sanitaires / combinés, le type de la précipitation est un élément de base qui démontre la différente période de retour et influence la fréquence des surverses. Puisque les concentrations des contaminants dépendent de l'intensité et la durée de la pluie, la gestion référencée ou la classification du type de la pluie selon la période de retour été effectué pour mieux observer la variabilité des concentrations de contaminants selon le type de pluie.
- **Calage du modèle :** Une fois que les fichiers des données sont prêts, le calage du modèle peut effectuer.

Calage du modèle hydraulique : a été fait par l'essai et l'erreur. Les paramètres ont été ajustés afin de minimiser le pourcentage de l'erreur des résultats simulés par rapport aux valeurs observées de terrain (l'erreur admissible est de 10 – 15%).

Calage du modèle de la qualité : Lorsque les paramètres calibrés du calage hydraulique ont été obtenus, le calage de la qualité peut effectuer en ajustant les paramètres de la qualité pour diminuer l'erreur de simulation et les données observées de terrain.

- **Validation :** peut effectuer au moment où tous les paramètres calibrés obtenus. La validation est pour valider ou tester si (1) les paramètres calibrés du modèle hydraulique et de la qualité est applicable pour les autres événements. En outre, la validation démontre la limitation ou la condition de la faisabilité du modèle.

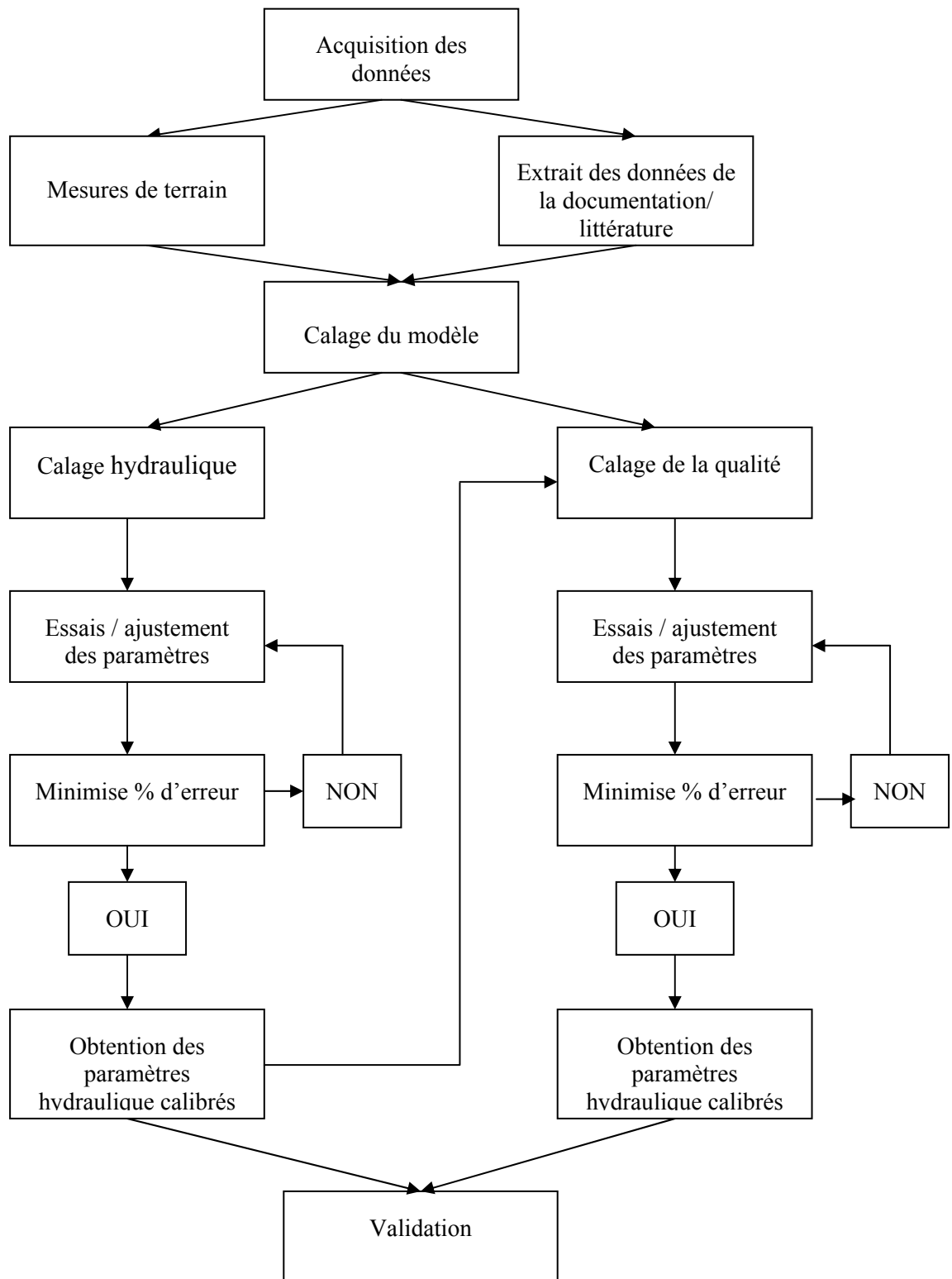


Figure 3.1: Diagramme de la modélisation

3.2 Choix du site d'étude

Un bassin urbain situé dans la grande région de Montréal est le site d'étude de ce projet. Les surverses des stations de trop-plein déchargent régulièrement à la rivière qui est la source d'eau potable pour les populations des municipalités environnantes. Il y a 111 stations de trop-plein connectées avec les réseaux d'égouts (localisations de trop-plein fournies par le MDDEP). Les 27 émissaires des trop-pleins, incluant la station étudiée, se trouvent en amont des points de la prise d'eau. Le nombre moyen annuel de débordements des émissaires était de 453 (2007 – 2011). Pour le site étudié, le nombre moyen de débordements était 40 fois par année (2006 – 2009)

Une méthode pour identifier les trop-pleins prioritaires pour les prises d'eau de la rivière des Prairies a été développée par (Mongelard 2007) et (Madoux-Humery A.S. et al. 2009). Une campagne d'échantillonnage menée par (Madoux-Humery et al. 2012) sur plusieurs trop-pleins prioritaires de la grande région de Montréal a permis de recueillir des données. Le bassin de drainage ayant la meilleure série de données a été choisi pour une analyse plus approfondie des liens entre les précipitations, le déclenchement de débordements et la qualité des eaux de débordements.

La superficie totale du bassin étudié est de 345 ha connectés à une station de trop-plein. Le bassin a été divisé en 13 sous bassins par la ville en question (figure 4.1). Le bassin de drainage est de type mixte. Trois quarts de la superficie totale sont composés de sous-bassins pseudo-séparatifs et le reste d'un réseau unitaire. Les données de caractérisation des sous-bassins sont présentées sous le format du système d'information géographique (SIG) et elles ont été fournies par la ville. La plupart de ces données ont été extraites à l'aide logiciel ArcGIS 9.3 (tableau 3.1). AutoCAD 2007 a été utilisé pour dessiner le réseau d'égouts.

Un sous-bassin représente une unité hydrologique où le ruissellement est évacué vers son exutoire ou vers l'entrée de réseau d'égout. La mesure de la largeur hydraulique, la pente, l'identification de la zone perméable et imperméable ont été mesurées sur la carte SIG couplée aux images satellites de Google Earth.

Le rôle de l'utilisation de sols a un impact sur le taux d'accumulation et lessivage des pollutions à la surface des sous-bassins. L'occupation des sols renvoie au niveau de développement des activités principales (grandes surfaces, industrie, agriculture, etc.) de même qu'aux caractéristiques de sols dans chaque sous-bassin. Pour cette étude, il y a 3 types d'occupation des

sols : (1) résidentiel (2) commercial et (3) industriel pour lesquels la mesure de la superficie a été faite sur la carte SIG et l'image satellite de Google Earth. L'utilisation des sols a été utilisée pour calculer le pourcentage d'imperméabilité (Tableau 3.1).

Tableau 3.1: Caractérisation des sous-basins

Identification de sous-bassin	Aire (ha)	Imperméable (%)	Largeur hydraulique (m)	Pente (%)
1	43.62	61.52	129.18	0.17
2	3.27	70.53	76.56	1.01
3	11.37	64.38	133.68	0.75
4	26.29	61.60	164.98	0.12
5	43.66	66.99	133.15	0.59
6	15.10	55.02	122.57	1.14
7	11.89	53.69	77.31	1.74
8	34.65	85.37	119.88	1.20
9	17.32	73.17	122.69	0.38
10	55.79	61.29	185.40	1.19
11	26.91	70.90	226.40	0.76
12	47.66	62.11	238.65	2.46
13	6.82	91.44	79.14	0.24

3.3 Échantillonnages des eaux de débordement

La collecte des données de terrain ainsi que le protocole d'échantillonnage ont été réalisés par Anne Sophie Madoux-Humery (le projet de surverses de la chaire industrielle CRSNG en eau potable). Les trop-pleins ont été échantillonnés en amont d'une conduite restrictive pour la mesure du débit et des concentrations d'*E. coli*, de CBZ et de MES (Madoux-Humery et al. 2012).

- **Mesure de débits :** Un échantillonneur automatique avec débitmètre (ISCO 750 Air Velocity Flow Meter; NB, USA) fut installé en amont d'une conduite restrictive. Des alertes ont été envoyées par le système de modem cellulaire numérique au début et à la fin du débordement

pour l'intervalle. Les mesures de hauteur et de vitesse ont été enregistrées à des intervalles de 1 minute. Le logiciel Flowlink (CITP, NB, Canada) a été utilisé pour calculer le débit dans la conduite à partir des mesures de hauteur et de vitesse. L'incertitude de la mesure de débit dépendamment de l'événement est de 4 à 26% (Bertrand-Krajewski 2008).

- **Mesure des contaminants (MES, *E.coli*, CBZ):** Les analyses à l'affluent de l'usine de traitement des eaux usées en temps sec ont été réalisées pendant 24h, afin d'observer la fluctuation horaire des contaminants (Madoux-Humery et al. 2012). Les échantillonnages des surverses ont commencé au début de l'événement lorsque la hauteur d'eau dans la conduite dépasse 10 cm. Les échantillons ont été prélevés à toutes les 5 minutes pour les premières 30 minutes et puis à toutes les 30 minutes au fil de 6 heures. L'analyse d'*E. coli* et le prétraitement des échantillons pour CBZ ont été effectués dans les 18 heures suivant l'échantillonnage. Les échantillons d'*E. coli* ont été conservés dans le noir à 4 ° C en attendant l'analyse. *E. coli* a été analysé en utilisant la méthode de IDEXX Quanti-Tray 2000 (IDEXX, ME, USA). Une méthode SPE-LC-ESI-MS/MS (on-line solid-phase extraction liquid chromatography electrospray tandem mass spectrometry with positive electrospray ionisation) a été utilisée pour l'analyse des micropolluants (Sauvé et al. 2012). L'analyse des paramètres physico-chimiques (MES) a été réalisée selon la méthode standard (American Public Health Association (APHA) et al. 2005)

3.4 Données de précipitations

Les données de précipitation ont été obtenues de la ville. La précipitation a été mesurée par un pluviomètre à auget et la localisation des pluviomètres est indiquée à la figure 3.1. Les données brutes pluviales correspondent à l'enregistrement des bascules de chacun des pluviomètres. Une impulsion électronique de chaque bascule a été envoyée à la station météo pour calculer les précipitations. Pour le site étudié, la valeur de "0,1 mm" correspond à une quantité de pluie pour une bascule de l'auget.

Pour cette étude, les données brutes de deux stations de pluviomètres obtenues de la ville ont été utilisées pour obtenir une moyenne l'intensité de pluie par intervalle de 5 minutes en utilisant le logiciel MATLAB 7.1. Les précipitations correspondant à chaque événement de surverses en automne 2009 et en été 2010 ont été utilisées pour les simulations.

3.5 Simulation des débordements

Le logiciel SWMM a été choisi pour effectuer les simulations d'un bassin de drainage urbain, car c'est le modèle plus communément utilisé par les municipalités de la grande région de Montréal pour la conception des réseaux et la simulation de leurs réseaux de drainage pour la prise de décision. SWMM est un modèle complexe, principalement pour la zone urbaine, développé dans les années 1970s. Ce modèle a été mis à jour plusieurs fois et la dernière version est SWMM 5.0 (Rossman 2008). SWMM est encore largement utilisé pour simuler la quantité et la qualité des eaux urbaines et pour simuler les sources diffuses de polluants (Elliott and Trowsdale 2007, Tsihrintzis and Hamid 1997). Ce modèle simule la dynamique des événements de pluies instantanés et en continu (à long terme).

3.5.1 Simulation hydraulique

Ruissellement

Le ruissellement est généré à partir de chacun des 13 sous-bassins. Puisque les événements de surverses étaient en automne et en été, les paramètres de fontes des neiges n'ont pas été considérés dans cette étude. Une partie des eaux du réseau de drainage provient du ruissellement. Ces eaux de ruissellement peuvent s'infiltrer dans les zones perméables. Chacune des surfaces perméables et imperméables comporte une zone de dépression et de non-dépression (depression storage; non depression storage). Une partie de ruissellement est stockée dans la zone de dépression appelée petite fosse. Pour cette étude, l'infiltration dans la zone imperméable vers la couche de sol insaturée a été simulée par le modèle Horton dans SWMM.

Nœuds et conduites

Les jonctions constituent les nœuds du système de drainage. Leur rôle consiste à raccorder les conduites. Les flux externes peuvent entrer dans le système de drainage à travers les nœuds. En outre, la surcharge de conduites peut pousser le débit en excès vers les nœuds. Cette quantité d'eau sera perdue de système de drainage. Au sein de chaque sous-bassin, le collecteur d'eaux doit être représenté, ce qui est fait en plaçant les nœuds dans le modèle.

Le réseau d'égouts étudié inclut le nœud diviseur qui détourne le débit vers une conduite spécifique. Pour notre réseau d'égouts étudié, le nœud diviseur partage le débit d'eau en deux afin de permettre un écoulement suivant l'intercepteur (évacué les eaux usées à l'usine de traitement d'eau et l'émissaire (déchargé le débit excédentaire ou les surverses)

Le nœud diviseur est sous le type « overflow ». Lorsque le système de drainage est surchargé, les eaux sanitaires/ combinées excédentaires sont évacuées vers la conduite de trop-plein. Le nœud de diviseur n'est actif que dans le modèle de routage cinématique « Kinematic wave routing model ». Le nœud diviseur sera un nœud normal sous le modèle de routage dynamique « Dynamic wave routing model » (Gironás et al. 2009).

Les données de regards ou nœuds et les conduites telles que l'élévation, la pente, cote de sols, cote de radier amont et aval, la longueur et le diamètre de conduites, ont été fournis par la ville sous le fichier SIG. La longueur totale de conduites principales est 7,51 km. Les conduites dans le réseau d'égouts sont en béton de forme circulaire avec des diamètres des 305 – 1830 mm. Les valeurs standard de la rugosité de Manning du manuel «American Society of Civil Engineers » ont été utilisées (plage: de 0,011 à 0,015) en fonction de l'âge de la conduite (Rossman 2008).

RDII (Rainfall dependent infiltration-inflow)

Le RDII est composé de volumes d' eaux pluviales qui sont acheminés dans les égouts sanitaires ou combinés en raison des connexions directes de gouttières (tuyaux de descente pluviale), drains de fondation, ainsi que l'infiltration des eaux souterraines à travers des ruptures d'égouts, etc. (Rossman 2008). Le RDII provoque des problèmes d'opération dans les systèmes d'égouts sanitaires. Bien que les systèmes d'égouts sanitaires soient conçus pour accueillir les volumes pluviaux de RDII au cours des événements de pluie, ces flux dépassent souvent les indemnités de conception. Lorsque ces volumes dépassent la capacité des réseaux d'égouts, les débordements des eaux sanitaires se produisent (USEPA 2007a). Le volume d'eau infiltrée dans les égouts ou le RDII est égal à zéro avant la précipitation. Le volume de RDII commence à augmenter pendant l'événement de pluie et diminuer à la fin de l'événement (USEPA 2007a). Puisque la majorité des sous-bassins étudiés est de type pseudo-séparatif, notre projet d'étude a inclus le RDII pour estimer la fraction d'infiltration des pluies dans le système de drainage. Dans cette étude, le RDII

a été considéré comme l'un des facteurs principaux qui augmentent le volume de débordements des trop-pleins sanitaires.

Pas moins de huit méthodes pour estimer les valeurs de RDII ont été proposées par le «Metropolitan Council Environmental Services, St. Paul, MN; Bureau of Environmental Services, Portland, OR; and the Montgomery Water Works and Sanitary Sewer Board, Montgomery, AL» (USEPA 2007a) soit: (1) the constant unit rate method ; (2) the percentage of rainfall volume (R-value) method; (3) the percentage of stream flow method; (4) the synthetic unit hydrograph (SUH) method; (5) the probabilistic method; (6) the rainfall/sewer flow regression method; (7) the synthetic stream flow regression method; (8) methods embedded in hydraulic software.

Pour le modèle SWMM, le RDII (le volume de précipitation infiltrée et entrée dans les réseaux d'égouts) est basé sur une approche hydrogramme unitaire. La méthode Hydrographe Unité Synthétique a été utilisée pour déterminer les valeurs de RDII. Pour SWMM, les valeurs de R-T-K sont déterminées à partir des 3 hydrographes unitaires. Ils sont appliqués pour la phase rapide, moyenne et longue. La fraction du volume d'eau entrée dans le système est calibrée selon la plage de 0.2 à 0.5 (20 – 50%).

R - fraction du volume des précipitations qui entre dans le système d'égout

T - temps de l'apparition de la pluie à la pointe de l'UH en heures

K - rapport entre le temps de la récession de l'UH et le temps de pic

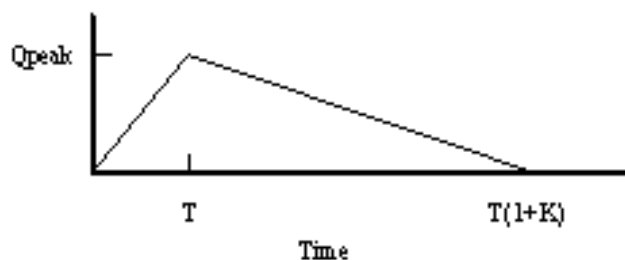


Figure 3.2: Triangle de l'hydrographe unitaire (Rossman 2008)

3.5.2 Simulation de la qualité des eaux de débordement

La méthode de prédiction de qualité de ruissellement a été revue intensivement par (Huber 1985, 1986). SWMM peut modéliser et inclure un maximum de 5 types de classes d'occupation du sol dans un bassin. Afin de déterminer les fonctions d'accumulation, de lessivage et de nettoyage de la rue, la catégorie de l'occupation du sol joue un rôle très important. SWMM peut simuler durant le ruissellement jusqu'à dix constituants (DBO, DCO, MES, etc.) qui peuvent être quantifiés à partir des analyses de laboratoire. L'interprétation des résultats de simulation des polluants durant le ruissellement doit se faire avec beaucoup de précautions à cause de processus chimique, physique et biologique qui peuvent intervenir durant le transport, mais aussi des conditions d'acquisition des données. L'accumulation et le lessivage ont été appliqués pour exprimer le transport de polluants durant le ruissellement. Le taux d'accumulation exprime la quantité cumulative de polluants pendant le temps sec à la surface du bassin. Ce mécanisme d'accumulation pourrait être influencé par des processus tels que le transport de contaminant par le vent, le trafic routier, le nettoyage de rues, de l'érosion, etc. Il est irréaliste d'affirmer que l'on connaît la quantité de pollution exacte au bout de l'événement de la pluie (James et al. 2005). Les contaminants accumulés à la surface du bassin vers le système de drainage peuvent être lavés par la pluie. Le taux de lessivage représente l'énergie ou la force de la pluie qui érode les pollutions (basé sur la même théorie de transport de sédiments). Lorsque le réseau d'égout/ système de drainage sont inclus, SWMM simule les contaminants acheminés vers les égouts comme un mélange complet au sein de chaque conduite à chaque pas de temps. Cela veut dire que l'érosion des dépôts dans l'égout, la remise en suspension et l'inactivation des polluants ne sont pas prises en considération (James et al. 2005).

Puisque certains types de pollutions peuvent s'attacher sur les particules ou être adsorbés par les autres particules, SWMM en tient compte en permettant d'ajouter la fraction d'adsorption des constituants dans les particules ou autre constituants. Le paramètre «co-pollution» disponible dans SWMM représente la fraction d'association d'un polluant principal à un autre polluant (Rossman 2008).

Accumulation (Buildup)

Pitt (1979) a montré que l'accumulation des polluants à la surface du continuum urbain est basée sur la méthode d'accumulation solide sur les rues, les trottoirs et les autres surfaces urbaines ou « la méthode Dirt & Dust ». L'accumulation de pollution peut être estimée par les différentes fonctions suivantes (Rossman 2008):

- «Power Function» est l'accumulation proportionnellement à un temps par une fonction de puissance jusqu'à une limite maximale

$$B = \text{Min}(C_1, C_2 t^{C_3}) \quad \text{Équation 3.1}$$

- «Exponentiel Function» est l'accumulation d'une fonction exponentielle qui approche asymptotiquement à une limite maximale

$$B = C_1(1 - e^{-C_2 t}) \quad \text{Équation 3.2}$$

- «Saturation Function» exprime l'accumulation dans le cas où celle-ci commence à augmenter comme un taux linéaire et diminue avec le temps jusqu'à une valeur de saturation

$$B[\text{kg}] = C_1 * t / C_2 + t \quad \text{Équation 3.3}$$

- où
- C_1 - Masse maximale accumulée ; kg/aire ou kg /unité de longueur (longueur de trottoir),
 - C_2 - Constante du taux d'accumulation ; kg/aire ou kg /unité de longueur,
 - C_3 - coefficient d'ajustement ou «time exposent »

Bien qu'il existe 3 équations disponibles pour estimer le taux d'accumulation maximale et les données sont disponibles, le choix de la meilleure équation n'est jamais évident. La plupart des données « accumulation » dans la littérature impliquent une accumulation linéaire en fonction de

temps, mais il a été observé que cette hypothèse linéaire n'est pas toujours vérifiée et que le taux d'accumulation a tendance à diminuer avec le temps (Gironás et al. 2010). Par conséquent, la fonction d'exponentielle (équation 3.2) a été choisie pour simuler les MES, *E. coli* et CBZ dans cette étude. Le taux d'accumulation de polluants a été résumé par Manning et al. (1997) pour les quatre types d'occupation de sols (résidence unifamiliale, multifamiliale, zone commerciale et industrielle) (Manning et al. 1976).

