TABLE DES MATIÈRES

Page

INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE.....7
1.1 État des connaissances sur les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) 7
1.1.1 Définition des RUTP..... 7
1.1.2 Repères historiques et cadre règlementaire dans l'assainissement urbain.. 8
1.1.3 Sources, transferts et occurrences des polluants des RUTP 11
1.1.3.1 Paramètres globaux 12
1.1.3.2 Micropolluants 13
1.1.4 Modélisation statistique de la qualité des RUTP 22
1.1.5 Modèle hydrologique en milieu urbain et calage..... 23
1.1.6 Caractérisation écotoxicologique des RUTP et évaluation du risque..... 23
1.1.7 Impacts des RUTP sur le milieu récepteur 25
1.2 Article 1: Which rainfall for climate change impact studies in urban areas?. 28
1.2.1 Résumé..... 29
1.2.2 Abstract 30
1.2.3 Introduction..... 30
1.2.4 Concept and terminology 32
1.2.4.1 Downscaling 32
1.2.4.2 Periods of interest 33
1.2.4.3 Climate data 33
1.2.4.4 Extreme rainfall events - IDF curves 34
1.2.5 General downscaling approach 35
1.2.5.1 Dynamical downscaling..... 35
1.2.5.2 Statistical downscaling..... 36
1.2.6 Specific approaches of downscaling for urban watersheds 38
1.2.6.1 Change factor (or Delta change) approach 40
1.2.6.2 Bias correction approach..... 43
1.2.6.3 Empirical approach 45
1.2.6.4 Linear regression approach 47
1.2.7 Uncertainties and variability 49
1.2.8 Conclusions and future considerations 51
1.2.9 Acknowledgments..... 53
1.3 Conclusions et perspectives de l'état des connaissances 53
1.4 Positionnement du sujet de recherche.....54
1.4.1 Problématique de recherche 54
1.4.2 Hypothèses de recherche..... 56
1.4.3 Objectif général et objectifs spécifiques 57

CHAPITRE 2 MATÉRIELS ET MÉTHODES 59
2.1 Cadre expérimental 59
2.1.1 Cadre de l'étude, critères et choix des sites 59
2.1.2 Description des sites étudiés 61
2.1.3 Instrumentation des sites et protocoles d'échantillonnage..... 63
2.1.4 Caractéristiques des événements pluvieux suivis 66
2.1.5 Caractéristiques du milieu récepteur (Fleuve Saint-Laurent) 67
2.1.6 Paramètres de suivi et protocole d'analyse 69
2.1.7 Bioessais pour l'évaluation écotoxicologique des RUTP..... 70
2.2 Modélisation de l'impact du changement climatique 71
2.2.1 Modèles climatiques 71
2.2.2 Périodes d'intérêt visées 72
2.2.3 Scénarios de changements climatiques..... 72
2.2.4 Modèle d'impact et calage 73
2.3 Exploitation des données 73
2.3.1 Concentrations moyennes événementielles 73
2.3.2 Flux évènementiels 74
2.3.3 Analyse de corrélation linéaire 74
2.3.4 Évaluation écotoxicologique des RUTP 75
2.3.5 Évaluation quantitative et qualitative de l'impact des changements climatiques 76

CHAPITRE 3 ARTICLE 2: ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF RAINFALL VARIABLES ON URBAN EFFLUENTS CONCENTRATIONS AND FLUXES IN WET WEATHER 77
3.1 Résumé.....78
3.2 Abstract.....79
3.3 Introduction.....80
3.4 Materials and methods 82
3.4.1 Experimental framework: study sites, sampling procedure, monitored parameters and rainfall events 82
3.4.2 Data Processing..... 89
3.5 Results and discussion 90
3.5.1 Concentrations and fluxes measured at both sites 90
3.5.2 Analysis of correlations between rainfall variables and EMC and EF values 96
3.5.3 Distribution of EMC and EF values of COD, CBOD5, P_{tot} and N-TKN as a function of TSS..... 101
3.5.4 Univariate analysis of correlation between VD and conventional rainfall parameters..... 104
3.6 Conclusion 108
3.7 Acknowledgments.....109