La masse maximale de MES accumulées pour les trois types de l'occupation de sol dans cette étude a été obtenue à partir du tableau résumé par Manning et al. (1997). L'étude de Garcia et al (2007) a démontré qu'il y a environ 77% d'*E. coli* présents dans la concentration de coliformes fécaux. Ce ratio est légèrement supérieur à la valeur de ratio recommandé par l'USEPA (*E. coli*/ coliforme fécaux = 0.63) (USEPA 2002). La masse maximale d'*E. coli* accumulée pour ce modèle a été obtenue à l'aide du ratio *E. coli*/ coliformes fécaux = 0.77 (Garcia-Armisen et al. 2007). Le taux de coliformes fécaux accumulé à la surface des sous-basins a été obtenu selon Manning et al (1997).

$$C_1 (E. coli) = C_1 (\text{coliformes fécaux}) * 0.77 \quad \text{Équation 3.4}$$

Selon la littérature *E. coli* peut s'associer aux particules (fraction de 35% - 50%). Par conséquent, les MES sont considérées comme une co-pollution d'*E. coli* avec la fraction d'association 50% (Borst and Selvakumar 2003, Characklis et al. 2005, Wu et al. 2009b).

L'application des bio-solides dans les sols amendés entraîne la présence de CBZ dans les ruissellements de bassins agricoles (Lapen et al. 2008, Topp et al. 2008), mais sa présence dans le ruissellement urbain n'est pas discutée. Pour simuler la concentration de CBZ dans les surverses, nous avons supposé que sans l'application de bio-solides dans les sols, la présence de CBZ dans les ruissellements est relativement faible. L'utilisation de la fonction d'accumulation et de lessivage pour ce micropolluant a pour but de remplacer la contribution des sources internes (la remise en suspension de CBZ) accumulée pendant le temps sec dans les égouts. Les études précédentes ont démontré que le coefficient d'adsorption de CBZ dans les sédiments est faible ou non-détecté (Löffler et al. 2005, Scheytt et al. 2005), mais leur présence dans les bio-solides est importante (Lapen et al. 2008). L'estimation de la masse maximale accumulée de CBZ a été

basée sur les données de littérature. Le coefficient d'adsorption maximale de CBZ dans les sédiments étudié par Löffler et al. (2005) est 40%.

$$C_{1(CBZ)} = 40\% * C_{1(MES)} \quad \text{Équation 3.5}$$

La masse maximale de pollutions accumulée a été calculée selon le type d'occupation de sols. La constante du taux d'accumulation (C_2) est le paramètre à calibrer. La plage de C_2 est de 0.04 à 5 kg/ha/jour. Aucune justification ne soutient l'utilisation et la détermination des paramètres C_1 et C_2 et il est fortement recommandé que les modélisateurs les définissent pour le site de leur projet (Gironás et al. 2009)

Lessivage (Washoff)

Le lessivage est un processus d'érosion des constituants d'une surface sous-bassin au cours d'une période de ruissellement. Le mouvement ou transport de pollution ainsi que les sédiments vers le système d'égouts, de drainage, ou le ruisseau est estimé par cette fonction.

L'impact du transport de particules sur la qualité de l'eau de ruissellement peut être surmonté grâce à l'hypothèse « Assumption of Potency Sediment Fraction » (USEPA 1999). Cela veut dire que certains pourcentages de polluants sont censés être associés aux sédiments dans l'écoulement ou le ruissellement. La fraction de sédiment présumée dans l'écoulement sera déclarée comme un co-polluant de la pollution principale (Rossman 2008). L'importance de l'impact des sédiments dans les égouts ainsi que la remise en suspension des dépôts sur la qualité de l'eau n'est pas considérée dans le SWMM, à cause de l'absence de cette fonction dans le modèle. Par conséquent, cette étude présente une approche pour déterminer les paramètres requis (accumulation et lessivage) dans la modélisation de contaminants des débordements de réseaux unitaires ou pseudo-séparatifs.

Le processus de lessivage peut être évalué à partir des deux méthodes suivantes (Rossman 2008):

- «*Exponential Washoff*» : basé sur la masse accumulée en termes de particules en suspension ou ayant sédimentées et qui ont été transportées par le ruissellement.

$$W = C_3 q C_4 B \quad \text{Équation 3.6}$$

- Avec, W - Unité de charge de matière en suspension [kg/h],
 C₃ - Coefficient de lessivage,
 C₄ - Coefficient d'ajustement ou «washoff exponent»,
 B - Masse des polluants accumulés [kg],
 q - Débit par unité de surface [mm/h].

- *Event Mean Concentration* est une fonction qui exprime la masse de pollution de lessivage en masse par litre (mg/L), où l'exposant de lessivage est égale 1.

Pour cette étude, la méthode exponentielle (équation 3.6) a été utilisée dans le modèle de qualité pour estimer le taux de lessivage de pollutions. L'équation exponentielle peut être considérée comme la méthode la plus complexe des méthodes disponibles dans SWMM, car elle représente la relation de la masse accumulée à la surface des sous-bassins qui est transportée par le ruissellement. Selon la théorie du transport des sédiments, les valeurs de C₄ sont de l'ordre de 1,1 à 2,6. La valeur de C₄ se trouve souvent proche de 2,0 (Vanoni 1975). Par contre, la valeur de C₃ est largement variable dans l'environnement (3 ou 4 log) et difficile à déterminer. Une étude expérimentale est recommandée pour déterminer le coefficient de lessivage sur le site d'étude (Rossman 2008).

3.6 Calibration et validation

Lorsque la préparation et l'insertion des données ont été faites, l'étape suivante était la calibration de modèle. En l'absence des données de terrain, on ne peut pas procéder à la calibration et validation du modèle. La procédure de calibration du modèle a été réalisée par essai et erreur. L'ajustement des paramètres de chaque étalonnage a été fait pour réduire l'erreur, jusqu'à ce que le bon ajustement de la simulation et les données de terrain soit obtenu.

L'ajustement des paramètres calibrés pour la simulation hydraulique comporte le pourcentage de zone imperméable, la largeur hydraulique (width), le stockage dans la dépression (depression storage), car ils sont considérés comme des paramètres sensibles pour la calibration (Gautam et al. 2006, Temprano et al. 2006, Warwick and Tadepalli 1991).

La calibration de qualité a été faite au moment où un bon ajustement des paramètres de simulation hydraulique a été obtenu (tableau 3.2). Le même processus de la calibration hydraulique a été appliqué pour la calibration de qualité. Les détails de paramètres de qualité se trouvent dans le tableau 4.2 de l'article dans le chapitre 4. L'événement 22 octobre 2009 est l'événement de la calibration. Les autres événements de l'automne (24 octobre ; 14 et 20 novembre 2009) et de saison estivale (9, 13 et 22 juillet 2010) ont été utilisés pour la validation.

Mis à part les paramètres hydrauliques, la fluctuation des concentrations et des débits des eaux sanitaires est aussi importante. La variation des polluants et des débits des eaux sanitaires peut être exprimée en format journalier ou hebdomadaire. La variation de 24h en temps sec a été utilisée dans notre modèle afin de permettre au modèle de produire le pic de débit et de concentration des polluants. Les figures 3.3 et 3.4 représentent respectivement la variation de débit et des polluants (MES, *E. coli*, et CBZ) pendant 24h en temps sec.

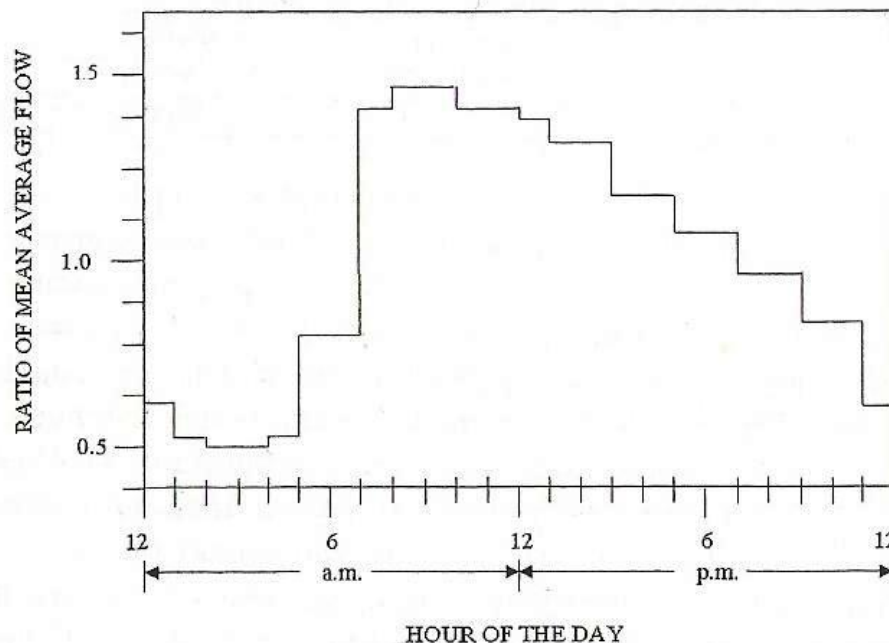


Figure 3.3: Variabilité intra-événement des débits

Tableau 3.2: Paramètres de la calibration hydraulique

Paramètres	Range	Paramètres calibres
Surface Storage		
D storage Impervious (mm)	0.3 - 2.5	1.27
D storage Pervious (mm)	2.5 - 10	2.54
% zéro Imperv	25%	25
Infiltration Horton		
Max. Infil. Rate; fo (mm/hr)	25 - 90	60
Min. Infil. Rate; fc (mm/hr)	6 - 13	6
Decay Constant; k (1/hr)	2 - 4.14	4.14
Manning Roughness coef.		
N-Imperv	0.01 - 0.05	0.011
N-Perv	0.02 - 0.45	0.15
Conduites	0.011 - 0.015	0.013

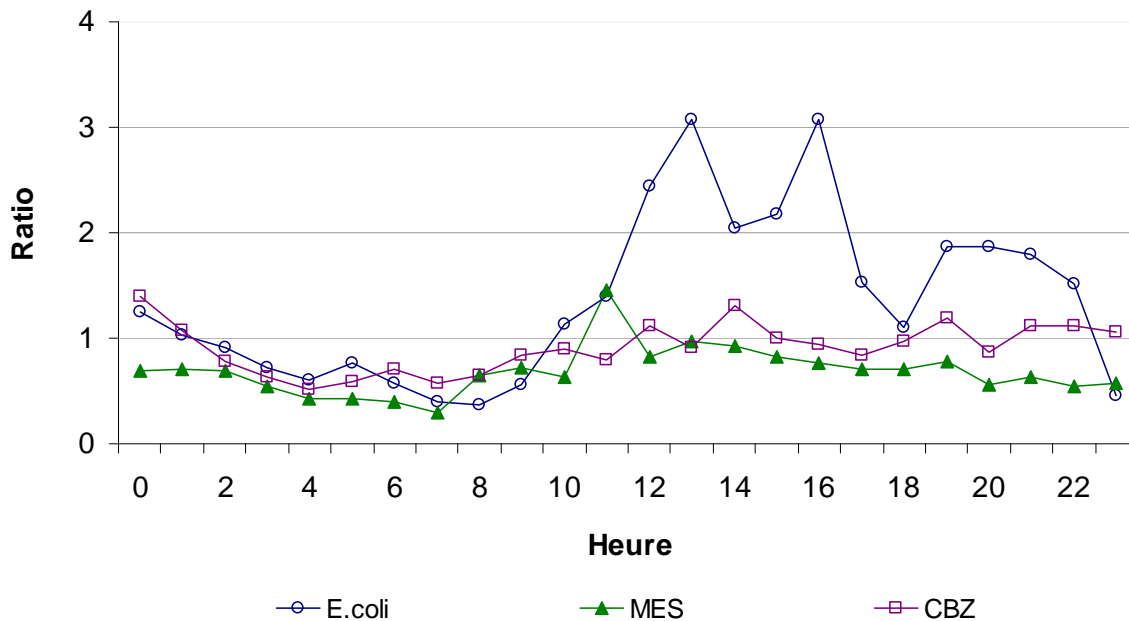


Figure 3.4: Variabilité intra-événement des polluants (*E. coli*; MES; CBZ)

3.7 Analyse statistique

Une fois que les résultats de la calibration et validation ont été obtenus, l'évaluation de la performance du modèle a été faite par l'analyse statistique. La validation du modèle est une étape visant à démontrer qu'une donnée spécifique du modèle est capable de faire la simulation suffisamment précise. Le coefficient de la qualité de l'ajustement des paramètres calibrés a été utilisé pour expliquer la corrélation entre les résultats simulés et mesurés de terrain. Le coefficient de la corrélation nous a permis d'évaluer si le modèle ainsi que leurs paramètres calibrés peuvent produire des résultats précis par rapport aux données observées du terrain.

En général, les deux différentes méthodes d'analyse statistique du modèle ont été utilisées pour tester la performance des simulations hydrauliques (Coefficient de déviation de volume et Nash-Sutcliffe index). La méthode de Spearman's Rank Correlation a été largement utilisée pour trouver la corrélation des contaminants.

Coefficient de déviation de volume (Dv) : c'est la fraction de la somme totale simulée ou modélisée de décharge sur la quantité totale de décharges observées. Une valeur de coefficient obtenue proche de zéro signifie que le volume total des débits simulés est similaire au volume total de rejets observés. Si Dv est positif, le volume de décharge totale a sous-estimé; s'il est négatif, le modèle a surestimé (ASCE 1993).

Nash-Sutcliffe index : cette méthode a été appliquée dans cette étude. Nash-Sutcliffe index est la mesure du rapport entre le carré de la différence entre le débit mesuré de terrain et le débit simulé et le carré de la différence entre le débit mesuré et la moyenne de débits mesurés (équation 3.7). Une valeur de 1 signifie un ajustement parfait (ASCE 1993).

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q_i')^2}{\sum (Q_i - \bar{Q})^2} \quad \text{Équation 3.7}$$

Avec,

- R^2 = Nash-Sutcliffe index.
- Q_i = Débit mesuré; m³/jour
- Q_i' = Débit simulé ; m³/jour
- \bar{Q} = Moyenne de débit observe; m³/jour
- n = temps simulé (nombre d'heures ou de jours)

Spearman's Rank correlation coefficient : le coefficient de corrélation Spearman Rank a été calculé pour trouver la corrélation entre les valeurs de pollution simulée versus les valeurs mesurées dans cette étude. Ce coefficient de corrélation de Spearman Rank est une technique qui peut être utilisée pour résumer la force et la direction (positive ou négative) d'une relation entre deux variables. Plus la valeur de R est plus proche de +1 ou -1, plus la corrélation est probable. Une corrélation positive parfaite est +1 et une corrélation négative parfaite est -1.

Le calcul du coefficient de corrélation Spearman Rank a été fait à l'aide du logiciel Statistica. Il est nécessaire de tester aussi la signification statistique de la relation. Pour cette étude, l'intervalle de confiance est de 95% ($p < 0.05$) (Helsel and Hirsch 2002).

Modelling microbial contamination and wastewater micropollutant concentrations from combined sewer overflows

Journal name: **JOURNAL OF HYDROLOGY**

Khemngeun Pongmala^{a,c}, Anne-Sophie Madoux-Humery^{a,b,c}, Musandji Fuamba^c, Martine Galarneau^d, Michèle Prévost^{b,c}, Sarah Dorner^{a,c}

^aCanada Research Chair on the Dynamics of Microbial Contaminants in Source Waters,

^bNSERC Industrial Chair on Drinking Water

^cCivil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Montréal, QC, Canada.

^dCity of Laval, Engineering Services, Laval (Québec) Canada

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: MODELLING MICROBIAL CONTAMINATION AND WASTEWATER MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS FROM COMBINED SEWER OVERFLOWS

4.1 Abstract

Urban source water protection requires knowledge of sources of fecal contamination upstream of drinking water intakes. Combined and sanitary sewer overflows (CSOs and SSOs) are primary sources of microbiological contamination and wastewater micropollutants (WWMPs) in many urban water supplies. To quantify the impact of sewer overflows and the impact of climate change on drinking water sources, predictive simulation models are required and have not been widely applied for microbial contaminants such as fecal indicator bacteria and pathogens in urban drainage networks. The objectives of this study were to apply a simulation model to estimate the dynamics of three contaminants in sewer overflows - total suspended solids, *Escherichia coli* and

carbamazepine, a WWMP. A mixed combined and pseudo-sanitary drainage network in Québec, Canada was studied and modelled for a total of 7 events for which water quality data were available. Model results were significantly and strongly correlated with field data and the model was able to accurately reproduce monitored water quality data. The model confirmed that the contributions of *E. coli* from runoff and in-sewer deposits were minor and their dominant source was from sewage. In contrast, the main sources of total suspended solids were stormwater runoff and in-sewer resuspension. Carbamazepine was found to be a useful tracer of sewage contributions to total contaminant loads but also provided an indication of the fraction of total suspended solids originating from in-sewer deposits because of its similar response to increasing flowrates.

Keywords : Sewer overflows, total suspended solids, *Escherichia coli*, carbamazepine, source water protection.

4.2 Introduction

Microbiological contamination remains a challenge for recreational and drinking water source protection. In urban areas, the effluents from wastewater treatment plants, surface runoff and stormwaters, combined and sanitary sewer overflows (CSOs and SSOs) are often the main sources of microbiological contamination (Arnone and Walling 2007, Ellis and Yu 1995, Sauvé et al. 2012). Combined sewer networks mixing storm and sanitary water are common in older municipalities, with many situated upstream of drinking water intakes. Increasing populations in urban areas can augment the quantity of water conveyed through sewer networks. Treated or untreated discharges from these sewer systems occur during the precipitation and snowmelt events as a result of the insufficient capacity of conveyance systems and wastewater treatment plants to handle increased flows. In such circumstances, the overflows transport the pollution from their drainage networks that include heavy metals, nutrients, sediments, wastewater micropollutants (WWMPs) and microorganisms into the receiving waters (Bryan Ellis and Yu 1995, Buerge et al. 2006, Chambers et al. 1997, Chebbo et al. 2001) and can heavily contaminate receiving waters (Donovan et al. 2008, Passerat et al. 2011).

The pollution transport in CSOs is the result of complex phenomena where the pollution generated from surface runoff enters into the combined sewer systems and then overflows (Gromaire et al. 2001). Although many have studied the relationship among different parameters that influence the transport of microbial contaminants in urban areas (Dorner et al. 2006, Gromaire et al. 2001, Hellweger 2007, Hellweger and Masopust 2008, Kim and Hur 2010), few have applied hydraulic models to estimate microbial transport in combined sewer networks and to our knowledge no studies have examined the transport of wastewater micropollutants in CSOs. Hydrologic models of microbial transport have demonstrated that wastewater sources are difficult to model in a watershed context because wastewater sources (including CSOs) are highly variable point sources (Wu et al. 2009b).

As CSOs can last for many hours, it is necessary to characterize peak microbial contaminant concentrations and not only event mean concentrations. The peak contaminant concentration during wet weather often occurs at the beginning of an event. However, the timing of the contamination peak depends on several variables such as rainfall intensity and antecedent precipitation (McCarthy 2009, Temprano et al. 2006).

A practical method to predict pollution transport dynamics in storm and sanitary water is modelling. The application of water quality models are widely used among researchers by using the different models and existing commercial software (MOUSE; STORM; SWMM, etc.) to predict the transport and the loads of pollution in urban catchment under different conditions and approaches (Obropta and Kardos 2007, Zoppou 2001). The accurate prediction of microbial transport requires a good understanding of all processes and variables that influence microbial concentrations. The transport processes in microbial contaminant models for rivers and agricultural watersheds have taken into account the interaction between microorganisms and sediments, the resuspension of sediments and environment pressures affecting microbial survival (Dorner et al. 2006, Hellweger and Masopust 2008, McCorquodale et al. 2004, Wu et al. 2009b).

Microbial transport in CSOs could be affected by sediments and suspended solids (Chebbo and Bachoc 1992). Sediments and suspended solids in sewer systems could be generated from the

surface of drainage basin, in-sewer deposit accumulation during dry weather followed by the erosion during rainfall events (Chebbo et al. 2001, Gromaire et al. 2001) and is related to the antecedent dry period during which particulate pollution can accumulate or build-up. *E. coli* can be attached to various types of particles in urban runoff and the fraction of attachment depends on the type of particles (Brodie and Dunn 2009, Characklis et al. 2005, Droppo and Leppard 2004, Muirhead et al. 2006). The wash-off process of in-sewer deposits depends on the wash-off pattern of each type of pollutant and their existent form (Kim et al. 2010). Few water quality models for conveyance systems take into account in-sewer deposition and resuspension (Banasiak et al. 2005). Many studies of microbial contaminants such as *Escherichia coli* (*E. coli*) in urban storm runoff have explained their fate and behavior in relation to their association to suspended solids in storm runoff (Borst and Selvakumar 2003, Characklis et al. 2005). The fraction of microbial organisms associated to settle particles in storm runoff range 30% - 55%, depend on the type of microorganism and particles (Characklis et al. 2005).

The inactivation or die-off rates of microorganisms are important variables to be considered for fate and transport modeling of microbial contaminants and have been found to be most influenced by temperature and the presence of predators (Foppen and Schijven 2006). Indicator organisms can potentially survive longer in sediments rather than water (Davies et al. 1995), although to our knowledge, no studies have specifically investigated the temporal variation of fecal indicator survival in in-sewer deposits. When considering fecal indicator bacteria survival in urban wastewater conveyance systems, survival could potentially be enhanced by conditions (availability of nutrients, warmer temperatures) that permit a certain amount of re-growth within in-sewer deposits (Bryan Ellis and Yu 1995, Marino and Gannon 1991), although insufficient data are available to determine how much, if any *E. coli* re-growth could occur, particularly as predators would be present (Marino and Gannon 1991). Once point and non-point sources of pathogens are discharged to receiving waters, temperature, sunlight and settling time have been found to be the most important factors influencing their mortality rate (Kim and Hur 2010). However, when considering the influence of die-off rates within the context of all factors influencing the fate and transport of *E. coli* in small or large rivers, it is of lesser importance (Servais et al. 2007).

As fecal indicator bacteria do not discriminate between sources, there is a need to use additional markers of fecal contamination such as WWMPs. CBZ, an antiepileptic drug, has been proposed as a suitable and stable marker of cumulative wastewater contamination (Daneshvar et al. 2012) and great marker for discharge sanitary contamination into natural waters (Clara et al. 2004, Heberer 2002b, Sauvé et al. 2012). CBZ in sewage comes from human urine and feces. Unlike other WWMPs that are predominantly associated with urine, CBZ's association with feces means that it will likely be more closely associated with fecal indicator bacteria also associated with feces (Löffler et al. 2005), although other factors such as sorption to particles will also play a role in relationships among WWMPs and fecal indicator bacteria. Ternes et al. (2004) suggested that understanding of sorption and interaction between WWMPs and sediments are very important to predict its fate and transport in environments. However, many studies reported that carbamazepine has low affinity to various types of sediments (Löffler et al. 2005, Scheytt et al. 2005, Scheytt et al. 2006). The storm water quality models have been developed to predict the transport of pollution in urban watersheds but are not widely use to predict the transport of microbiological contaminations and WWMPs, especially for water quality in conveyance systems. This study aims to achieve a better understanding of transport process governing microbiological contamination and WWMPs in relation to suspended solids in combined sewer overflows. The specific goals of this study were to:

- simulate the concentrations of fecal indicator bacteria (*E. coli*) in CSOs within an order of magnitude of measured concentrations (Dorner et al., 2006),
- simulate the concentration of total suspended solids and characterize their sources in relation to fecal indicator bacteria,
- simulate the concentrations of carbamazepine, a WWMP, in CSOs as a source specific tracer of human sewage contamination,
- compare simulation results with results from a field study of fecal indicator and WWMP dynamics in CSOs

To the best of our knowledge, this paper presents the first simulation results of an urban combined sewer overflow model for both *E. coli* and a WWMP and validates it with field data. The impacts of climate change and climate variability on drinking water quality are highly uncertain and require quantitative assessments which are in their infancy or have yet to be undertaken (Hofstra 2011). Watershed studies have had difficulty in predicting microbial inputs from urban point sources (Wu et al. 2009b), and there is a need to better quantify processes for watershed modeling for source water protection. These models are needed to estimate the impact of climate change on urban drainage networks and improve the management of source waters used for drinking water production.

4.3 Materials and methods

4.3.1 Study area

The selected studied area is an urban catchment located in the Greater of Montreal Area (Quebec, Canada). The total catchment studied has an area of 345 ha and connects to the overflow station as shown in Figure 4.1. The land use is predominantly (68%) residential, with 21% as industrial and commercial, with remaining land use as open space. Twenty-seven CSO outfalls (including the studied area) out of 111 overflows are situated upstream of two drinking water intakes, with discharges of CSOs and SSOs typically occurring during rainfall or snowmelt events. On average, a total of 40 overflow events per year (from 2006 - 2009) occurred for the studied drainage basin.

4.3.2 Catchment and hydrologic data

The characteristics of the urban catchment (i.e. drainage network, manholes, etc.) were provided by the city involved as GIS maps and analysed using the ArcGIS 9.3 software (ESRI, Redlands CA, USA) to prepare the model's input data. A total of 13 subcatchments of the drainage area were delimited according to their topography and average slopes were calculated for the drainage networks. The impervious area was determined by analysing the land-use in the subcatchments

and considering impervious areas such as roofs, pavement, streets, and other portions of backyard residences.

The studied area has two different types of drainage systems within its territory. The first is a combined sewer drainage system and the second is a pseudo-sanitary system with separate stormwater drainage network. In the pseudo-sanitary subcatchments, a portion of the stormwater is evacuated to a separate storm drainage system towards the river, but these subcatchments also include a portion of stormwater from inflow (foundation and roof drains, etc.) and infiltration into the sanitary sewer system. The main sewers are sanitary and combined sewers, consisting mostly circular concrete pipes. The diameters vary from between 305 – 1830 mm and the total length of the main sewers is 7.51 km, measured from the upstream to the overflow outfall point (Figure 4.1). Sanitary water is evacuated to the interceptor sewer connected to wastewater treatment plant. A divider system was installed in the conduit at downstream of catchment to evacuate sanitary water and stormwater to the overflow conduit in case of overcharge/ over capacity of drainage system during periods of precipitation or snowmelt.

Raw rainfall data from October 2009 – July 2010 acquired from local weather stations operated by the municipality were used to generate time series input files with precipitation for 5 minute intervals time with MATLAB 7.1 (Mathworks, Natick, MA, USA). A total of seven precipitation events were included in simulations representing light, moderate and heavy rainfall patterns.

4.3.3 Simple collection and water quality analyses

The measurements of flow, Total Suspended Solid (TSS), *E. coli*, carbamazepine (CBZ) occurred at the overflow conduit after the divider in the combined sewer located upstream of a constricted pipe and at the sewage influent of a wastewater treatment plant (capacity of 240 000 cubic meters per day) in dry weather as described by Madoux-Humery et al. (2012). *E. coli* were enumerated using the Colilert Quanti-Tray 2000 method (IDEXX Laboratories, Westbrook, ME, USA). TSS

were measured according to Method 2540D in Standard Method (American Public Health Association (APHA) et al. 2005). Carbamazepine was analysed following the method first developed by (Viglino et al. 2008) with detailed information presented in (Sauvé et al. 2012). The CSO samples were collected every 5 min for 30 min then each 30 min for 6 hours for each CSO event. Water flow was measured every minute using a Teledyne ISCO 750 Air Velocity Flow Meter (Teledyne Isco, Lincoln NE, USA) as described by (Madoux-Humery et al. 2012).

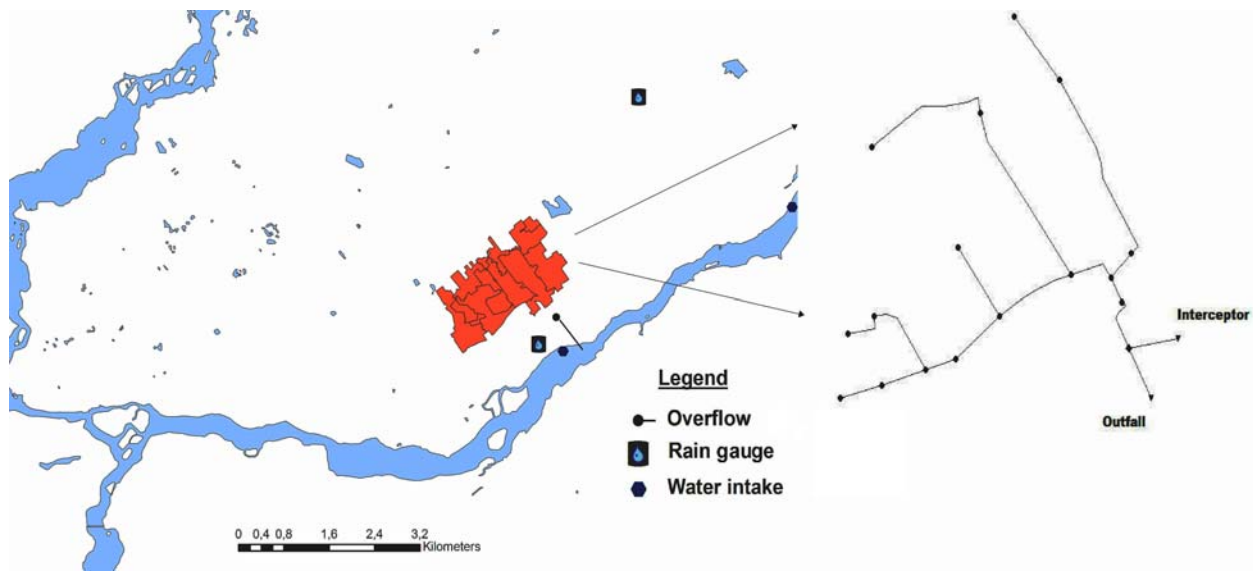


Figure 4.1: Map of study area

4.3.4 Model calibration and validation

CSO hydrographs and pollution concentrations were estimated by applying the storm water management model (SWMM), version 5.0 (Rossman 2008). The SWMM model was selected because it is widely used by North American municipalities and it has not been evaluated with regards to microbial contaminants or WWMPs. Water quality and quantity calibration and validation were performed for seven events representing a range of precipitation intensities and durations. The Horton model available in SWMM, was used to estimate infiltration. The flow

routing in the sewer system was estimated in the transport block with kinematic wave routing. Excess water was diverted to the overflow conduit using a divider node.

Water quantity was calibrated before calibrating the model for water quality. Input data were prepared as described in Section II.2. Calibration was performed on a trial-and-error basis for selected parameters (Tables 4.1 and 4.2) and compared with observed data using the Nash-Sutcliffe coefficient (Nash and Sutcliffe 1970) and linear correlations. The hydraulic parameter ‘width’ for each sub-catchment was observed to be particularly sensitive and it was reduced by 30% from initial estimates to obtain a good fit with observed data. The initial estimation of an average hydraulic width was made by calculating the hydrological lengths/flux lines for each subcatchment. The reduction of the hydraulic width is equivalent to increasing the hydrologic drainage length, which influences the time to peak flow. Other calibration parameters included depression storage, pipe roughness coefficients, percent of pervious and impervious area, that have been documented as sensitive parameters (Gautam et al. 2006, Jewell et al. 1978, Temprano et al. 2006, Warwick and Tadepalli 1991). Rainfall derived inflow and infiltration (RDII), also a sensitive parameter uses a unit hydrograph approach for wet weather flows in sewers and was used to estimate inflow and infiltration (James et al. 2005).

The hydrologic model was first calibrated for the precipitation event that occurred on the 22nd of October 2009 and the 6 other rainfall events of 2009 and 2010 were used for validation. The events chosen for validation were based on the availability of flow and contaminant data. Thus, three rainfall events in autumn 2009 and three events in summer 2010 were chosen for validation.

For the water quality transport model, *E. coli* were assumed to be co-pollutants of TSS in overland flow. The attachment fraction of *E. coli* with TSS was assumed to be 50%, corresponding to the results of Borst and Selvakumar (2003) and Characklis et al. (2005) as well as the modeling studies of pathogen transport from Dorner et al. (2006), Hellweger and Mascopust (2008), McCorquodale et al. (2004), Wu et al. (2009). An exponential equation was applied to estimate contaminant build-up in the catchment (James et al. 2005). The antecedent dry days were taken in account, representing the pollutant accumulation during the dry days

before a given rainfall event. The maximum build-up possible data of *E. coli* were obtained by using an *E. coli*: fecal coliforms ratio of 0.77 where the value of fecal coliforms and ratio were obtained from (Manning et al. 1976) and (Garcia-Armisen et al. 2007), respectively. However, it is known that the *E. coli* to fecal coliforms ratio is variable. For example, the U.S Environmental Protection Agency suggests an *E. coli*: fecal coliforms ratio of 0.63 (USEPA 2002). The wash-off process is described by the theory of sediment transport. The mass of contaminant transported is proportional to the flow rate raised to some power (an exponent) (Rossman 2008).

The intra-day variability of *E. coli*, TSS, and CBZ were determined as described in Section 4.3.3 and calculated ratios were used directly in the model. The intra-day variability of sewage flow was calculated from James et al. (2005). These ratios represent the variation of sewage flow and pollutant concentrations every hour over the course of a day. The ratios are used to multiply to the value of dry weather flow and contaminant concentrations originating from sewage.

The *E. coli* inactivation coefficients for the autumn and summer events were obtained from (Wu et al. 2009b) although few data are available for *E. coli* survival in sewage. Inactivation rates are typically available for rivers, groundwater and soils (e.g (Foppen and Schijven 2006, Servais et al. 2007); however the model was not particularly sensitive to microbial inactivation. For CBZ, the degradation rate is not considered to be an important parameter in our study due to its stability (Heberer 2002b, Miao and Metcalfe 2003) and the residence time in the sewer system was less than 10 hours.

Table 4.1: Primary parameters for hydraulic calibration

Parameters	Calibration Values
Surface Storage	
D storage Impervious	1.27
D storage Pervious	2.54
% zero Imperv	25
Infiltration Horton	
Max. Infil. Rate; f_0 (mm/hr)	60
Min. Infil. Rate; f_c (mm/hr)	6
Decay Constant; k (1/hr)	4.14
Manning Roughness coef.	
N-Imperv	0.011
N-Perv	0.15
Pipes	0.013

Table 4.2: Water quality parameters

Parameters	<i>E. coli</i>	Carbamazepine	Total suspended solids
Dry weather sanitary sewer <i>E. coli</i> density	1.33 x 10 ⁶ MPN/100mL	310 ng/L	173 mg/L
Buildup rate constant (d ⁻¹)	0.5	0.06	0.06
Washoff coefficient	3.5	9	3.5
Washoff exponent	1.5	1.8	1.5
Inactivation constant (d ⁻¹)	0.48		
Fraction of <i>E. coli</i> attached to total suspended solids	0.5		

4.4 Results and discussion

4.4.1 Hydraulic simulation

The simulation results for two events (October 22nd, 2009 and July 22nd, 2010) are presented in this paper (Figures 4.2 and 4.3). The Nash-Sutcliffe coefficient R² (Nash and Sutcliffe 1970) was calculated to measure the goodness of fit for hydrographs and demonstrated an excellent fit of the model to the data. As expected, the best fit was observed for the calibration event of October 22nd 2009 (Nash-Sutcliffe R² = 0.94). Nash-Sutcliffe coefficients of other events ranged from 0.66 for the event of the 24th of October to 0.92 for July 22nd 2010. In general, the model performed better for the moderate (return period of approximately 0.5 years) and heavy rainfall events (return period of approximately 6 years). The SWMM model underestimated the flowrate of a small (return period of approximately 0.2 years) event for the 13th of July 2010. However, the absolute error in relation to total overflow volumes was small.

4.4.2 Contaminant simulation

The goodness-of-fit of contaminant simulations depends on a good fit of hydraulic results. In addition to the goodness-of-fit of runoff volumes, the timing of events was critical for water quality modeling. The minimum flowrate value produced by the SWMM model was 0.01 CMS, below which overflows were considered to be zero. However, the precision of field data was higher and measured data provided contaminant concentrations for flowrates below 0.01 CMS. This occasionally led to an offset of the beginning of events for simulating contaminant concentrations. However, once events were predicted to begin, the model was able to produce contaminant concentrations with the same trends as observations.

Figures 4.2 and 4.3 present the results of overflow water quality simulation for TSS, *E. coli* and CBZ. Two events, namely the 22nd of October 2009 and the 22nd of July 2010 are presented for the events of autumn and summer, respectively. Simulations were not completed for the spring snowmelt period given the challenges of modelling the melting snowpack or the mixing of precipitation and snowmelt and the high uncertainties associated with the hydraulic component of the model. However, field observations of the spring snowmelt period have demonstrated that overflows during this period have elevated concentrations of *E. coli* and WWMPs that must be considered in developing policies related to CSOs and SSOs.

TSS and *E. coli* simulations included sewage dry weather flow and the contribution of surface runoff while the wastewater micropollutant (CBZ), did not include the contribution from runoff quality, because of our assumption that CBZ is only contained in sewage and not in stormwater. Without land application of biosolids (Kinney et al. 2008, Topp et al. 2008), the concentration of WWMPs can assumed to be relatively small in urban surface runoff. Nevertheless, processes of build-up and wash-off were considered for CBZ to represent the contribution from resuspension of in-sewer deposits of CBZ.

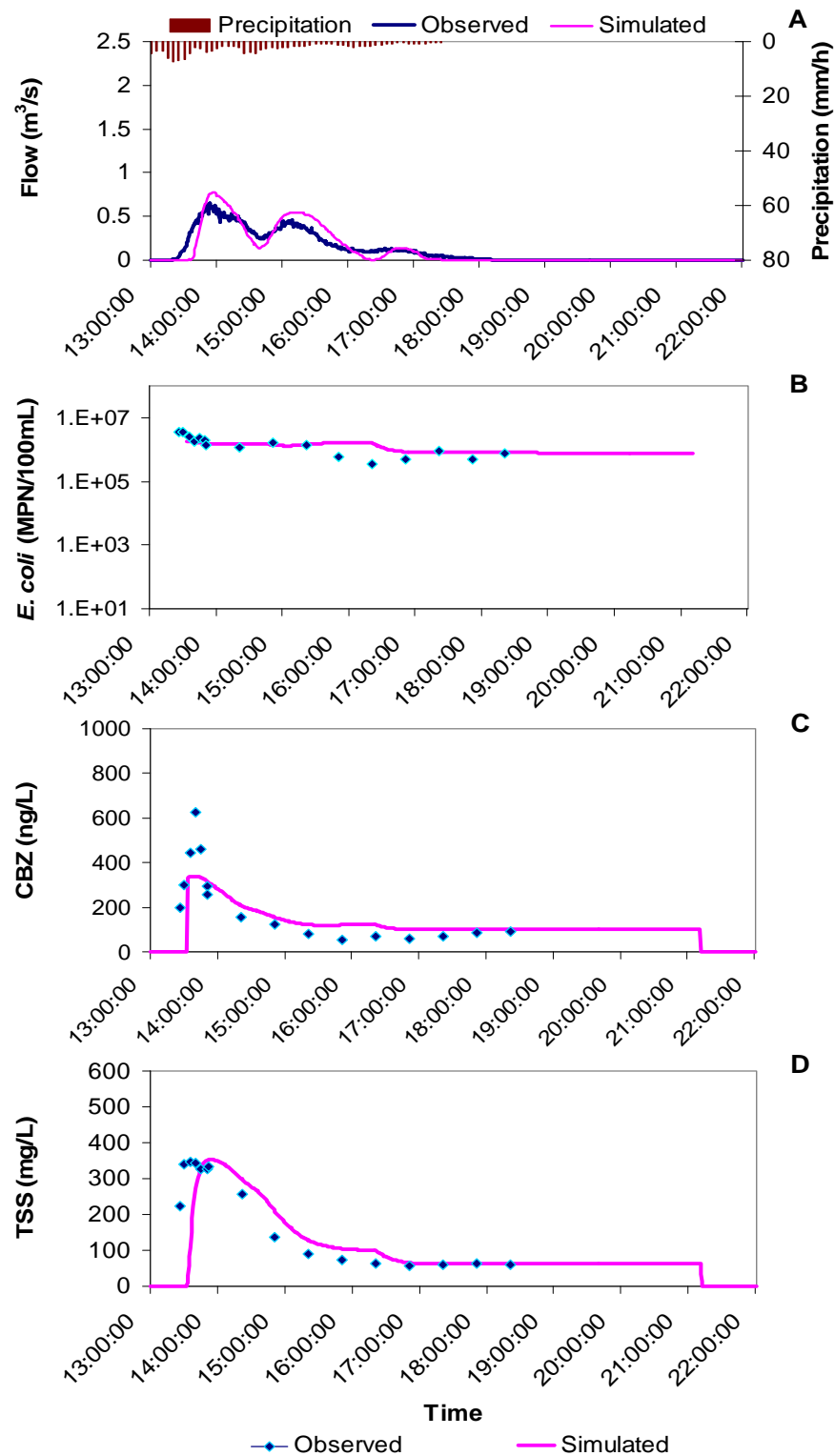


Figure 4.2: Observed (line) and simulated (points) overflow data for October 22, 2010. A: flowrate and precipitations, B: *E. coli* concentrations (in Log scale), C: CBZ concentrations, D: TSS concentrations

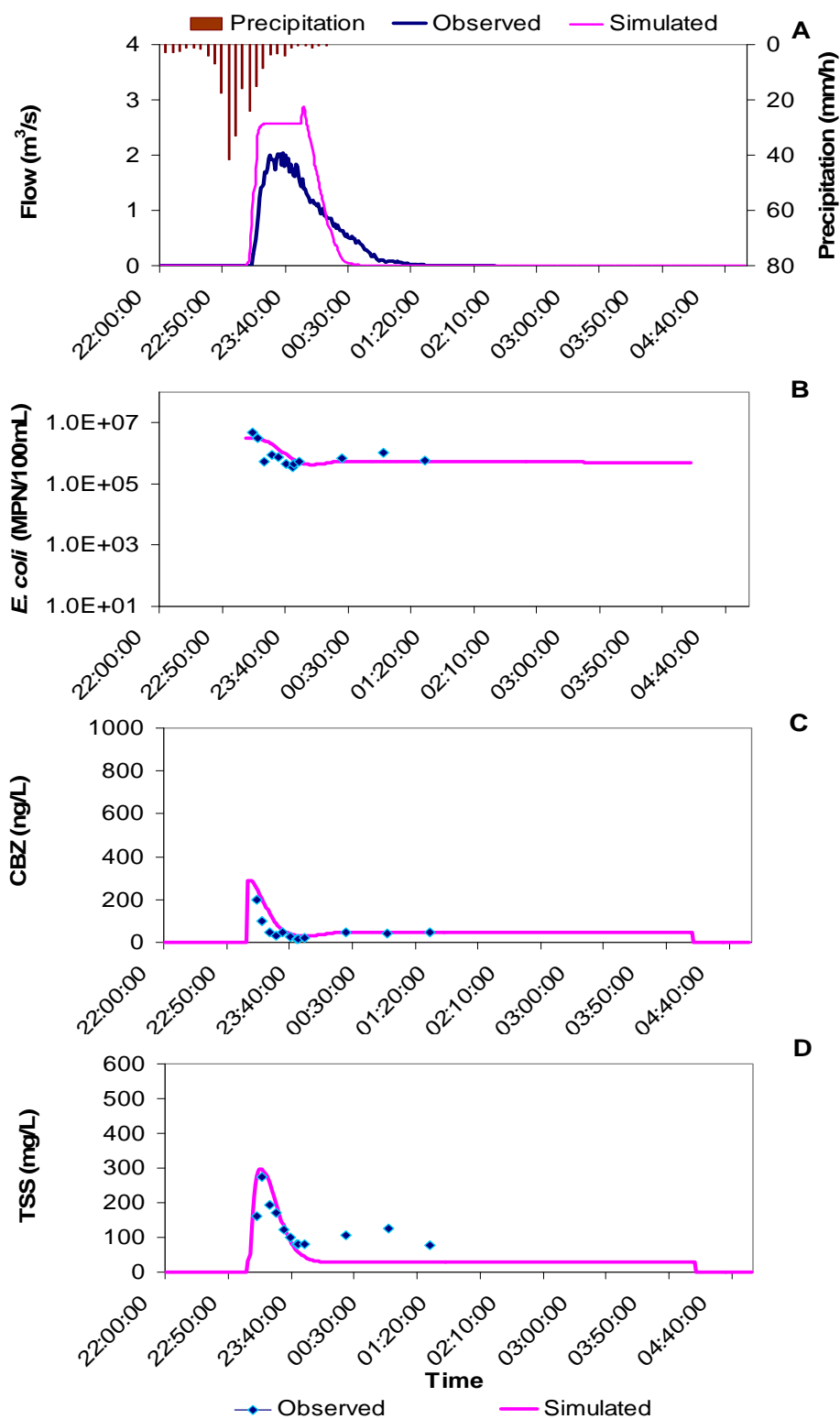


Figure 4.3: Observed (line) and simulated (points) overflow data for July 22, 2010. A: flowrate and precipitations, B: *E. coli* concentrations (in Log scale), C: CBZ concentrations, D: TSS concentrations

In calibrating the model, it was observed that the build-up and wash-off processes were of greatest importance for estimating TSS, whereas dry weather flow, ratios and concentrations were the most important inputs for *E. coli* and CBZ. In general, the model was capable of simulating 70% of the peak contaminant concentration during the initial phase of overflow event in autumn and 95% of the peak in the summer (9th and 22nd July 2010), with the exception of TSS concentration on the 13th of July 2010 was underestimated, an event with a low peak flowrate of 0.05 CMS. When the build-up and wash-off parameters were removed, the simulations were not capable of estimating concentrations at the beginning of events. This can be explained by the fact that SWMM does not consider many in-sewer processes such as deposition, resuspension or decay of contaminants (James et al. 2005).

E. coli: Given the inherent variability of microbiological contaminants, the metric to define accuracy is based upon the simulation needs. In general, water treatment design objectives are based upon the order of magnitude of microbial densities, and thus *E. coli* accuracy is assessed at the order of magnitude level (Dorner et al. 2006). Uncertainties are additive in modeling and large uncertainties in the physical, chemical and biological processes can result in greater uncertainties in water quality simulations (Huber 1985, 1986).