CHAPITRE 4 ARTICLE 3: ASSESSMENT OF THE ECOTOXICOLOGICAL RISK OF SEWER OVERFLOWS FOR AN AQUATIC SYSTEM USING A COUPLED « SUBSTANCES AND BIOESSAIS » APPROCH 111
4.1 Résumé.....112
4.2 Abstract.....112
4.3 Introduction.....113
4.4 Materials and methods.....116
4.4.1 Experimental framework 116
4.4.1.1 Study site..... 116
4.4.1.2 Receiving water body 118
4.4.1.3 Rainfall monitoring and dilution factor 118
4.4.2 Ecotoxicological risk assessment methodology..... 120
4.4.2.1 Sources of substances and physicochemical characterization of CSO discharges 121
4.4.2.2 Assessment of the ecotoxicity of waters discharged at the CSO..... 124
4.4.2.3 Assessment of the overflow discharge hazard, exposure and risk 125
4.5 Results and Discussion 126
4.5.1 Physicochemical characterization of CSOs 126
4.5.2 Assessment of the ecotoxicity of combined sewer overflows . 130
4.5.3 Hazard assessment of combined sewer overflows..... 131
4.5.3.1 Assessing potential hazard using the substance approach..... 131
4.5.3.2 Assessing effluent ecotoxicity hazard using the bioassay approach 132
4.5.4 Risk assessment for overflow wastewaters..... 133
4.5.4.1 Substances approach 133
4.5.4.2 Bioassay approach 134
4.6 Complementary nature of the two ecotoxicological risk assessment approaches 135
4.7 Conclusions and future considerations 137
4.8 Acknowledgments.....138

CHAPITRE 5 ARTICLE 4: QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ASSESSMENT OF THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON A COMBINED SEWER OVERFLOW AND ITS RECEIVING WATER BOBY 139
5.1 Résumé.....140
5.2 Abstract.....140
5.3 Introduction.....141
5.4 Climate change scenario 144
5.4.1 Extreme precipitation events in southern Quebec, Canada 144
5.4.2 Flow in the St. Lawrence River at Montreal..... 145
5.5 Materials and methods.....147
5.5.1 The “Rolland-Therrien” experimental catchment..... 147
5.5.2 Observational data 150

5.5.3 Impact model and calibration 153
5.5.4 Data analysis 155
5.6 Results and discussion 156
5.6.1 Quantitative assessment of the impact of climate change 156
5.6.1.1 Model calibration 156
5.6.1.2 Estimation of VD and Qcso 160
5.6.2 Qualitative assessment of the impact of climate change 162
5.6.2.1 Estimating EFs of pollutants discharged at CSO 162
5.6.2.2 Ecotoxicological risk assessment using the substance approach 164
5.7 Conclusion and future consideration 168
5.8 Acknowledgments 170

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE 171
6.1 Synthèse des principaux résultats 171
6.1.1 Caractérisation physico-chimique 171
6.1.2 Influence des caractéristiques de la pluie sur les indicateurs de la qualité 176
6.1.3 Outils d'évaluation du risque écotoxicologique des effluents sur le milieu récepteur 178
6.1.4 Influence de l'aménagement du territoire urbain sur la génération des flux 180
6.1.5 Impact des changements climatiques et incertitudes 184
6.2 Contribution à l'avancement des connaissances et originalité de la recherche 188
6.2.1 État des connaissances sur l'impact des changements climatiques sur les surverses d'égout unitaire 188
6.2.2 État des connaissances sur les outils de gestion de la pollution des RUTP 188
6.2.3 État des connaissances sur la pollution en micropolluants dans les RUTP 190
6.2.4 Originalité de la recherche 191
6.3 Perspectives de recherche 192
6.3.1 Caractérisation des MES et des dépôts en réseau unitaire 192
6.3.2 Gestion et maitrise à la source de la pollution urbaine 193
6.3.3 Évaluation du risque écotoxicologique de l'effluent urbain non traité 194
6.3.4 Efficacité épuratoire des technologies de traitement vis-à-vis des micropolluants 194
6.3.5 Efficacité des stratégies d'aménagement du territoire urbain futur 196
6.4 Limites de la recherche 196