The results of *E. coli* simulations for all events were generally within the correct order-of-magnitude (Figures 4.2B, 4.3B and Figures in Supplemental Data). *E. coli* data were not normally or lognormally distributed, as was also observed for mass-limited water quality measurements by (Piro et al. 2012) that are influenced by complex in-sewer processes. As data were not normally or lognormally distributed, the nonparametric Spearman Rank correlation test was used to evaluate the fit between measured and simulated results (Helsel and Hirsch 2002). Overall, correlations between observed and simulated events were significant ($R_s=0.70$, $P<0.05$), although simulations were better for some events than for others (Figure 4). Weaker correlations were observed for events for which the time of onset of the event was not correctly simulated, partly because a greater sampling frequency was performed for the first 30 minutes of the monitored events. All events, with the exception of the event of the 14th of November 2009 (the

beginning of the event and peak hydraulic loading were offset) had simulation results that were within one order of magnitude of observed results.

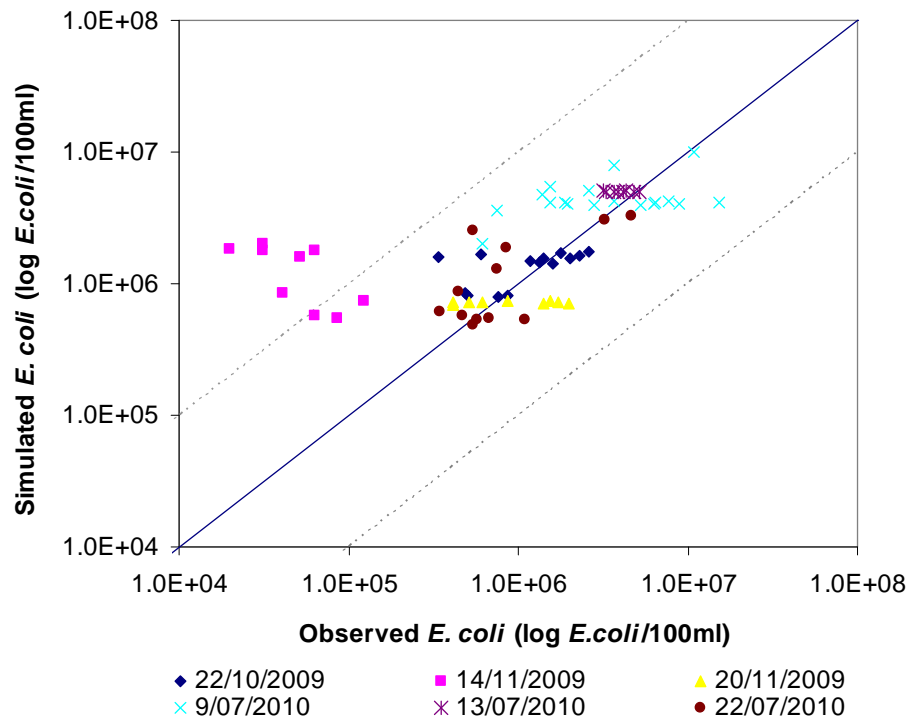


Figure 4.4: Simulated vs observed concentrations of *E. coli* followed in 6 CSO events

Overall, observed and simulated *E. coli* concentrations in overflows were about one order-of-magnitude lower than the initial concentration observed in sewage during dry weather monitoring. Thus, overflow waters represent a modest dilution of sewage from stormwater runoff as the concentration of *E. coli* in runoff water is lower than sanitary water. *E. coli* concentrations in storm runoff range from 10 to 10^4 units per 100 mL (Marsalek and Rochfort 2004, McCarthy 2009).

Total suspended solids: TSS were also not normally or lognormally distributed, and the Spearman rank correlation test was used to evaluate the model's performance. The overall R_s for TSS was 0.75 ($p < 0.05$), and thus simulated results were significantly correlated with observations

(Figures 4.2D and 4.3D). The average TSS concentrations in overflows were slightly higher than concentrations observed in dry weather. The highest concentrations of TSS in both observed and simulated results occurred during the beginning of events with high concentrations occurring for periods greater than 30 minutes. The highest TSS concentrations reached 500 mg/L in some overflow events, which are greater than concentrations observed in dry weather sewage.

The model performed best for autumn events, as expected because the calibrated event was in October. Spearman rank correlation coefficient for autumn were ($R_s = 0.82$; $p < 0.05$), even when considering the event of the 14th of November 2009 which did not have as good of a fit with observed flowrate data at the beginning of the event. The lower, but still significant, correlation in summer ($R_s = 0.67$; $p < 0.05$), is the result of underestimating the first-flush concentrations. In addition to the contributions from runoff and sewage, there is a contribution of TSS from internal sources such as erosion and resuspension of in-sewer deposit related to the first foul flush (Kafi-Benyahia et al. 2005, Kim et al. 2010). The SWMM model does not specifically simulate the resuspension of in-sewer deposits. Summer events are characterized by longer periods of antecedent dry weather followed by shorter, more intense precipitation that would more likely result in the resuspension of accumulated solids within the sewer network. The lowest predicted TSS concentrations were observed for the event on the 13th of July 2010, which was the event with lowest measured peak TSS concentrations and the smallest overflow volume.

Carbamazepine: CBZ showed similar trends as TSS for simulations and observations (Figures 4.2C and 4.3C). Peak concentrations typically occurred within the first 30mn with the peak concentrations of CBZ ranging from 175 ng/L to 923 ng/L. After 30mn, the average CBZ concentrations were lower than the dry weather concentrations in sewage. The CBZ simulations demonstrate similar temporal trends as for *E. coli* and TSS. CBZ is present in sewage because it is excreted by humans (Ternes et al. 2004). The initial peak of CBZ for both simulated and observed results suggests that it is also present in sewer deposits and can be eroded during the initial portion of the storm.

CBZ concentrations were not normally or lognormally distributed, therefore the Spearman rank correlation test was used to evaluate the model's performance. The Spearman rank correlation coefficient for all events was 0.69 ($p < 0.05$), with $R_s = 0.77$ for fall events ($p < 0.05$) and $R_s = 0.75$ ($p < 0.05$) for summer events. Simulation results were significantly correlated with observations. However, events for which the time of onset of the overflow was not captured by the simulation demonstrated lower correlations between simulated and observed data.

As with TSS concentrations, the hydraulic peak was generally associated with peak CBZ concentrations, not only at the initial phase of the overflow, but also secondary peaks during the events (Supplemental Data figure 5.12C). The model underestimated CBZ concentrations for the small volume event on the 13th of July 2010 (Supplemental Data figure 5.13C). For this event, flowrates were also underestimated and were not sufficient for washing off the accumulated CBZ. Although the sorption/desorption processes and kinetics have not been fully elucidated for wastewater collection systems, the observed and simulated results suggest that an important fraction of CBZ will be associated with in-sewer deposits and could remain there for extended periods. CBZ has been observed not to sorb significantly to various biomass types including nitrifying activated sludge culture (Khunjar and Love 2011) and has been proposed as good wastewater tracer because of its limited sorption capacity in soils (Calisto and Esteves 2012, Yu et al. 2009). However, sorption of CBZ increases with higher soil organic matter content and the presence of dissolved organic matter may strengthen interactions between CBZ and surfaces of solids (Navon et al. 2011). As the conveyance system is transporting both sewage and runoff, high concentrations of dissolved and suspended organic matter would be present along with suspended solids, including fine clay particles. Thus, although sorption of CBZ to sediments is expected to be low, the specific conditions in the sewer may enhance sorption with sewer sediments. Simulation results suggest that although CBZ originates in sewage, the accumulation of CBZ may be important and the dynamics of CBZ during events are governed by both sewage concentrations and accumulated concentrations in the collection system.

4.4.3 Contaminant transport and contribution from in-sewer and land surface sources

For all simulations, peak concentrations of all measured contaminants were observed at the beginning of the events (Figures 4.2 and 4.3). Similar patterns for *E. coli*, TSS and CBZ appear to follow a traditional definition of first flush, related to the initial portion of the storm runoff (Amir and Ronald 2004, Deletic 1998, Saget et al. 1996). The occurrence of a first flush of contaminants depends on many variables, such as antecedent precipitation, contaminant accumulation, wash-off rate and hydrologic conditions (McCarthy 2009). The type of first flush (extreme, partial or no flush) depends on the power of the initial phase of the storm and the contribution from runoff (Kim et al. 2010). However, the traditional definition of first flush is of limited value for describing peak concentrations of contaminants in sewer overflows or stormwaters with important contributions of sewage inputs (McCarthy 2009). For overflows, a more useful indication of first flush would be a comparison of concentrations in relation to dry weather sewage concentrations, analogous to a method proposed by (Bach et al. 2010).

In general, TSS had concentrations above dry weather sewage concentrations, but the same trend was not observed for *E. coli*. To illustrate the difference in mass loadings from sewage versus stormwater for the various contaminants, Figure 4.5 demonstrates the evolution of contaminant sources for simulated results by observing the evolution at the beginning of event (first peak from 13:30 – 14:00); second peak (14:41 – 16:24) and the end of event (16:25 – 17:25). Stormwater may also include the fraction associated with the build-up within the sewer network and released because of increased hydraulic loading to the system. Overall, the fraction of *E. coli*, CBZ and TSS from sewage in loads are 0.76, 0.59, and 0.22, respectively. TSS was demonstrated to originate predominantly from stormwater for most of the event, with a low fraction from sewage. This contrasts with *E. coli* that, although an important load may arrive from in-sewer deposits confounded with accumulation at the land surface, the majority of the *E. coli* load is from sewage. CBZ loads have a pattern in-between those of *E. coli* and TSS loads. It is interesting to note that Madoux-Humery et al. (2012) found that *E. coli* and CBZ were correlated, and CBZ and TSS were correlated, but not *E. coli* and TSS. The simulation results explain that *E. coli* and TSS are generally from different sources, whereas CBZ and *E. coli* both originate predominantly in

sewage, but that CBZ is more closely associated with particulate transport. At the end of the event, all contaminants originate almost exclusively from sewage.

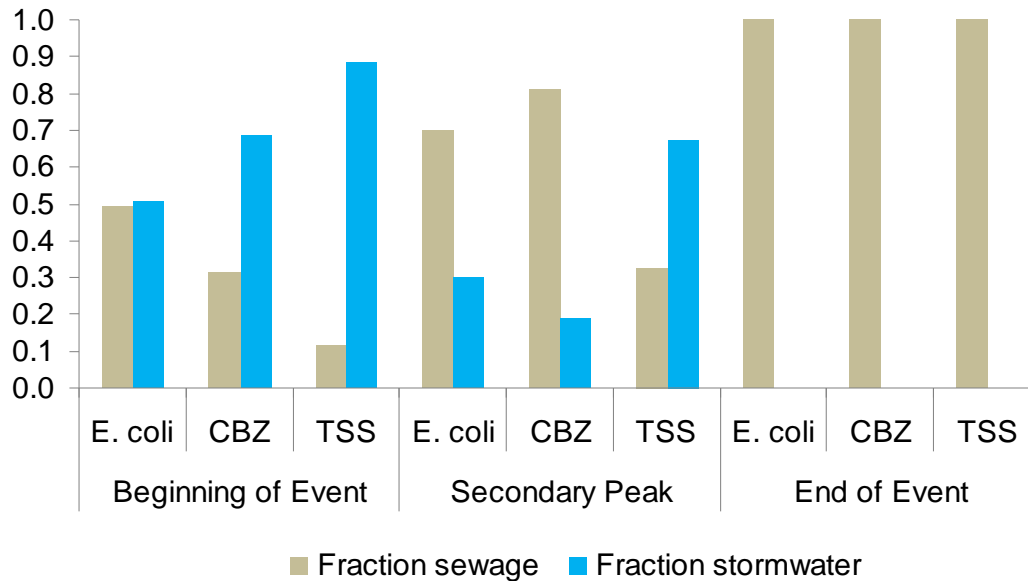


Figure 4.5: The evolution of the origin of mass contaminants over the course of the simulated October 22, 2009 event.

Many have demonstrated that in-sewer deposits of particulate matter are associated with wet-weather contamination (Ashley et al. 1990, Chebbo et al. 2001, Kafi et al. 2008) and that the contribution of in-sewer deposits ranges from 47% to 75% of TSS loads (Gasperi et al. 2010, Passerat et al. 2011). Major sources of *E. coli*, TSS and CBZ in overflows are the sewage itself and in-sewer deposits; although our results demonstrate that the relative importance of these sources depends on the contaminant. The wash off behavior of in-sewer deposits depends on the type of contaminant and is also related to the time of concentration and load curves and the relationship between the concentration and the flow rate (Kim et al. 2010).

The SWMM model does not specifically address in-sewer processes and sources of contamination. Thus the build-up and wash-off functions were used to model these processes that are confounded with processes at the land surface. Build-up and wash-off functions are

reasonable to use for TSS and *E. coli* which are known to accumulate at the land surface (McCarthy et al. 2008). However, the presence of CBZ on urban surface catchment could be assumed to be negligible. CBZ in sewage is present from human urine and feces (Cunningham et al. 2010).

When considering build-up and wash-off processes, the model was able to simulate the peaks of *E. coli*, TSS and CBZ even though all CBZ could be assumed to originate exclusively from in-sewer deposits. Peaks for events of July 9 (Supplemental figure 5.12) and 22, 2010, secondary peaks of TSS and CBZ concentrations observed for some events with several hydraulic peaks were not reproduced by the model. The underestimation of secondary peaks may be the result of underestimating the accumulation of in-sewer contaminants.

In determining the relative contribution of TSS from in-sewer deposits as compared to processes at the land surface, CBZ was assumed to be a tracer of in-sewer deposits. Thus, we would estimate that at least 40% of the TSS load would be from in-sewer deposits. The fraction of TSS in overflows originating from in-sewer deposits and stormwater is of the same order that has been reported elsewhere, although the fraction of *E. coli* in our study originating in sewage was higher (Passerat et al. 2011) and could be related to the type of sewage network (a mixed combined and pseudo-sanitary network) that could be expected to have a higher concentration of sewage relative to stormwater.

4.5 Conclusions

This study presents a first model of both a fecal indicator and a WWMP in overflows from a mixed combined and pseudo-sanitary urban drainage network. Results elucidated the differences in origins of the various contaminants studied. The general conclusions are:

- The SWMM model can be used for estimating *E. coli*, TSS, and CBZ in overflows as it was able to accurately predict *E. coli* at the order-of-magnitude level and simulation results were closely correlated with observations

- Simulations were generally able to capture the peak concentrations at the beginning of events even though the SWMM model does not specifically consider in-sewer processes
- In-sewer processes are confounded with the build-up and wash-off processes at the land surface; however, CBZ is a good tracer for differentiating the fraction of resuspension from within the sewer
- *E. coli* originates primarily from sewage and stormwater and in-sewer deposit contributions are of lesser importance whereas the opposite is true for TSS
- CBZ originates in sewage, but demonstrates the potential for being associated with particulate matter that is deposited and resuspended in sewer networks. There is a need for data on CBZ sorption and desorption mechanisms in mixed sewage, stormwater mixtures.

To improve water quality modeling predictions, in-sewer process parameters should be included in the SWMM model

Acknowledgements

This work was supported by the partners of the Canadian Research Chair on Microbial Contaminant Dynamics in Source Waters, the NSERC Industrial Chair on Drinking Water, and the Canada Foundation for Innovation, the Ouranos consortium, and the Natural Sciences and Engineering Research Council. The authors gratefully acknowledge the help of the municipality involved. Special thanks to Alain Mailhot and Samuel Bolduc from INRS-ETE and Laurène Autixier for help with model calibration and validation and Mouhamed Ndong for help with setting up input files.

CHAPITRE 5 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE SIMULATIONS COMPLÉMENTAIRES

Les résultats et la discussion de l'événement de calibration du 22 octobre 2009 et de validation du 22 juillet 2010 sont présentés dans le chapitre 4 (Article 1: modeling microbial contaminant and wastewater micropollutant from combined sewer overflows). Ce chapitre présente les résultats des simulations complémentaires.

5.1 Simulation hydraulique

Les figures 5.1 à 5.4 présentent les résultats des simulations hydrauliques pour les dates suivantes : 24 octobre 2009; 14 et 20 novembre 2009; 9 et 13 juillet 2010. Le calcul du coefficient R^2 ou Nash-Sutcliffe index (équation 2.7) a été effectué afin d'observer la corrélation entre les données calculées versus observées. Les meilleurs résultats hydrauliques obtenus du modèle étaient des événements du 22 octobre 2009 (calibration) et du 22 juillet 2010. Par contre, ceux de l'événement 20 novembre 2009 l'étaient moins.

En général, le modèle produit des résultats réalistes. Les événements de surverses modérés et extrêmes ont présenté des bonnes corrélations. Comme les autres études de modélisation (Dorner et al. 2006, Wu et al. 2009b), le modèle a produit des résultats hydrauliques sous-estimés pour les petits débits. La surestimation de débits est possiblement influencée par la fraction de volume d'eau élevée (40% pour la phase rapide, 30% pour la phase moyenne et longue).

La plupart des débits calculés en automne ont commencé plus tard que les débits observés. Le résultat de simulation du 14 novembre a montré un grand décalage de débit au début de l'événement. Ceci a été expliqué par l'incertitude de débitmètre qui est autour de $\pm 26\%$. Le décalage dans le temps de débits calculés est expliqué aussi par la valeur minimale de débits simulés qui est égale à $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$, tandis que le débitmètre peut mesurer le débit minimal inférieur de $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$. En outre, l'incertitude obtenue de la mesure de la largeur hydraulique, de la zone de dépression, du pourcentage de zone perméable et imperméable joue le rôle très important aux résultats des simulations hydrauliques (Gautam et al. 2006, Temprano et al. 2006, Warwick and Tadepalli 1991). Il est observé dans cette étude que la largeur hydraulique a largement influencé

le calage de débits calculés. Donc, la réduction de la largeur hydraulique de 30% a été faite, afin d'obtenir des résultats réalistes par rapport aux données observées.

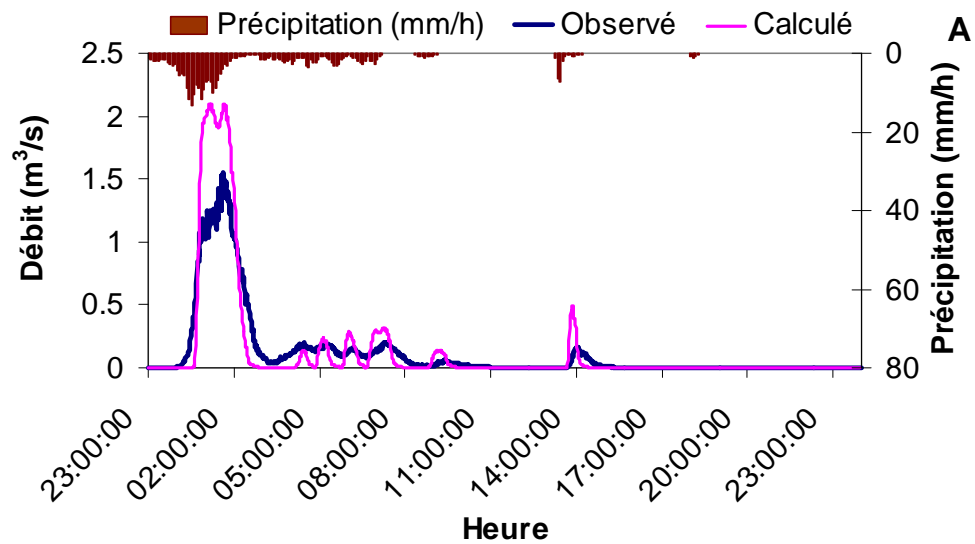


Figure 5.1: Résultat hydraulique pour l'événement du 14 novembre 2009

($R^2 = 0.67$)

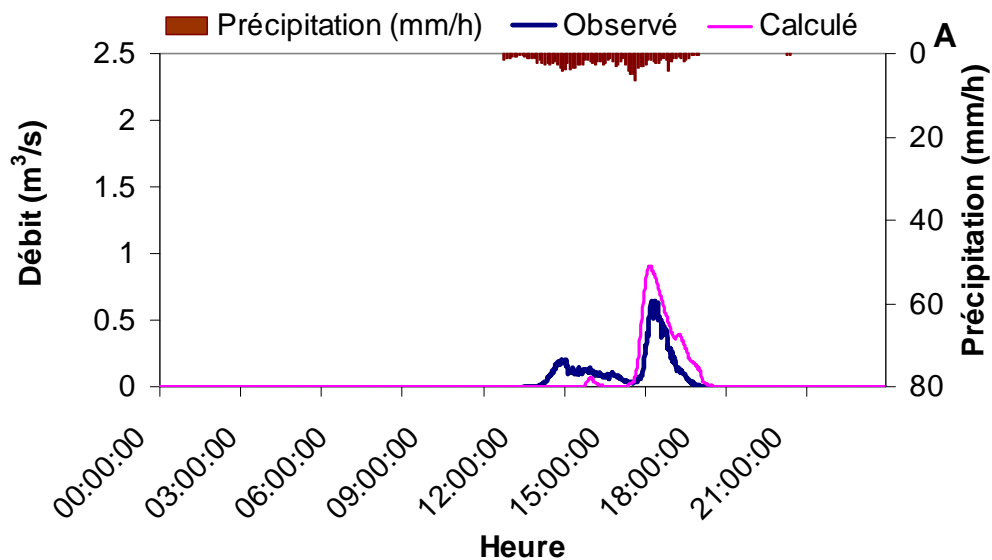


Figure 5.2: Résultat hydraulique pour l'événement du 14 novembre 2009

$R^2 = 0.7$

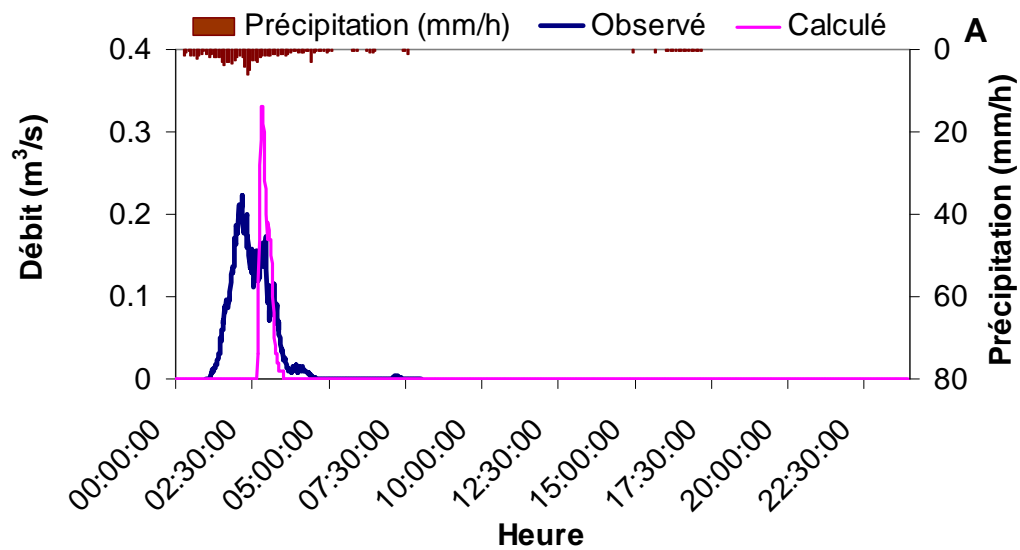


Figure 5.3: Résultat hydraulique pour l'événement du 20 novembre 2009

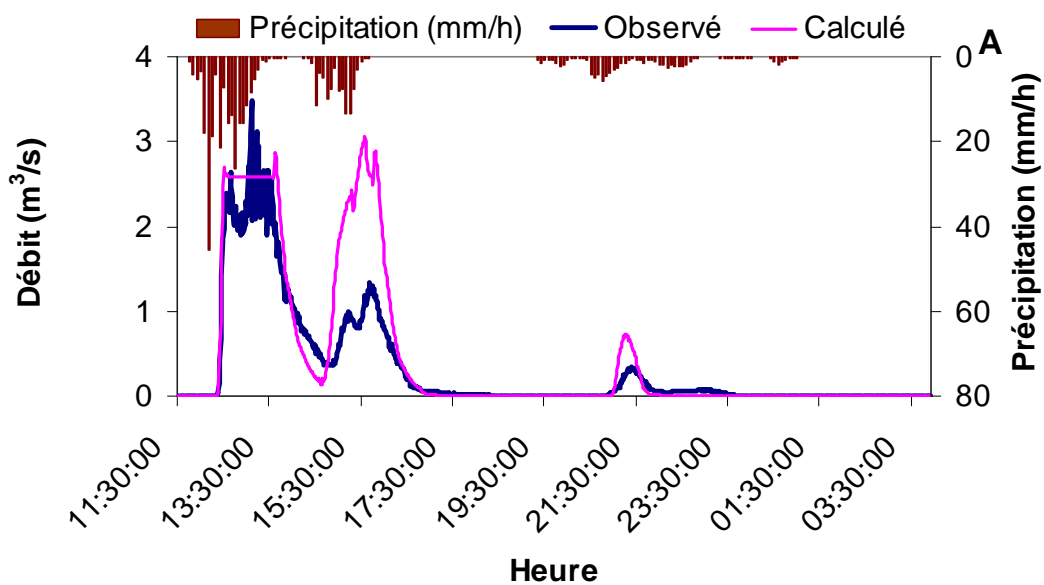


Figure 5.4: Résultat hydraulique pour l'événement du 9 juillet 2009

$$R^2 = 0.72$$

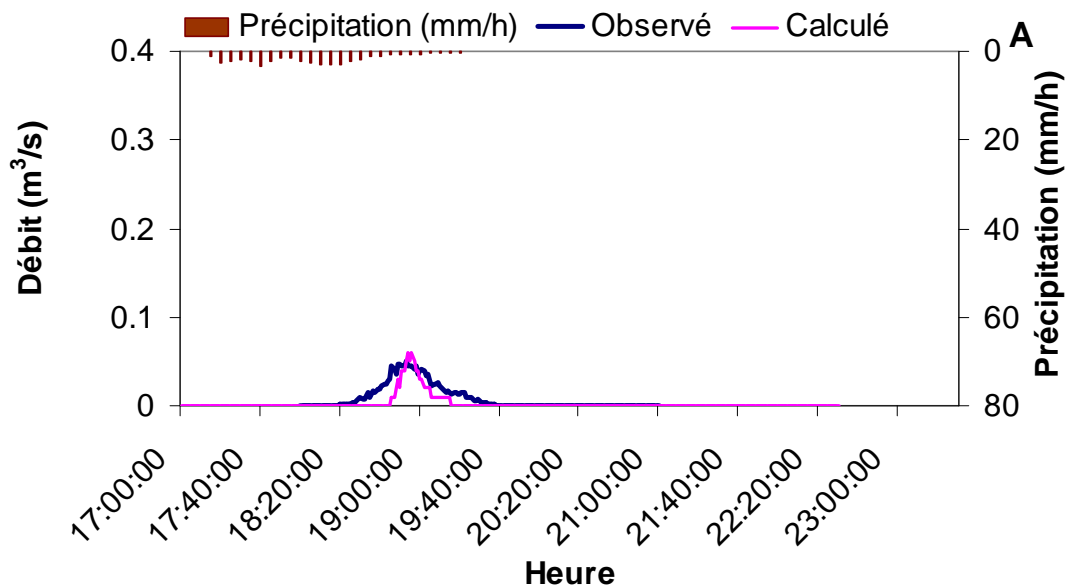


Figure 5.5: Résultat hydraulique pour l'événement du 20 novembre 2009

$$R^2 = 0.8$$

5.2 Simulation des contaminants

La prédiction précise des pathogènes est difficile à obtenir, car il y a beaucoup de variations environnementales telles que le processus physique, chimique et biologique dans les ruissellements (Huber 1985, 1986).

Une bonne prédiction des contaminations dépend de la qualité de la simulation hydraulique. Le pic de concentration des pollutions simulé par le modèle était de 70%. Le modèle a produit de meilleurs résultats de pic de concentrations des polluants en été 2010. Néanmoins, la sous-estimation de concentration a été observée après le «first flush».

Les figures 5.6 à 5.9 présentent les résultats de simulation d'*E. coli*. En général, la concentration d'*E. coli* calculée s'est trouvée dans le même ordre de grandeur que la concentration d'*E. coli* observée. Sauf pour l'événement du 14 novembre 2009 qui a montré un résultat de simulation surestimé. La concentration surestimée du 14 novembre 2009 pourrait être expliquée par l'absence de dilution avec les eaux pluviales ou le débit simulé au début de l'événement. Toutefois, la concentration d'*E. coli* a diminué graduellement après le deuxième pic de débit

simulé. Pour l'événement du 20 novembre 2009, il a été observé que le modèle n'a pas simulé le pic de concentration d'*E. coli*, car le débit est sous-estimé, ce qui signifie que le taux de lessivage est faible.

Les résultats de simulation de CBZ et MES sont montrés à la figure 5.10 à 5.13. Les concentrations d'*E. coli*, CBZ et MES ont présenté les mêmes tendances dans les surverses. La présence de «first flush» de CBZ et MES simulée dans les surverses est significative. Le même décalage dans l'événement 14 novembre 2009 a été obtenu pour la CBZ et les MES. La sous-estimation de concentration de CBZ et MES des événements du 14 novembre 2009 et 13 juillet 2010 est influencé par le faible débit simulé par le modèle lié à la réduction de la capacité de lessivage. En réalité, une faible pluie ou un petit débit a moins de puissance pour éroder les sédiments accumulés à la surface des bassins, de même que les dépôts dans les égouts.

Les résultats simulés de MES ont présenté de bonnes corrélations en automne ($R = 0.82$; $p < 0.05$) plus qu'en été ($R = 0.67$; $p < 0.05$). En effet, il a été observé qu'il se produit à l'automne 70% des pics de concentration de CBZ et MES. Le modèle a simulé le pic de concentration de MES pour les événements en été aussi, mais une concentration sous-estimée est observée après le first flush. Les coefficients de corrélation de CBZ pour les événements de l'automne et l'été sont similaires ($R = 0.7$; $p < 0.05$). Les résultats de CBZ simulés, sauf pour l'événement du 22 juillet 2010, ont présenté des pics de concentrations sous-estimées. Bien que la variation horaire des polluants soit insérée dans le modèle (celui-ci a permis de simuler la concentration de CBZ et MES), le modèle sous-estime légèrement les concentrations après le pic de concentration pour les événements de l'été. Ces résultats sous-estimés peuvent être expliqués par l'absence de la contribution de la remise en suspension des dépôts/ contaminants accumulés dans les égouts. Il est noté que selon les chercheurs, la remise en suspension des particules ou la contribution des dépositions cumulées dans les égouts pendant le temps sec joue un rôle important dans le transport des polluants (Bertrand-Krajewski et al. 1993, Gasperi et al. 2010, Passerat et al. 2011), car ces particules peuvent être associées aux différents types de pollutions (Bai and Lung 2005, Characklis et al. 2005). Les concentrations de CBZ et MES suivent la même tendance que les courbes hydrauliques. La présence des pics de polluants observés après le « first flush » correspond principalement au pic de débit et à la fluctuation intra-événement. Il est évident que les dépôts accumulés dans les égouts ont été érodés par les écoulements. Bien que les paramètres utilisés pour la fonction d'accumulation et de lessivage dans SWMM sont efficaces pour simuler

les pics de concentration des polluants, elle ne peut pas remplacer la contribution des dépôts efficacement. Il est important d'inclure des paramètres pour la remise en suspension et la décantation des particules. La CBZ est un composé persistant qui n'est pas soumis à une dégradation ou adsorption rapide (Clara et al. 2004). Pourtant, la relation entre CBZ et les particules ne doit pas être ignorée, si la relation entre la CBZ et les particules fines peut être présente sous un mécanisme de sorption lent (Warren et al. 2003).

E. coli

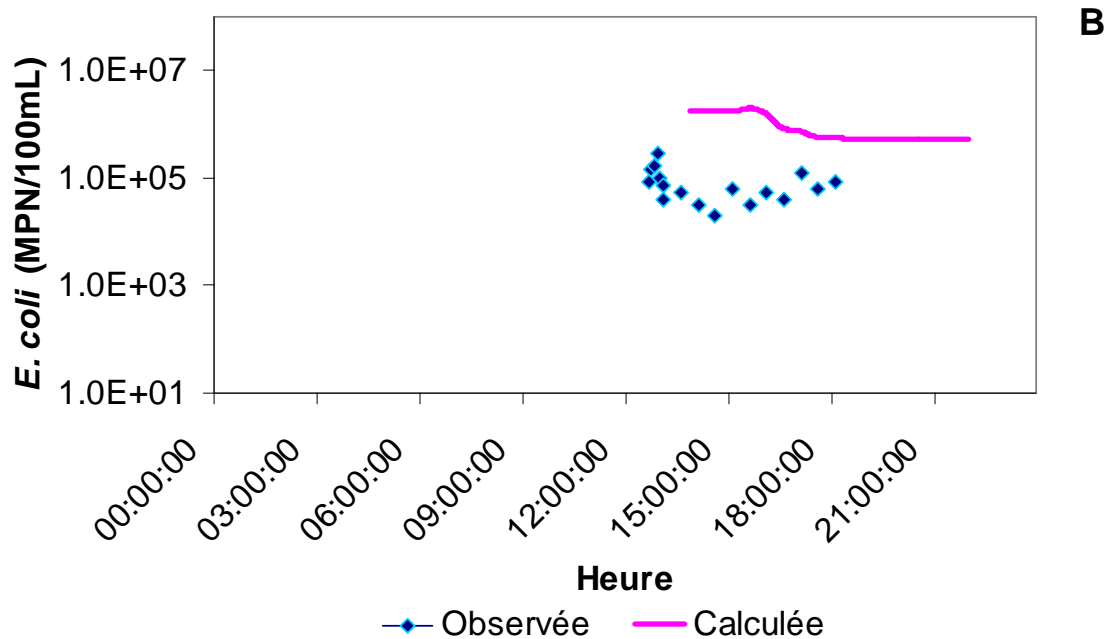


Figure 5.6: Résultat d'*E. coli* pour l'événement du 14 novembre 2009

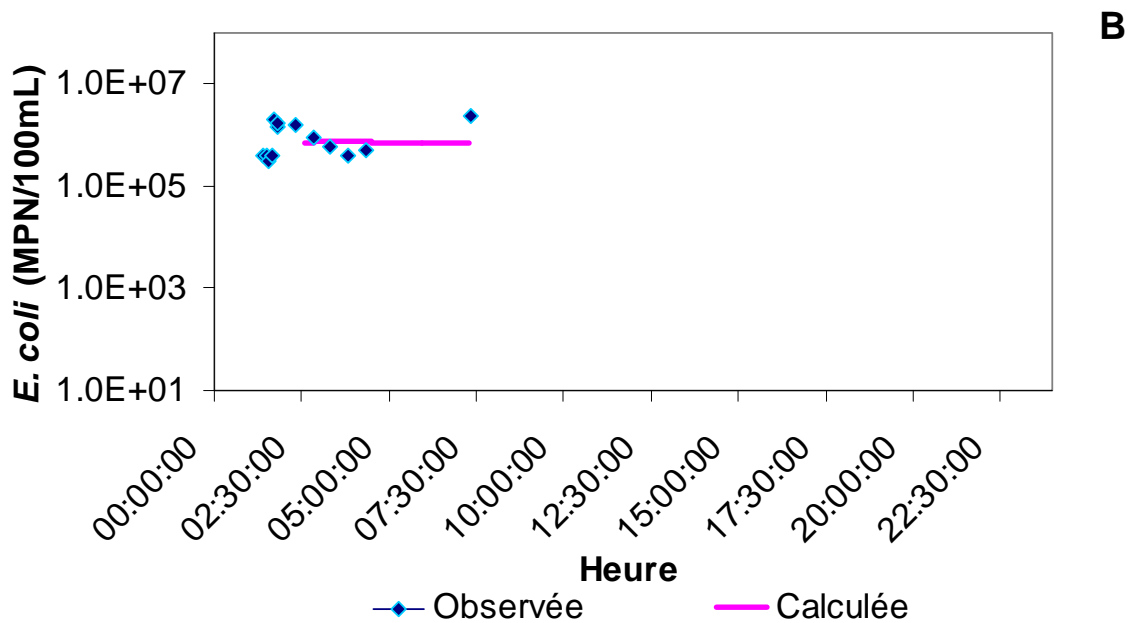


Figure 5.7: Résultat d'*E. coli* pour l'événement du 20 novembre 2009

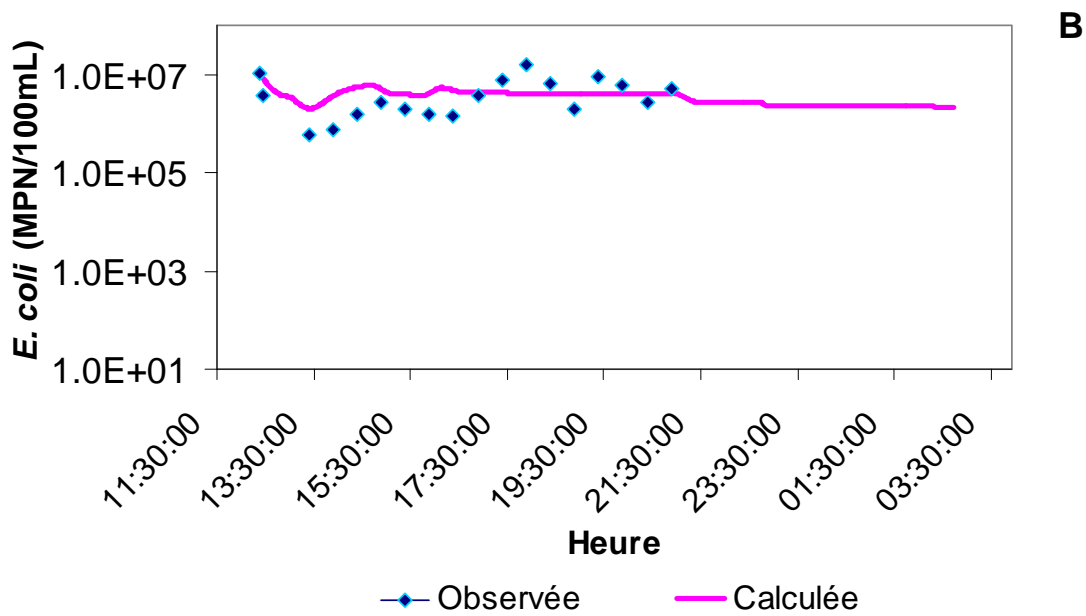


Figure 5.8: Résultat d'*E. coli* pour l'événement du 9 juillet 2010

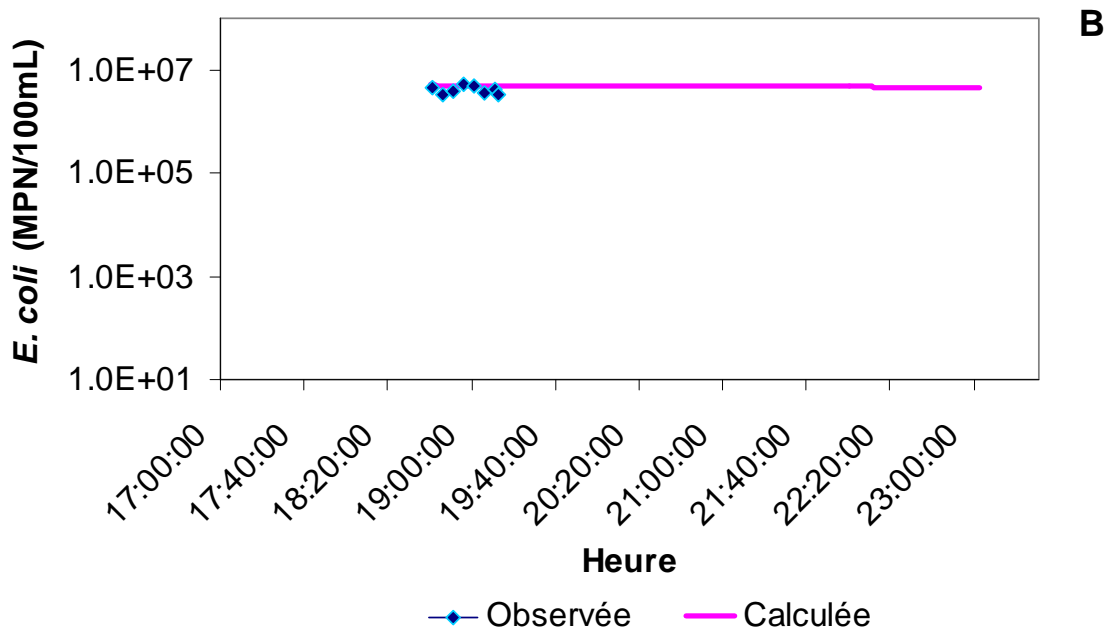


Figure 5.9: Résultat d'*E. coli* pour l'événement du 13 juillet 2010

Carbamazépine

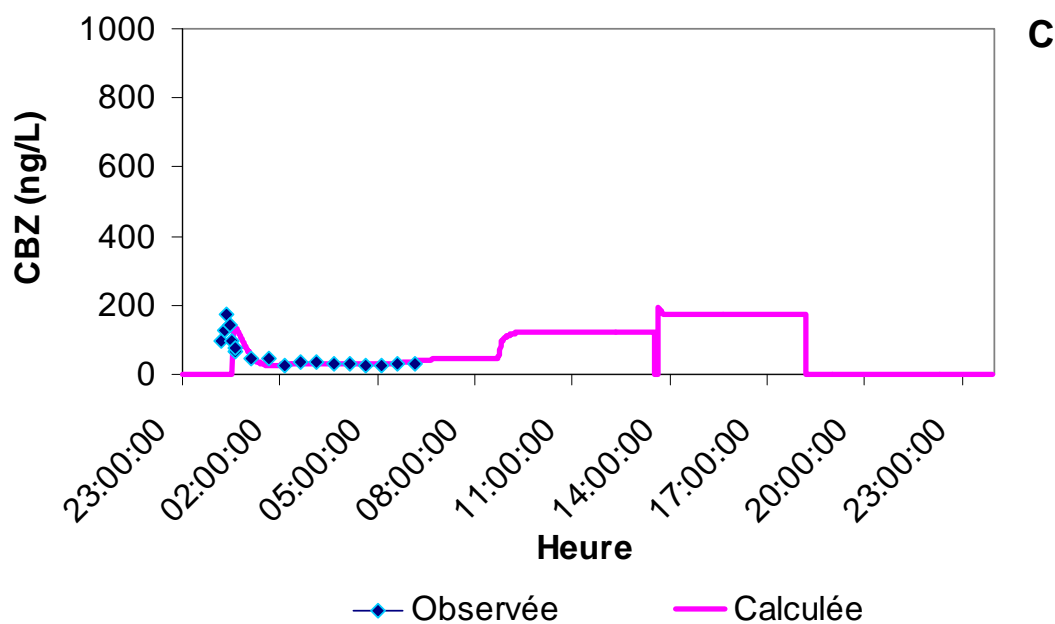


Figure 5.10: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 24 octobre 2009

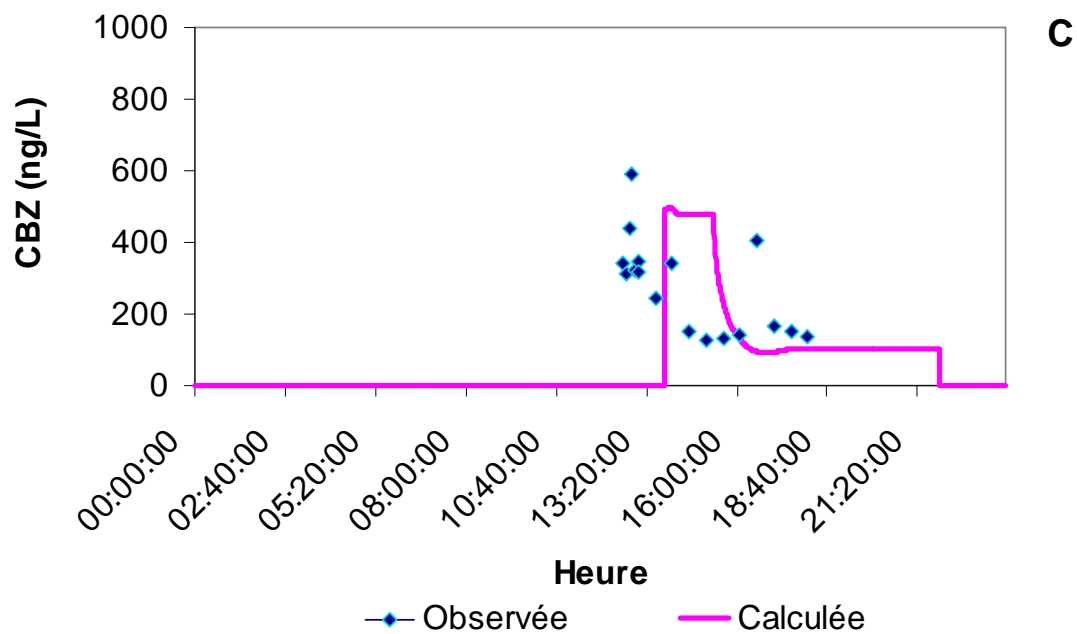


Figure 5.11: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 14 novembre 2009

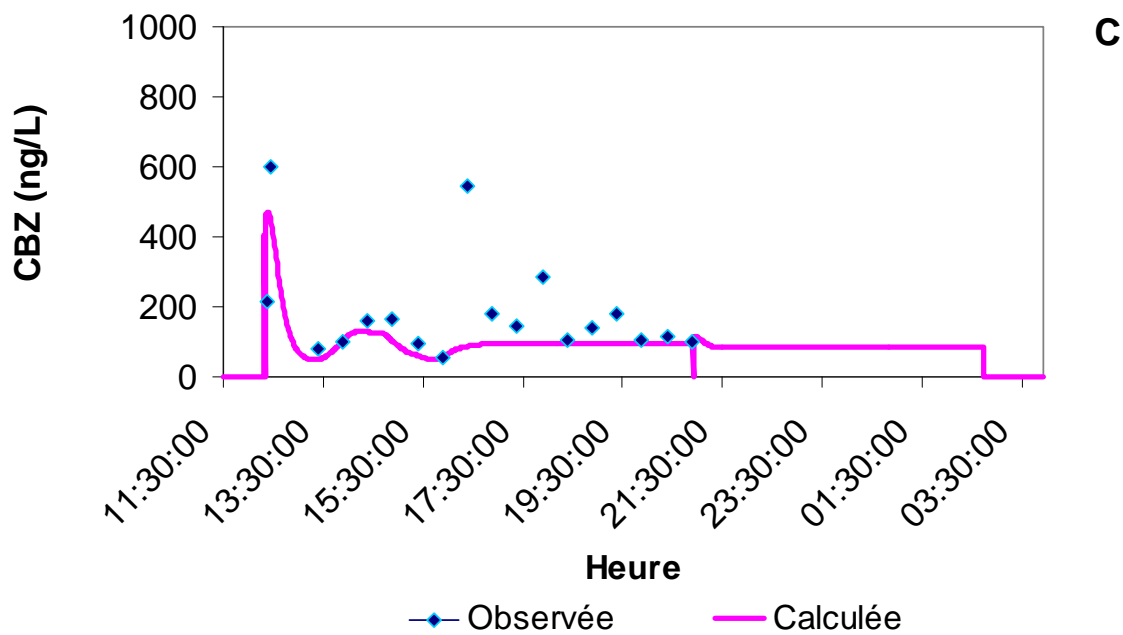


Figure 5.12: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 9 juillet 2010

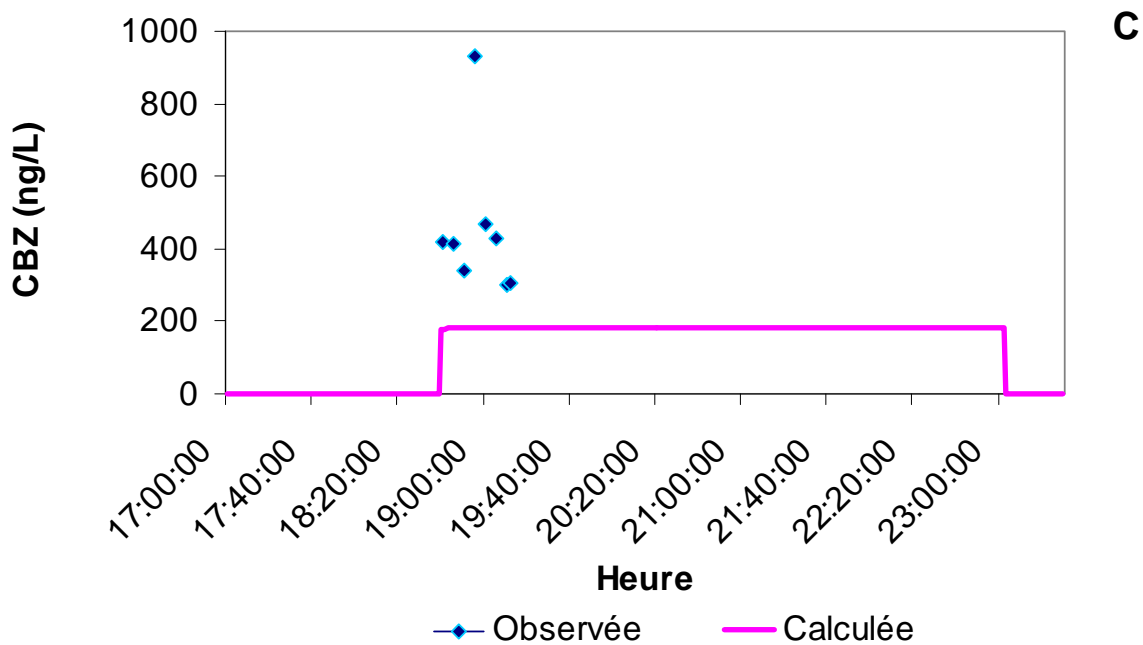


Figure 5.13: Résultat de carbamazépine pour l'événement du 13 juillet 2010

Matières totales en suspension

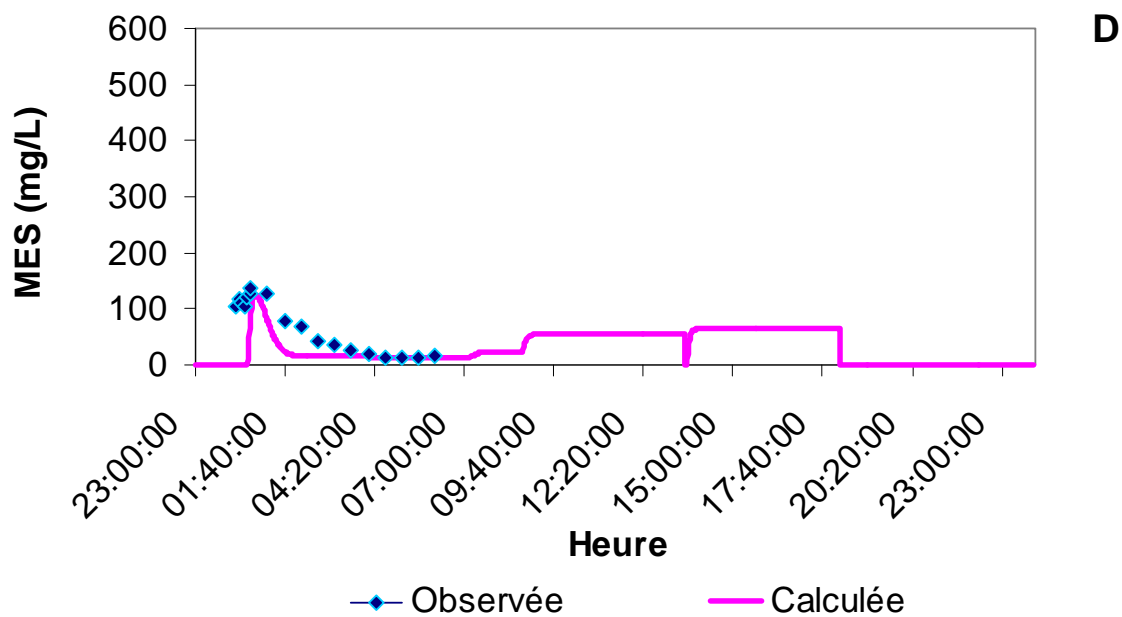


Figure 5.14: Résultat de MES pour l'événement du 24 octobre 2009

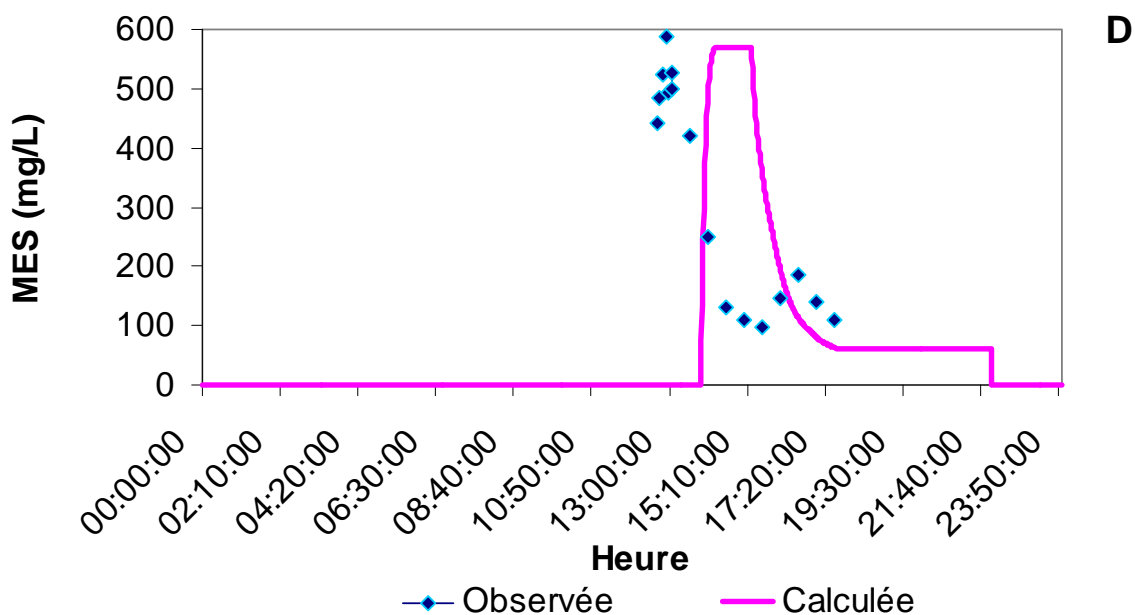


Figure 5.15: Résultat de MES pour l'événement du 14 novembre 2009

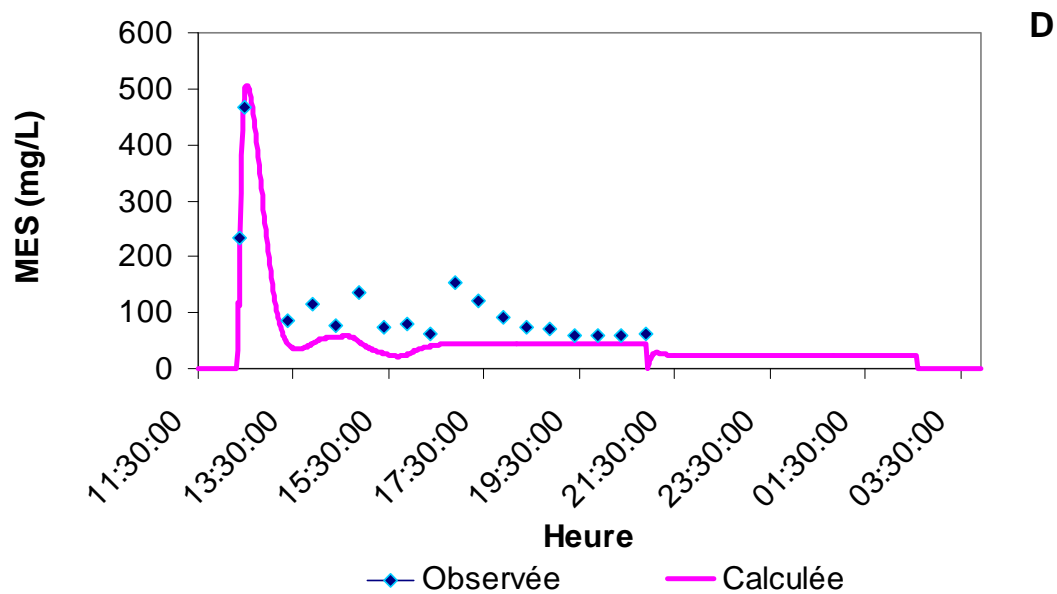


Figure 5.16: Résultat de MES pour l'événement du 9 juillet 2010

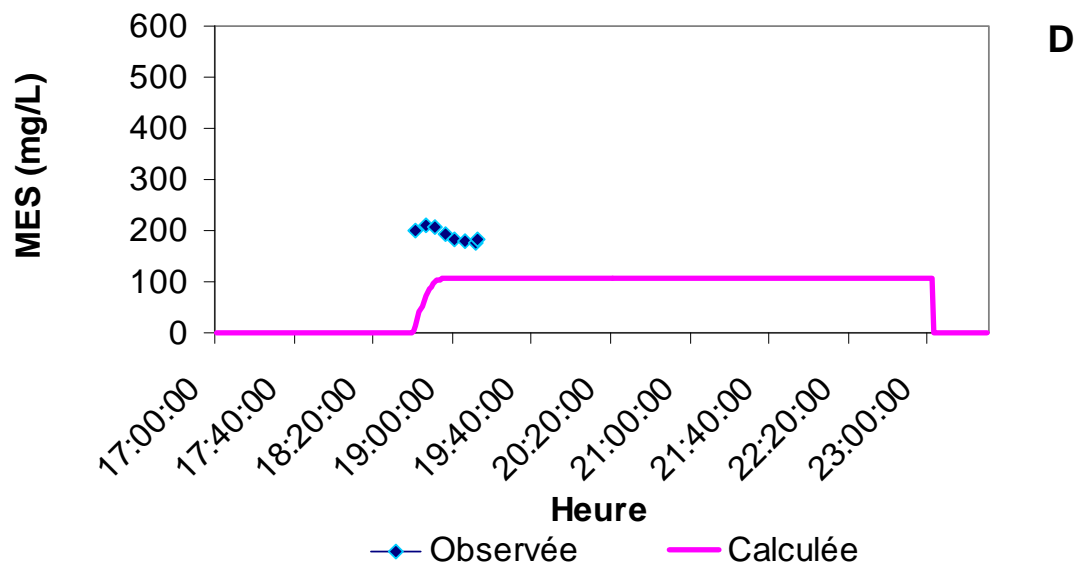


Figure 5.17: Résultat de MES pour l'événement du 13 juillet 2010

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans le premier chapitre, la problématique de débordement des trop-pleins dans les bassins urbains a été discutée. La revue de littérature présentée dans le deuxième chapitre a montré que le débordement des eaux usées dans les réseaux unitaires ou combinés ou pseudo-séparatifs est une source importante pour le transport de contaminants pour le milieu aquatique qui a reçu les eaux issues de ces débordements. Bien que la présence des contaminants pharmaceutiques dans les rejets sanitaires ne présente pas un effet direct sur la santé humaine, mais leur présence dans le milieu naturel peut avoir des effets sur l'écosystème. La sorption/ désorption, la dégradation des micropolluants, sont influencées par les conditions environnementales. Toutefois, la compréhension de la dynamique de transport des contaminations dans les égouts est jusqu'ici insuffisamment documentée. Par conséquent des approches appropriées pour évaluer l'impact sur la source d'approvisionnement en eau potable sont requises. Les modèles hydrauliques et hydrologiques sont devenus des outils importants qui nous permettent d'atteindre une meilleure compréhension de la dynamique de transport des contaminants. En outre, ces modèles ne sont pas utilisés pour prédire la concentration des contaminants microbiens et des micropolluants.

Cette revue de littérature nous a permis d'élaborer le travail de recherche. Certaines données de la littérature ont été appliquées dans le modèle de transport couplé au modèle hydraulique dans le but de modéliser les concentrations d'*E. coli*, de CBZ et de MES. L'analyse de la fraction d'association de contaminants dans les particules dans les égouts n'a pas été faite.

L'article et les résultats complémentaires de la modélisation ont montré que SWMM est capable de simuler beaucoup de types de polluants. Le pic de concentration a souvent été observé au début de l'événement de surverse. Les trois contaminants modélisés suivent une tendance similaire tout au long de l'événement. La remise en suspension des polluants dans les égouts a été considérée comme un facteur important dans le transport des contaminants. La précision de la prédiction des concentrations des différents contaminants est liée à la précision des simulations hydrauliques, la détermination des paramètres de qualité, la précision des données disponibles, et la capacité du modèle utilisé. De plus, les caractéristiques de chaque contaminant par rapport aux conditions environnementales et leur source d'origine influencent leur dynamique de transport.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le modèle SWMM a été appliqué pour la simulation des débordements d'un bassin de drainage avec des réseaux unitaires et pseudo-séparatif. Ce modèle répond de façon satisfaisante aux critères de simulation. En vue des objectifs du projet, SWMM a été appliqué pour prédire la concentration des polluants (*E. coli*, CBZ et MES) dans les surverses. *E. coli* a été utilisé pour représenter le groupe de contaminants fécaux humains, CBZ représente le groupe de micropolluants pharmaceutiques qui persistent dans les eaux sanitaires et dans les eaux naturelles. Les MES représentent des particules à l'effluent des eaux usées ainsi que les surverses sanitaires et combinés. Le modèle a été capable de simuler la concentration des contaminants étudiés, notamment leur pic au début des événements.

En général, le modèle produit des bons résultats pour les événements de surverses modérées et extrêmes. La plage de coefficient de corrélation est entre 0.66

et 0.94. L'événement de calibration du 22 octobre 2009, montre un meilleur coefficient de corrélation ($R^2 = 0.94$). Le modèle sous-estime les faibles débits qui sont reliés aux précipitations de faibles intensités. Cependant, les bonnes corrélations du 13 juillet 2010 un coefficient ($R^2 = 0.81$) a été obtenu, car l'erreur absolue par rapport au volume total de débordement était petite. La surestimation de débits simulés est possiblement influencée par la fraction de volume d'eau élevée (40% pour la phase rapide, 30% pour la phase moyenne et longue) dans le modèle.

La simulation d'*E. coli* a présenté de bonnes précisions (en terme d'ordre de grandeur). Les résultats de simulation étroitement corrélées avec les valeurs observées ($R_s = 0.77$; $p < 0.05$). Les résultats simulés de MES ont présenté de bonnes corrélations en automne 2009 ($R_s = 0.82$; $p < 0.05$) plus qu'en été 2010 ($R_s = 0.67$; $p < 0.05$). Les coefficients corrélation de CBZ pour les événements de l'automne et l'été sont similaires ($R = 0.7$; $p < 0.05$). Le pic de concentration des polluants a corrélé avec le pic de débit. Le « first-flush » a été observé au début de tous les événements pluviaux. Une forte intensité de pluie mène la concentration élevée au début de l'événement de surverses. De toute façon, la concentration des contaminants élevés dépend aussi du nombre de jours préalables en temps sec. *E. coli*, CBZ et MES ont présenté la même tendance de concentration tout au long de l'événement pluvial. Dans l'ensemble des résultats obtenus, le

modèle peut simuler 70% de pics de concentration des polluants. Toutefois, le modèle a simulé totalement les pics de concentration des contaminants pour certains événements.

Les résultats obtenus démontrent que la source principale d'*E. coli* se trouve dans les eaux sanitaires et du ruissellement, mais la contribution des dépôts accumulés dans les égouts est moins importante. Par contre, la contribution des MES dans le ruissellement et les dépôts accumulés dans les réseaux d'égouts sont importants pour le transport de MES. La concentration simulée de CBZ démontre que les eaux sanitaires constituent leur source principale. La contribution de la remise en suspension des dépôts dans les égouts joue un rôle important dans leur transport. Les résultats des contaminants simulés ont démontré que les dépositions à la surface des sous-basins ainsi que dans les égouts ont été érodées par des débits/flux forts qui varient selon l'intensité des précipitations à chaque pas de temps. Il a été observé qu'une oscillation des pollutographes après le pic suit la même tendance que les débits tout au long de l'événement.

Il est évident que les paramètres estimés et utilisés dans cette étude pour la fonction d'accumulation et de lessivage sont efficaces. L'enlèvement ces paramètres montre une absence de pic de concentration simulée. Cependant la fonction d'accumulation et de lessivage ne peut pas représenter la contribution de sources internes de contaminants dans les égouts. La sous-estimation de pic de concentration simulée est liée à l'absence de quantité des dépôts contribués dans le modèle. Afin d'obtenir la simulation des contaminants la plus précise, nous recommandons de considérer les facteurs suivants dans la modélisation :

- la caractérisation des contaminants dans les dépositions des égouts, afin de déterminer leur contribution dans les surverses ;
- les données sur la sorption et la CBZ mécanismes de désorption dans les eaux usées mixtes, mélanges d'eaux pluviales ; et
- les paramètres du procédé de transport dans l'égout doivent être inclus dans le modèle SWMM, afin d'améliorer la prédiction de qualité de l'eau dans de la modélisation.

BIBLIOGRAPHIE

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and (WEF), W.E.F. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater (21th Edition). Washington, DC, USA.

Amir, T. and Ronald, L.D. (2004) First flush pollution load of urban stormwater runoff. *Journal of Environmental Engineering and Science* 3(4), 301-309.

Andreozzi, R., Marotta, R., Pinto, G. and Pollio, A. (2002) Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. *Water Research* 36(11), 2869-2877.

Andreozzi, R., Raffaele, M. and Nicklas, P. (2003) Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere* 50(10), 1319-1330.

Arnone, R.D., Borst, M. and Walling, J.P. (2005) Investigation of *Cryptosporidium* and *Giardia* concentrations in combined sewer overflow and stormwater runoff, p. 133, American Society of Civil Engineers, Anchorage, AK, United states.

Arnone, R.D. and Walling, J.P. (2006) Evaluating *Cryptosporidium* and *Giardia* concentrations in combined sewer overflow. *Journal of water and health* 4(2), 157-165.

Arnone, R.D. and Walling, J.P. (2007) Waterborne pathogens in urban watersheds. *Journal of water and health* 5(1), 149-162.

ASCE (1993) Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models, Criteria for evaluation of watershed models. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE. P. 429-442.

Ashley, R.M., Coghlan, B.P. and Jefferies, C. (1990) The quality of sewage flows and sediment in Dundee, pp. 39-46, Wageningen, Neth.

Bach, P.M., McCarthy, D.T. and Deletic, A. (2010) Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Research* 44(8), 2487-2498.

Bai, S. and Lung, W.-S. (2005) Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria. *Water Research* 39(20), 5232-5240.

Bai, S., Morton, M. and Parker, A. (2006) Modeling enterococci in the tidal Christina River, pp. 305-318, American Society of Civil Engineers, Charleston, SC, United states.

Banasiak, R., Verhoeven, R., De Sutter, R. and Tait, S. (2005) The erosion behaviour of biologically active sewer sediment deposits: Observations from a laboratory study. *Water Research* 39(20), 5221-5231.

- Bertrand-Krajewski, J.L. (2008) Data Requirements for Integrated Urban Water Management. Fletcher, T.D. and Deletic, A. (eds), pp. 103-126. Urban Water Series - UNESCO-IHP Publishing, France.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Briat, P. and Scrivener, O. (1993) Sewer sediment production and transport modelling: a literature review. *Journal of Hydraulic Research* 31(4), 435-460.
- Bitton, G. and Marshall, K.C. (1980) Adsorption of microorganisms to surfaces. *Limnol. Oceanogr.* 25(5), 969-970.
- Boehm, A.B. (2003) Model of microbial transport and inactivation in the surf zone and application to field measurements of total coliform in Northern Orange County, California. *Environmental Science & Technology* 37(24), 5511-5517.
- Borst, M. and Selvakumar, A. (2003) Particle-associated microorganisms in stormwater runoff. *Water Research* 37(1), 215-223.
- Bosch, A. (1998) Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *International microbiology : the official journal of the Spanish Society for Microbiology* 1(3), 191-196.
- Brodie, I.M. and Dunn, P.K. (2009) Suspended particle characteristics in storm runoff from urban impervious surfaces in Toowoomba, Australia. *Urban Water Journal* 6(2), 137-146.
- Brookes, J.D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M.D., Ashbolt, N.J. and Ferguson, C. (2004) Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environment International* 30(5), 741-759.
- Brookes, J.D., Hipsey, M.R., Burch, M.D., Linden, L.G., Ferguson, C.M. and Antenucci, J.P. (2005) Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs. *Environmental Science and Technology* 39(22), 8614-8621.
- Bryan Ellis, J. and Yu, W. (1995) Bacteriology of urban runoff: The combined sewer as a bacterial reactor and generator. *Water Science and Technology* 31(7), 303-310.
- Buerge, I.J., Poiger, T., Muller, M.D. and Buser, H.-R. (2006) Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science and Technology* 40(13), 4096-4102.
- Burkhardt Iii, W., Calci, K.R., Watkins, W.D., Rippey, S.R. and Chirtel, S.J. (2000) Inactivation of indicator microorganisms in estuarine waters. *Water Research* 34(8), 2207-2214.
- Calisto, V. and Esteves, V.I. (2012) Adsorption of the antiepileptic carbamazepine onto agricultural soils. *Journal of Environmental Monitoring* 14(6), 1597-1603.
- CCME (2009) Canada-wide Strategy for the Management of Municipal Wastewater Effluent. Canadian Council of Ministers of the Environment. July 14, 2009
- http://www.ccme.ca/assets/pdf/cda_wide_strategy_mwwe_final_e.pdf

Chambers, P.A., Allard, M., Walker, S.L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K.S., Adare, K., Jefferson, C., Kent, R.A. and Wong, M.P. (1997) Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. *Water Quality Research Journal of Canada* 32(4), 659-713.

Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons Iii, O.D., Likirdopulos, C.A., Krometis, L.-A.H. and Sobsey, M.D. (2005) Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Research* 39(9), 1773-1782.

Chauret, C., Springthorpe, S. and Sattar, S. (1999) Fate of *Cryptosporidium* Oocysts, *Giardia* cysts, and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Canadian Journal of Microbiology* 45(3), 257-262.

Chebbo, G. and Bachoc, A. (1992) Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges, pp. 171-179.

Chebbo, G., Gromaire, M.C., Ahyerre, M. and Garnaud, S. (2001) Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris. *Urban Water* 3(1-2), 3-15.

Cizek, A.R., Characklis, G.W., Krometis, L.-A., Hayes, J.A., Simmons Iii, O.D., Di Lonardo, S., Alderisio, K.A. and Sobsey, M.D. (2008) Comparing the partitioning behavior of *Giardia* and *Cryptosporidium* with that of indicator organisms in stormwater runoff. *Water Research* 42(17), 4421-4438.

Clara, M., Strenn, B. and Kreuzinger, N. (2004) Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research* 38(4), 947-954.

Cox, P., Griffith, M., Angles, M., Deere, D. and Ferguson, C. (2005) Concentrations of pathogens and indicators in animal feces in the Sydney watershed. *Applied and Environmental Microbiology* 71(10), 5929-5934.

Craun, M.F., Craun, G.F., Calderon, R.L. and Beach, M.J. (2006) Waterborne outbreaks reported in the United States. *Journal of water and health* 4 Suppl 2, 19-30.

Crook, J. (1998) Chapter 7 Water Reclamation and Reuse Criteria. *Water Reclamation and Reuse*. Technomic Publishing Co., Ltd. Lancaster, PA.

Cunningham, V.L., Perino, C., D'Aco, V.J., Hartmann, A. and Bechter, R. (2010) Human health risk assessment of carbamazepine in surface waters of North America and Europe. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 56(3), 343-351.

Daneshvar, A., Aboulfadl, K., Viglino, L., Broseus, R., Sauve, S., Madoux-Humery, A.-S., Weyhenmeyer, G.A. and Prevost, M. (2012) Evaluating pharmaceuticals and caffeine as indicators of fecal contamination in drinking water sources of the Greater Montreal region. *Chemosphere* 88(1), 131-139.

Daneshvar, A., Svanfelt, J., Kronberg, L., Prevost, M. and Weyhenmeyer, G.A. (2010) Seasonal variations in the occurrence and fate of basic and neutral pharmaceuticals in a Swedish river-lake system. *Chemosphere* 80(3), 301-309.

Daughton, C.G. and Ternes, T.A. (1999) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives* 107(SUPPL. 6), 907-938.

Davies, C.M. and 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., J.A.H. Long, M. Donald and Ashbolt, N.J. (1995) Survival of Fecal Microorganisms in Marine and Freshwater Sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 61(5), 1888-1896.

Deletic, A. (1998) The first flush load of urban surface runoff. *Water Research* 32(8), 2462-2470.

Donovan, E., Unice, K., Roberts, J.D., Harris, M. and Finley, B. (2008) Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the water of the Lower Passaic River. *Applied and Environmental Microbiology* 74(4), 994-1003.

Dorner, S.M. (2000) Survival of pathogens in aquatic systems, p. 36, University of Waterloo.

Dorner, S.M., Anderson, W.B., Slawson, R.M., Kouwen, N. and Huck, P.M. (2006) Hydrologic modeling of pathogen fate and transport. *Environmental Science and Technology* 40(15), 4746-4753.

Droppo, I.G. (2001) Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes* 15(9), 1551-1564.

Droppo, I.G. (2003) A new definition of suspended sediment: Implications for the measurement and prediction of sediment transport. *IAHS-AISH Publication* (283), 3-12.

Droppo, I.G. (2004) Structural controls on floc strength and transport. *Canadian Journal of Civil Engineering* 31(4), 569-578.

Droppo, I.G., Irvine, K.N. and Jaskot, C. (2002) Flocculation/aggregation of cohesive sediments in the urban continuum: Implications for stormwater management. *Environmental Technology* 23(1), 27-41.

Droppo, I.G. and Leppard, G.G. (2004) Sediment-contaminant interactions and transport: A new perspective. *IAHS-AISH Publication* (288), 429-436.

Droppo, I.G. and Ongley, E.D. (1994) Flocculation of suspended sediment in rivers of Southeastern Canada. *Water Research* 28(8), 1799-1809.

- Elliott, A.H. and Trowsdale, S.A. (2007) A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling and Software* 22(3), 394-405.
- Ellis, J.B. and Yu, W. (1995) Bacteriology of urban runoff: the combined sewer as a bacterial reactor. *Water Science and Technology* 31(7), 303-303.
- Feachem, R.G., D.J., B., H., G. and D.D., M. (1983) *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Published for World Bank by John Wiley & Sons, Newyork ISBN: 0 47190094X.
- Fiener, P. and Auerswald, K. (2003) Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality* 32(3), 927-936.
- Focazio, M.J., Kolpin, D.W., Barnes, K.K., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Zaugg, S.D., Barber, L.B. and Thurman, M.E. (2008) A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States - II) Untreated drinking water sources. *Science of the Total Environment* 402(2-3), 201-216.
- Focazio, M.J., Kolpin, D.W. and Furlong, E.T. (2004) Occurrence of human pharmaceuticals in water resources of the United States; a review. Kuemmerer, K. (ed), pp. 91-105, Springer-Verlag, Berlin, Federal Republic of Germany.
- Foppen, J.W.A. and 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(3), 401-426.
- Fox, K.R. and Lytle, D.A. (1996) Milwaukee's crypto outbreak: investigation and recommendations. *Journal / American Water Works Association* 88(9), 87-94.
- Fries, J.S., Characklis, G.W. and Noble, R.T. (2006) Attachment of fecal indicator bacteria to particles in the Neuse River Estuary, N.C. *Journal of Environmental Engineering* 132(10), 1338-1345.
- Gaffield, S.J., Goo, R.L., Richards, L.A. and Jackson, R.J. (2003) Public health effects of inadequately managed stormwater runoff. *American Journal of Public Health* 93(9), 1527-1533.
- Garcia-Armisen, T., Prats, J. and Servais, P. (2007) Comparison of culturable fecal coliforms and *Escherichia coli* enumeration in freshwaters. *Canadian Journal of Microbiology* 53(6), 798-801.
- Gasperi, J., Gromaire, M.C., Kafi, M., Moilleron, R. and 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.
- Gautam, B., Kasi, M. and Lin, W. (2006) Determination of Fecal Coliform Loading and its Impact on River Water Quality for TMDL Development. *Proceedings of the Water Environment Federation* 2006(9), 3851-3874.

Gerba, C.P. (1984) Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces. *Advances in applied microbiology* 30, 133-168.

Gibson, C.J., III, Stadterman, K.L., States, S. and Sykora, J. (1998) Combined sewer overflows: A source of *Cryptosporidium* and *Giardia*? *Water Science and Technology* 38(12), 67-72.

Gironás, J., Roesner, L.A. and Davis, J. (2009) Storm Water Management Model Applications Manual. EPA/600/R-09/077. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. 45268.

Gironás, J., Roesner, L.A., Rossman, L.A. and Davis, J. (2010) A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software* 25(6), 813-814.

Graczyk, T.K., Fayer, R., Trout, J.M., Lewis, E.J., Farley, C.A., Sulaiman, I. and Lal, A.A. (1998) *Giardia* sp. cysts and infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in the feces of migratory Canada geese (*Branta canadensis*). *Applied and Environmental Microbiology* 64(7), 2736-2738.

Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A. and Chebbo, G. (1999) Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology* 39(2), 1-8.

Gromaire, M.C., Garnaud, S., Saad, M. and Chebbo, G. (2001) Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research* 35(2), 521-533.

Ham, Y.-S., Kobori, H. and Takasago, M. (2009) Effects of combined sewer overflow and stormwater on indicator bacteria concentrations in the tama river due to the high population density of Tokyo metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment* 152(1-4), 459-468.

Haramoto, E., Katayama, H., Oguma, K., Koibuchi, Y., Furumai, H. and Ohgaki, S. (2006a) Effects of rainfall on the occurrence of human adenoviruses, total coliforms, and *Escherichia coli* in seawater. *Water Science and Technology* 54(3), 225-230.

Haramoto, E., Katayama, H., Oguma, K. and Ohgaki, S. (2005) Application of cation-coated filter method to detection of noroviruses, enteroviruses, adenoviruses, and torque teno viruses in the Tamagawa River in Japan. *Applied and Environmental Microbiology* 71(5), 2403-2411.

Haramoto, E., Katayama, H., Oguma, K., Yamashita, H., Tajima, A., Nakajima, H. and Ohgaki, S. (2006b) Seasonal profiles of human noroviruses and indicator bacteria in a wastewater treatment plant in Tokyo, Japan. *Water Science & Technology* 54(11-12), 301-308.

Heberer, T. (2002a) Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: A review of recent research data. *Toxicology Letters* 131(1-2), 5-17.

Heberer, T. (2002b) Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hydrology* 266(3-4), 175-189.

- Heberer, T. and Feldmann, D. (2005) Contribution of effluents from hospitals and private households to the total loads of diclofenac and carbamazepine in municipal sewage effluents— modeling versus measurements. *Journal of Hazardous Materials* 122(3), 211-218.
- Heier, T. and Starrett, S.K. (2005) SWMM and SMADA model predictions vs. field data, p. 152, American Society of Civil Engineers, Anchorage, AK, United states.
- Heitman, T.L., Frederick, L.M., Viste, J.R., Guselle, N.J., Morgan, U.M., Thompson, R.C.A. and Olson, M.E. (2002) Prevalence of *Giardia* and *Cryptosporidium* and characterization of *Cryptosporidium* spp. isolated from wildlife, human, and agricultural sources in the North Saskatchewan River Basin in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Microbiology* 48(6), 530-541.
- Hejkal, T.W., Wellings, F.M., Lewis, A.L. and LaRock, P.A. (1981) Distribution of viruses associated with particles in waste water. *Applied and Environmental Microbiology* 41(3), 628-634.
- Hellweger, F.L. (2007) Ensemble modelling of *E. coli* in the Charles River, Boston, Massachusetts, USA. *Water Science and Technology* 56(6), 39-46.
- Hellweger, F.L. and 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. and Hirsch, R.M. (2002) Statistical methods in water resources; US Geological Survey, Techniques of Water Resources Investigations, Book 4, Chapter A3. 510 pp.
- Hofstra, N. (2011) Quantifying the impact of climate change on enteric waterborne pathogen concentrations in surface water. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3(6), 471-479.
- Huber, W.C. (1985) Deterministic modeling of urban runoff quality, urban runoff pollution, H. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes, eds. NATO ASI Series, Series G: Ecological Science 10, Springer-Verla, New York, 166-242.
- Huber, W.C. (1986) Modeling urban runoff quality: state-of-art, Urban Runoff Quality-Impact and Quality Enhancement Technology, B. Urbonas and L.A. Roesner, eds. Proceedings of an Engineering Foundation Conference, American, Society of Civil Engineer New York, June, 34-48.
- Hurst, C.J., Knudsen, G.R., McInerney, M.J. and Stetzenbach, L.D. (1997) Manual of Environmental Microbiology. American Society for Microbiology, Washington, DC 20005.
- Im, S., Brannan, K.M., Mostaghimi, S. and Cho, J. (2004) Simulating Fecal Coliform Bacteria Loading from an Urbanizing Watershed. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 39(3), 663-679.

James, W., W.C. Huber, L.E. Rossman, R.E. Dickinson, R.E. Pitt, W.R.C. James, L.A. Roesner and Aldrich, J.A. (2005) User's Guide to SWMM – 10th Edition. Computational Hydraulics International, Guelph, ON, Canada.

Jewell, T.K., Nunno, T.J. and Adrian, D.D. (1978) Methodology for calibrating stormwater models. 104(3), 485-501.

Kafi-Benyahia, M., Gromaire, M.G. and Chebbo, G. (2005) Spatial variability of characteristics and origins of urban wet weather pollution in combined sewers. *Water Science and Technology* 52(3), 53-62.

Kafi, M., Gasperi, J., Moilleron, R., Gromaire, M.C. and Chebbo, G. (2008) Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris. *Water Research* 42(3), 539-549.

Karanis, P., Kourenti, C. and Smith, H. (2007) Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *Journal of water and health* 5(1), 1-38.

Khunjar, W.O. and Love, N.G. (2011) Sorption of carbamazepine, 17 α -ethinylestradiol, iopromide and trimethoprim to biomass involves interactions with exocellular polymeric substances. *Chemosphere* 82(6), 917-922.

Kim, G. and Hur, J. (2010) Mortality rates of pathogen indicator microorganisms discharged from point and non-point sources in an urban area. *Journal of Environmental Sciences* 22(6), 929-933.

Kim, W.J., Managaki, S., Furumai, H. and Nakajima, F. (2010) Washoff behavior of in-sewer deposit in combined sewer system through artificial flushing experiment. *Water Science and Technology* 61(11), 2835-2842.

Kinney, C.A., Furlong, E.T., Kolpin, D.W., Burkhardt, M.R., Zaugg, S.D., Werner, S.L., Bossio, J.P. and Benotti, M.J. (2008) Bioaccumulation of pharmaceuticals and other anthropogenic waste indicators in earthworms from agricultural soil amended with biosolid or swine manure. *Environmental Science and Technology* 42(6), 1863-1870.

Kinzelman, J., McLellan, S.L., Daniels, A.D., Cashin, S., Singh, A., Gradus, S. and Bagley, R. (2004) Non-point source pollution: determination of replication versus persistence of *Escherichia coli* in surface water and sediments with correlation of levels to readily measurable environmental parameters. *Journal of water and health* 2(2), 103-114.

Krometis, L.-A.H., Characklis, G.W., Simmons Iii, O.D., Dilts, M.J., Likirdopulos, C.A. and Sobsey, M.D. (2007) Intra-storm variability in microbial partitioning and microbial loading rates. *Water Research* 41(2), 506-516.

Lapen, D.R., Topp, E., Metcalfe, C.D., Li, H., Edwards, M., Gottschall, N., Bolton, P., Curnoe, W., Payne, M. and Beck, A. (2008) Pharmaceutical and personal care products in tile drainage following land application of municipal biosolids. *Science of the Total Environment* 399(1-3), 50-65.

Lee, J.H. and Bang, K.W. (2000) Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* 34(6), 1773-1780.

Li, D.H. and Ganczarczyk, J.J. (1987) Stroboscopic determination of settling velocity, size and porosity of activated sludge flocs. 21(3), 257-262.

Lipson, S.M. and Stotzky, G. (1983) Adsorption of reovirus to clay minerals effects of cation exchange capacity, cation saturation, and surface area. *Applied and Environmental Microbiology* 46(3), 673-682.

Löffler, D., Römbke, J., Meller, M. and Ternes, T.A. (2005) Environmental Fate of Pharmaceuticals in Water/Sediment Systems. *Environmental Science & Technology* 39(14), 5209-5218.

Long, J.L.A., House, W.A., Parker, A. and Rae, J.E. (1998) Micro-organic compounds associated with sediments in the Humber rivers. *The Science of the total environment* 210-211, 229-253.

Mackenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. and Davis, J.P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* 331(3), 161-167.

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servaise, P. and Prévost, M. (2012) Temporal variability of Combined Sewer Overflow contaminants: evaluation of Wastewater Micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research* Submitted.

Madoux-Humery A.S., Mongelard D., Galarneau M., Dorner S. and M., P. (2009) Urban source protection: identification of contamination sources with a geographical information system (GIS). American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Seattle, Washington, USA.

Manning, M.J., Sullivan, R.H. and Kipp, T.M. (1976) Nationwide Evaluation of Combined Sewer Overflows and Urban Stormwater Discharges. Vol. III: Characterization of Discharges. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. October. EPA-600/2-77-064c (NTIS PB-272107).

Marino, R.P. and Gannon, J.J. (1991) Survival of fecal coliforms and fecal streptococci in storm drain sediment. *Water Research* 25(9), 1089-1098.

Marsalek, J., Diamond, M., Kok, S. and Watt, W.E. (2001) Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada, pp. 51-58, Institut national de recherche sur les eaux. Ont., .

Marsalek, J. and Rochfort, Q. (2004) Urban wet weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreation water and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 67(20), 1777.

- Matamoros, V., Duhec, A., Albaigés, J. and Bayona, J. (2009) Photodegradation of Carbamazepine, Ibuprofen, Ketoprofen and 17 α -Ethinylestradiol in Fresh and Seawater. *Water, Air, & Soil Pollution* 196(1), 161-168.
- McCarthy, D.T. (2009) A traditional first flush assessment of *E. coli* in urban stormwater runoff,, pp. 2749-2757, IWA Publishing, 12 Caxton Street, London, SW1H 0QS, United Kingdom.
- McCarthy, D.T., Deletic, A., Mitchell, V.G., Fletcher, T.D. and Diaper, C. (2008) Uncertainties in stormwater *E. coli* levels. *Water Research* 42(6-7), 1812-1824.
- McCorquodale, J.A., Georgiou, I., Carnelos, S. and Englande, A.J. (2004) Modeling coliforms in storm water plumes. *Journal of Environmental Engineering and Science* 3(5), 419-431.
- McKinney, R.E. (1962) *Microbiology for Sanitary Engineering*. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York, New York.
- McLellan, S.L., Hollis, E.J., Depas, M.M., Van Dyke, M., Harris, J. and Scopel, C.O. (2007) Distribution and fate of *Escherichia coli* in Lake Michigan following contamination with urban stormwater and combined sewer overflows. *Journal of Great Lakes Research* 33(3), 566-580.
- Metcalf and Eddy (2003) Chapter 2: constitution in waste water, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. ISBN 0-07-112250-8.
- Miao, X.-S. and Metcalfe, C.D. (2003) Determination of carbamazepine and its metabolites in aqueous samples using liquid chromatography - Electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry* 75(15), 3731-3738.
- Mongelard, D. (2007) Méthode d'analyse et de gestion du risque pour les ressources d'eau potable. École polytechnique de Montréal. Département des génies civil, géologique et des mines. Mémoire M.Sc.A, p.115
- Muirhead, R.W., Collins, R.P. and Bremer, P.J. (2006) Interaction of *Escherichia coli* and soil particles in runoff. *Applied and Environmental Microbiology* 72(5), 3406-3411.
- Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3), 282-290.
- Navon, R., Hernandez-Ruiz, S., Chorover, J. and Chefetz, B. (2011) Interactions of Carbamazepine in Soil: Effects of Dissolved Organic Matter All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *J. Environ. Qual.* 40(3), 942-948.
- Nordgren, J., Matussek, A., Mattsson, A., Svensson, L. and Lindgren, P.-E. (2009) Prevalence of norovirus and factors influencing virus concentrations during one year in a full-scale wastewater treatment plant. *Water Research* 43(4), 1117-1125.

- Obropta, C.C. and Kardos, J.S. (2007) Review of urban stormwater quality models: Deterministic, stochastic, and hybrid approaches. *Journal of the American Water Resources Association* 43(6), 1508-1523.
- Ottoson, J., Hansen, A., Bjorlenius, B., Norder, H. and Stenstrom, T.A. (2006) Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research* 40(Compendex), 1449-1457.
- Pachepsky, Y.A., Sadeghi, A.M., Bradford, S.A., Shelton, D.R., Guber, A.K. and Dao, T. (2006) Transport and fate of manure-borne pathogens: Modeling perspective. *Agricultural Water Management* 86(1-2), 81-92.
- Passerat, J., Ouattara, N.K., Mouchel, J.-M., Vincent, R. and 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.
- Payment, P., Morin, E. and Trudel, M. (1988) Coliphages and enteric viruses in the particulate phase of river water. *Canadian Journal of Microbiology* 34(7), 907-910.
- Payment, P., Plante, R. and Cejka, P. (2001) Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, *Giardia* cysts, and *Cryptosporidium* Oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Canadian Journal of Microbiology* 47(3), 188-193.
- Phillips, J.M. and Walling, D.E. (1995) An assessment of the effects of sample collection, storage and resuspension on the representativeness of measurements of the effective particle-size distribution of fluvial suspended sediment. *Water Research* 29(11), 2498-2508.
- Piro, P., Carbone, M. and Sansalone, J. (2012) Delivery and frequency distributions of combined wastewater collection system wet and dry weather loads. *Water Environment Research* 84(1), 65-75.
- Puri, D., Karthikeyan, R. and Babbar-Sebens, M. (2009) Predicting the fate and transport of E. COLI in two Texas river basins using a spatially referenced regression model. *Journal of the American Water Resources Association* 45(4), 928-944.
- Pusch, D., Oh, D.Y., Wolf, S., Dumke, R., Schroter-Bobsin, U., Hohne, M., Roske, I. and Schreier, E. (2005) Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters. *Archives of virology* 150(5), 929-947.
- Register, F. (1994) Combined sewer overflow (CSO) control policy, Notice. *Federal Register* 59, 18688-18698.
- Rossmann, L.A. (2008) Storm water management user's manual. EPA/600/R-05/040. Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH 45268.
- Saget, A., Chebbo, G. and Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996) The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology* 33(9), 101-108.

Sauvé, S., Aboufadi, K., Dorner, S., Payment, P., Deschamps, G. and Prévost, M. (2012) Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. *Chemosphere* 86(2), 118-123.

Savichtcheva, O. and Okabe, S. (2006) Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Research* 40(13), 2463-2476.

Scheytt, T., Mersmann, P., Lindstädt, R. and Heberer, T. (2005) Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments. *Chemosphere* 60(2), 245-253.

Scheytt, T.J., Mersmann, P. and Heberer, T. (2006) Mobility of pharmaceuticals carbamazepine, diclofenac, ibuprofen, and propyphenazone in miscible-displacement experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 83(1-2), 53-69.

Schillinger, J.E. and Gannon, J.J. (1985) Bacterial adsorption and suspended particles in urban stormwater. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 57(5), 384-389.

Searcy, K.E., Packman, A.I., Atwill, E.R. and Harter, T. (2005) Association of *Cryptosporidium parvum* with suspended particles: impact on oocyst sedimentation. *Applied and Environmental Microbiology* 71(2), 1072-1078.

Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. and Billen, G. (2007) Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment* 375(1-3), 152-167.

Seurinck, S., Defoirdt, T., Verstraete, W. and Siciliano, S.D. (2005) Detection and quantification of the human-specific HF183 *Bacteroides* 16S rRNA genetic marker with real-time PCR for assessment of human faecal pollution in freshwater. *Environmental microbiology* 7(2), 249-259.

States, S., Stadterman, K., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, D., Conley, L. and Sykora, J. (1997) Protozoa in river water: sources, occurrence, and treatment. *Journal / American Water Works Association* 89(9), [d]74-83.

Stenstrom, T.A. (1989) Bacterial hydrophobicity, an overall parameter for the measurement of adhesion potential to soil particles. *Applied and Environmental Microbiology* 55(1), 142-147.

Temprano, J., Arango, O., Cagiao, J., Suarez, J. and Tejero, I. (2006) Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. *Water SA* 32(1), 55-63.

Ternes, T.A., Herrmann, N., Bonerz, M., Knacker, T., Siegrist, H. and Joss, A. (2004) A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. *Water Research* 38(19), 4075-4084.

Topp, E., Monteiro, S.C., Beck, A., Coelho, B.B., Boxall, A.B.A., Duenk, P.W., Kleywegt, S., Lapen, D.R., Payne, M., Sabourin, L., Li, H. and Metcalfe, C.D. (2008) Runoff of

pharmaceuticals and personal care products following application of biosolids to an agricultural field. *Science of the Total Environment* 396(1), 52-59.

Tsihrintzis, V.A. and Hamid, R. (1997) Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. *Water Resources Management* 11(2), 137-164.

Tsihrintzis, V.A. and Hamid, R. (1998) Runoff quality prediction from small urban catchments using SWMM. *Hydrological Processes* 12(2), [d]311-329.

USEPA (1999) Combined Sewer Overflows Guidance For Monitoring And Modeling. U.S. Environmental protection Agency, Washington, DC. EPA 832-B-99-002.

USEPA (2001) Report to Congress: Implementation and enforcement of the combined sewer overflow control policy. U.S. Environmental protection Agency, Washington, DC. EPA 833-R-01-003.

USEPA (2002) Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria. Office of Water, Washington, DC Report EPA-823-B-003.

USEPA (2003) Managing Urban Watershed Pathogen Contamination. National Risk Management Research Laboratory EPA/600/R-03/111, Cincinnati, Ohio 45268.

USEPA (2004) Report to congress: Impacts and Control of CSOs and SSOs. U.S. Environmental protection Agency, Washington, DC. EPA 833-R-04-001.

USEPA (2007a) Computer Tools for Sanitary Sewer System Capacity Analysis and Planning. U.S. Environmental protection Agency EPA/600/R-07/111, Office of Research and Development Washington, DC 20460.

USEPA (2007b) Report of the experts scientific workshop on critical research needs for the development of new or revised recreational water quality criteria. U.S. Environmental protection Agency EPA 823-R-07-006.

USEPA (2008) Combined Sewer Overflows Demographics. U.S. Environmental protection Agency, January 5, 2010.

Vanoni, V.A. (1975) Sedimentation Engineering, ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 54. New York, NY.

Vieno, N.M., Tuhkanen, T. and Kronberg, L. (2005) Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from a sewage treatment plant and in the recipient water. *Environmental Science and Technology* 39(21), 8220-8226.

Viglino, L., Aboulfadl, K., Mahvelat, A.D., Prevost, M. and Sauve, S. (2008) On-line solid phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry to quantify pharmaceuticals, pesticides and some metabolites in wastewaters, drinking, and surface waters. *Journal of Environmental Monitoring* 10(4), 482-489.

- Vinje, J., Altena, S.A. and Koopmans, M.P.G. (1997) The incidence and genetic variability of small round-structured viruses in outbreaks of gastroenteritis in the Netherlands. *Journal of Infectious Diseases* 176(5), 1374-1378.
- Warren, N., Allan, I.J., Carter, J.E., House, W.A. and Parker, A. (2003) Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments—a review. *Applied Geochemistry* 18(2), 159-194.
- Warrington, P. (2001) Aquatic Pathogens, Introduction. Department of Environmental Quality, Victoria, British Columbia, Canada.
- Warwick, J.J. and Tadepalli, P. (1991) Efficacy of SWMM application. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 117(3), 352-366.
- Wu, C., Witter, J.D., Spongberg, A.L. and Czajkowski, K.P. (2009a) Occurrence of selected pharmaceuticals in an agricultural landscape, western Lake Erie basin. *Water Research* 43(14), 3407-3416.
- Wu, J., Rees, P., Storrer, S., Alderisio, K. and Dorner, S. (2009b) Fate and transport modeling of potential pathogens: The contribution from sediments. *Journal of the American Water Resources Association* 45(1), 35-44.
- Yamamoto, H., Nakamura, Y., Moriguchi, S., Nakamura, Y., Honda, Y., Tamura, I., Hirata, Y., Hayashi, A. and Sekizawa, J. (2009) Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: Laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. *Water Research* 43(2), 351-362.
- Ying, G.-G., Kookana, R.S. and Kolpin, D.W. (2009) Occurrence and removal of pharmaceutically active compounds in sewage treatment plants with different technologies. *Journal of Environmental Monitoring* 11(8), 1498-1505.
- Young, K.D. and Thackston, E.L. (1999) Housing density and bacterial loading in urban streams. *Journal of Environmental Engineering* 125(12), 1177-1180.
- Yu, L., Fink, G., Wintgens, T., Melin, T. and Ternes, T.A. (2009) Sorption behavior of potential organic wastewater indicators with soils. *Water Research* 43(4), 951-960.
- Zahid, W.M. and Ganczarczyk, J.J. (1990) Suspended solids in biological filter effluents. *Water Research* 24(2), 215-220.
- Zoppou, C. (2001) Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software* 16(3), 195-231.

ANNEXE

ANNEXE 1 – Concentrations de microorganismes pathogènes et indicateurs dans les eaux de ruissellement, les eaux de débordements, et les eaux usées

Tableau A.1: Concentration de *Cryptosporidium* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
States et al. (1997)	Surverse	5	80	2.22E+03		Trois surverses des égouts unitaires, Rivière Allegheny, États-Unis.
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	83	8.12E+01	2.27E+01	Aval de ruisseau urbain pendant le temps sec (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	100	8.99E+02	6.71E+02	Aval de ruisseau urbain pendant le temps humide (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Ottoson et al. (2006)	Affluent	19	26	5.00E+02		L'usine de traitement des eaux usées, Stockholm, Suède (Tertiaire: Sédiment, Membrane, Filtration)

Tableau A.1: Concentration de *Cryptosporidium* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Rose et al. (2001)	Affluent	12	100	1.50E+03		The Upper Occoquan Sewage Authority (UOSA), Végina (Tertiaire:Multimedia, filtrationchloration, déchloration)
	Effluent	12	8	3.70E-02		
Gennaccaro et al. (2003)	Affluent	18	78	6.91E+03	7.73 ^E +03	Usines de traitement des eaux, aux États-Unis (Groupe d'échantillonnage de l'affluent et l'effluent d'eaux usées. Méthode de désinfection par UV et de chlore)
	Infectieux		33	9.93E+02	1.28 ^E +03	
	Effluent	15	67	2.80E+01	5.20 ^E +01	
	Infectieux		40	7.00E+00	9.00 ^E +00	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	8.63E+03	1.49 ^E +04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Infectieux	5	20	4.83E+02	5.07 ^E +02	
	Effluent	5	100	1.27E+01	8.35 ^E +00	
	Infectieux			2.54E+00	1.36 ^E +00	

Tableau A.1: Concentration de *Cryptosporidium* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	6	83	9.33E+03	1.31 ^E +04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Infectieux	5	20	1.95E+03		
	Effluent	6	83	4.58E+00	3.67 ^E +00	
	Infectieux	4	25	1.04E+01	1.01 ^E +01	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	80	3.67E+03	4.65 ^E +03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, Mono-médium filtration, Chloration)
	Infectieux	5	0	1.37E+03	1.17 ^E +03	
	Effluent	4	75	1.14E+02	3.35 ^E +00	
	Infectieux	2	0	2.20E+00	0.00 ^E +00	

Tableau A.1: Concentration de *Cryptosporidium* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	6	50	7.52E+03	9.75E+03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (tertiaire : Dual media filtration, chloration)
	Infectieux	6	33	4.88E+02	1.24E+02	
	Effluent	6	83	4.92E+01	6.08E+01	
	Infectieux	6	33	6.64E+00		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	80	5.84E+03	5.73E+03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (tertiaire : Nitrification filtration à courant ascendant, lampe UV 256)
	Infectieux	4	50	8.57E+02	3.05E+02	
	Effluent	5	20	6.50E+00	5.03E+00	
	Infectieux	4	0	1.74E+00	4.41E-01	

Tableau A.1: Concentration de *Cryptosporidium* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	6	67	1.49E+03	2.02E+03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (tertiaire : nutrition biologique, Dual media filtration, Chloration)
	Infectieux	4	25	4.37E+02	3.67E+02	
	Effluent	6	67	6.50E+00	8.80E+00	
	Infectieux	4	50	8.33E+00	1.06E+01	
Briancesco et al. (2005)	Affluent	6	100	3.00E+03	5.00E+03	Deux usines de traitement municipal des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent	6	100	3.00E+03	2.00E+03	
Briancesco et al. (2005)	Affluent	4	100	4.00E+02	3.00E+02	Deux usines de traitement municipales des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent		-	-	-	

Cryptosporidium: oocysts/100L; ±SD: Standard deviation (écart-type)

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
States et al. (1997)	Surverse	5	100	5.03E+04		Trois surverses des égouts unitaires, Rivière Alleghny, États-Unis.
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	100	1.54E+03	2.58E+03	Aval de ruisseau urbain pendant le temps sec (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	100	4.58E+03	3.69E+03	Aval de ruisseau urbain pendant le temps humide (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Gibson, et al. (1998)	Surverse	11	100	6.08E+04	7.82E+04	Surverse des égouts unitaires, Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Arnone, et al. (2005)	Surverse	11	81	1.36E+05		Six stations de trop-plein d'égouts unitaires, États-Unis
Arnone, et al. (2005)	Ruissellement	20	60	3.90E+01		Quatre événements pluviaux dans les différentes zones, États-Unis. (zone haute densité résidentielle)

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Arnone, et al. (2005)	Ruissellement	20	60	3.77E+02		Quatre événements pluviaux dans les différentes zones, États-Unis (zone boisée).
Chauret et al. (1999)	Affluent	4	100	8.25E+03		L'eau brute usée de station de traitement des eaux usées (Secondaire: Sédimentation, chloration). Région municipale d'Ottawa-Carleton, Canada.
	Effluent	4	100	3.29E+02		
Payment et al. (2001)	Affluent	79	100	1.55E+05		Station épuration de la communauté urbaine de Montréal, Canada (Primaire: sédimentation sans désinfection)
	Effluent	79	100	3.49E+04		
Rose et al. (2001)	Affluent	12	100	4.90E+04		The Upper Occoquan Sewage Authority (UOSA), Virginia (Tertiaire: Multi-media, filtration, chloration, dé-chloration)
	Effluent	12	17	1.10E+00		
Robertson et al. (2000)	Affluent	7	100	1.64E+06	9.41E+05	Six stations de traitements Écosse, Royaume-Uni (Primaire: Sédiment)
	Effluent	7	100	8.39E+05	4.26E+05	

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Robertson et al. (2000)	Affluent	7	100	1.55E+06	4.32E+05	Six stations de traitements Écosse, Royaume-Uni (Secondaire: Sédiment, filtres percolateurs /Trickling filters)
	Effluent	7	100	2.03E+05	1.21E+05	
Robertson et al. (2000)	Affluent	8	100	7.60E+05	4.32E+05	Six stations de traitements Écosse, Royaume-Uni (Secondaire: Sédiment, Boue activée)
	Effluent	-	-	-	-	
Robertson et al. (2000)	Affluent	11	100	2.81E+05	1.46E+05	Six stations de traitements Écosse, Royaume-Uni (Secondaire: Sédiment, Boue activée)
	Effluent	-	-	-	-	
Robertson et al. (2000)	Affluent	9	100	2.63E+06	1.46E+05	Six stations de traitements Écosse, Royaume-Uni (Tertiaire: Sédiment filtres percolateurs /Trickling filte)
	Effluent	9	100	5.00E+03	3.00E+03	
Ottoson et al. (2006)	Affluent	19	100	1.30E+05		L'affluent à l'usine de traitement des eaux usées, Stockholm, Suède (Tertiaire: Sédiment, Membrane, Filtration)

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	3.37E+05	4.84E+05	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent	5	100	3.89E+02	2.90E+02	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	8.60E+04	9.44E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (Quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent	6	100	2.31E+01	2.19E+01	

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	2.02E+05	2.29E+05	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, Mono-médium filtration, Chloration)
	Effluent	4	75	2.77E+01	3.65E+01	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	6.53E+04	7.49E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Dual media filtration, chloration)
	Effluent	6	83	2.23E+01	1.47E+01	

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	5.71E+04	5.27E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Nitrification filtration à courant ascendant, lampe UV 256)
	Effluent	5	80	1.97E+01	1.75E+01	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	3.05E+04	5.80E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: nutrition biologique, Dual media filtration, Chloration)
	Effluent	6	50	6.70E+00	5.70E+00	

Tableau A.2: Concentration de *Giardia* dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Briancesco et al. (2005)	Affluent	6	100	7.00E+05	2.00E+05	Deux usines de traitement municipales des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent	6	100	6.00E+03	3.00E+03	
Briancesco et al. (2005)	Affluent	4	100	8.00E+04	6.00E+04	Deux usines de traitement municipales des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent					

Giardia: kystes/100 L; ±SD: Standard deviation (écart-type)

Tableau A.3: Concentration d'*E. coli* dans les eaux usées et traitées des usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Payment et al. (2001)	Affluent	79	100	1.58E+06		Station épuration de la communauté urbaine de Montréal, Canada (Primaire : Sédimentation, sans désinfection)
	Effluent	79	100	1.41E+06		
Briancesco et al. (2005)	Affluent	6	100	9.00E+06	1.11E+03	Deux usines de traitement municipales des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent	6	100	4.00E+00	9.00E+00	
Briancesco et al. (2005)	Affluent	4	100	4.00E+08	2.00E+08	Deux usines de traitement municipales des eaux usées, Rome, Italie (Secondaire: Boue activée, Clarification, Chloration)
	Effluent	-	-	-	-	
Haramoto et al. (2006)	Affluent	12	100	1.67E+10	3.89E+10	Une usine de traitement des eaux usées, Tokyo (Secondaire: Sédimentation, chloration)
	Effluent	12	100	1.29E+04	2.77E+04	

Tableau A.3: Concentration d'*E. coli* dans les eaux usées et traitées des usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Haramoto et al. (2006)	Marine	47	100	6.80E+03**		La marine Odaiba, Tokyo Bay. Ce site est contaminé par l'effluent des usines de traitement, ainsi que les surverses.
Carducci et al. (2008)	Affluent	20	100	8.22E+06*	5.99E+06	Une usine de traitement des eaux urbaines (Secondaire:Sédimentation, chloration)
	Effluent	20	100	1.88E+05	2.34E+05	

E. coli: cfu/100mL; * MPN/100mL; ** moyenne géométrique; ±SD: Standard deviation (écart-type)

Tableau A.4: Concentration de coliformes fécaux dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	100	2.69E+03	5.12E+03	Aval de ruisseau urbain pendant le temps sec (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Gibson, et al. (1998)	Ruissellement	6	100	3.49E+04	4.52E+04	Aval de ruisseau urbain pendant le temps humide (Saw Mill Run), Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Gibson, et al. (1998)	Surverse	11	100	3.82E+04	3.00E+04	Surverse des égouts unitaires, Pittsburgh, Pennsylvanie, États-Unis
Donovan et al. (2008)	Rivière	36	100	6.57E+03*		Six sites d'échantillonnage autour de Newark Bay complex, y compris la rivière Passaic
Chauret et al. (1999)	Affluent	4	100	1.86E+07		L'eau brute usée de station de traitement des eaux usées (Secondaire: Sédimentation, chloration). Région municipale d'Ottawa-Carleton, Canada.
	Effluent	4	100	1.00E+04		

Tableau A.4: Concentration de coliformes fécaux dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Payment et al. (2001)	Affluent	80	100	3.44E+06		Station épuration de la communauté urbaine de Montréal, Canada (Primaire : Sédimentation, sans désinfection)
	Effluent	80	100	2.52E+06		
Rose J.B et al. (2001)	Affluent	12	100	9.00E+05		The Upper Occoquan Sewage Authority (UOSA), Veginia (Tertiaire: Multi-media, filtration, chloration, dé-chloration)
	Effluent	12	0	5.00E-01		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	4.32E+06	1.81E+06	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona)
	Effluent	5	40	2.53E-01	6.52E-02	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	3.56E+06	1.41E+06	(Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent	6	0	2.83E-01	1.07E-01	

Tableau A.4: Concentration de coliformes fécaux dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	5.85E+06	2.05E+06	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona)
	Effluent	4	0	3.00E-01	1.73E-01	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	3.40E+06	9.89E+05	(Tertiaire: boue activée, Mono-médium filtration, Chloration)
	Effluent	6	50	3.50E+02	7.48E+01	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	9.10E+06	1.16E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona)
	Effluent	5	80	1.87E+02	3.73E+02	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	2.64E+06	1.41E+06	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona)
	Effluent	5	0	2.00E-01	0.00E+00	
						(Tertiaire: nutrition biologique, Dual media)

Tableau A.4: Concentration de coliformes fécaux dans les eaux urbaines et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Lasobra et al. (1999)	Affluent	16	100	2.6E+07**	2.1E+07	Une usine de traitement des eaux usées A (Secondaire:Sédimentation, boue activée)
Lasobras et al. (1999)	Affluent	12	100	2.1E+07**	2.1E+07	Une usine de traitement des eaux usées B (Secondaire:Sédimentation, boue activée)
Baggi et al. (2001)	Affluent	23	100	1.58E+07		Les trois usines de traitement des eaux usées, Sud du Suisse (Trois étapes : mécanique, biologique, chimique)
Baggi al. (2001)	Affluent	9	100	5.01E+06		Une usine de traitement des eaux usées, Sud du Suisse (quatre étapes : mécanique, biologique, chimique et filtration)
Howard et al. (2004)	Affluent	21	100	8.20E+06	4.20E+06	Usine de traitement des usées de la municipalité Granada, Espagne (Secondaire: Sédimentation, boue activée)
	Effluent	21	100	1.90E+06	2.30E+06	

Coliformes fécaux: cfu/100mL ; * MPN/100ml ; ** moyenne géométrique; ±SD: Standard deviation (écart-type)

Tableau A.5: Concentration de coliformes totaux dans les rivières et les usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Donovan et al. (2008)	Rivière	36	100	2.58E+04*		Six sites d'échantillonnage autour de Newark Bay complex, y compris la rivière Passaic, New Jersey
Chauret et al. (1999)	Affluent	4	100	3.84E+07		L'eau brute usée de station de traitement des eaux usées (Secondaire: Sédimentation, chloration). Région municipale d'Ottawa-Carleton, Canada.
	Effluent	4	100	3.20E+02		
Rose et al. (2001)	Affluent	12	100	2.40E+07		The Upper Occoquan Sewage Authority (UOSA), Veginia (Tertiaire: Multi-media, filtration, chloration, déchloration)
	Effluent	12	36	5.80E-01		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	3.64E+07	1.09E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent	5	60	3.47E+00	7.04E+05	

Tableau A.5: Concentration de coliformes totaux dans les rivières et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	3.67E+07	1.81E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent	6	50	1.17E+00	9.59E-01	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	4.52E+07	1.13E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, Mono-médium filtration, Chloration)
	Effluent	4	50	2.68E+00	4.00E+00	
Scott et al. (2003)	Affluent	6	100	4.36E+07	1.08E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Dual media filtration, chloration)
	Effluent	6	83	3.35E+02	7.22E+02	

Tableau A.5: Concentration de coliformes totaux dans les rivières et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	3.00E+07	2.27E+07	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Nitrification filtration à courant ascendant, lampe UV 256)
	Effluent	5	80	1.19E+01	9.97E+00	
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	3.41E+07	8.26E+06	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Florida, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: nutrition biologique, Dual media filtration, Chloration)
	Effluent	5	60	1.13E+01	1.19E+01	
Howard et al. (2004)	Affluent	21	100	1.10E+08	2.40E+08	Usine de traitement des usées de la municipalité Granada, Espagne (Secondaire: Sédimentation, boue activée)
	Effluent	21	100	2.00E+07	3.00E+07	

Tableau A.5: Concentration de coliformes totaux dans les rivières et les usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Haramoto et al. (2006)	Affluent	12	100	2.84E+07	1.36E+07	Une usine de traitement des eaux usées, Tokyo (Secondaire: Sédimentation, chloration)
	Effluent	12	100	3.22E+04	2.69E+04	
Haramoto et al. (2006)	marine	47	100	4.40E+02**		La marine Odaiba, Tokyo Bay. Ce site est contaminé par l'effluent des usines de traitement, ainsi que les surverses.

Coliformes totaux: cfu/100mL (Colony formning unit per 100ml) ; * MPN/100ml (Most probable number); ±SD: Standard deviation (écart-type)

Tableau A.6: Concentration de virus entériques dans les eaux brutes et traitées des usines de traitement des eaux usées

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Payment et al, 2001	Affluent	80	100	1.54E+03		Station épuration de la communauté urbaine de Montréal, Canada (Primaire : Sédimentation, sans désinfection)
	Effluent	80	100	1.45E+03		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	8.00E+02	5.64E+02	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent			3.31E+00		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	60	1.43E+04	2.20E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, filtration, chloration)
	Effluent			8.30E-01		

Tableau A.6: Concentration de virus entériques dans les eaux brutes et traitées des usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	1.86E+04	2.37E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: boue activée, Mono-médium filtration, Chloration)
	Effluent			5.85E-01		
Scott et al. (2003)	Affluent	6	67	2.06E+03	1.96E+03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Dual media filtration, chloration)
	Effluent			3.12E-01		

Tableau A.6: Concentration de virus entériques dans les eaux brutes et traitées des usines de traitement des eaux usées (suite)

Auteur	Échantillon	n	% positif	Concentration moyenne	±SD	Description
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	7.94E+02	1.03E+03	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: Nitrification filtration à courant ascendant, lampe UV 256)
	Effluent			5.22E-01		
Scott et al. (2003)	Affluent	5	100	1.52E+04	1.68E+04	Six différentes stations de traitement des eaux usées aux États-Unis (quatre stations sont en Floride, une station est en Californie et une autre station est en Arizona) (Tertiaire: nutrition biologique, Dual media filtration, Chloration)
	Effluent			3.36E-01		

Virus entériques : MPN/100ml (Most probable number per 100ml); ±SD: Standard deviation (écart-type)