CONCLUSION GÉNÉRALE 199

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 205

LISTE DES PUBLICATIONS 231

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau 1.1 Concentrations moyennes événementielles des paramètres globaux (en mg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 13

Tableau 1.2 Concentrations moyennes événementielles des métaux(en µg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 14

Tableau 1.3 Concentrations moyennes événementielles des HAPs (en µg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 16

Tableau 1.4 Concentrations moyennes événementielles (en µg/L) des BPC dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 18

Tableau 1.5 Concentrations moyennes événementielles (en µg/L) des pesticides dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 20

Tableau 1.6 Concentrations moyennes événementielles (µg/L) des COVs dans les RUTP (min-max, (moyenne)) 21

Tableau 1.7 Commonly used downscaling methods 39

Tableau 2.1 Liste des paramètres et groupes de substances suivis 70

Tableau 3.1 Main characteristic of the two experimental catchments 84

Tableau 3.2 List of monitored pollutant parameters and corresponding analytical methods 85

Tableau 3.3 Primary characteristics of rain events sampled at the outfall of the two catchment areas 87

Tableau 3.4 Comparison of parameter concentrations and fluxes in wet weather at the two sites 91

Tableau 3.5 Longueuil CSO and Boucherville storm sewer ratios for EMC and EF values 94

Tableau 3.6 Analysis of Pearson correlation between major rainfall variables and EMCs and EFs values at the two sites 96

Tableau 3.7 Proportion of EMC and EF variability explained by rainfall variables 99

Tableau 4.1 Main characteristic of rainfall, discharges and dilution factors between the CSO Longueuil and the receiving river 119

Tableau 4.2 Monitored pollution parameters and chemical groups and corresponding analytical methods.....123

Tableau 4.3 List of micropollutants analyzed.....124

Tableau 4.4 Summary of bioassays conducted.....125

Tableau 4.5 Concentrations of substances at CSO Longueuil.....126

Tableau 4.6 Results of toxicity tests on different organisms for the CSO effluent 130

Tableau 4.7 Hazard indices assessment by "substances" approach.....132

Tableau 4.8 Risk indices calculated by the substance approach.....134

Tableau 4.9 Value of risk indices calculated by bioassays approach 135

Tableau 5.1 Physical characteristics of the "Rolland-Therrien" combined catchment 148

Tableau 5.2 Rainfall data and observed CSO discharge characteristics Adapted from Gooré Bi et al. (2014).....151

Tableau 5.3 Event mean total concentrations of routine parameters Adapted from Gooré Bi *et al.* (2015).....152

Tableau 5.4 Concentrations of pollution parameters monitored From Gooré Bi *et al.* (2014) 153

Tableau 5.5 Summary of model fit parameters.....158

Tableau 5.6 Comparison of current (2013) and future (2050) VD and Qcso.....161

Tableau 5.7 Comparison of EFs (in kg) of routine parameters for the two periods 163

Tableau 5.8 Dilution factors for current (2013) and future (2050) climate.....165

Tableau 5.9 Risk index values calculated using the "substances" approach.....166

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 0.1 Structure de la thèse 4

Figure 1.1 Major families of statistical downscaling methods
Adapted from Vrac (2012, p. 40) 37

Figure 1.2 Uncertainties involved in CC impact studies
Adapted from Boé (2007, p. 44) 50

Figure 2.1 Localisation des sites à l'étude 61

Figure 2.2 Vue aérienne du bassin unitaire Rolland-Therrien de Longueuil
(Résidentiel de type multifamilial) 62

Figure 2.3 Vue aérienne du bassin séparatif pluvial de Boucherville
(Résidentiel de type unifamilial/ pavillonnaire) 63

Figure 2.4 Regard d'accès au point de surverse 64

Figure 2.5 Aval du point de débordement 65

Figure 2.6 Évolution du débit journalier du Fleuve SL
Station Lasalle Montréal période de mai-octobre 2013 68

Figure 2.7 Comparaison des approches substances et bioessais
Adapté de Perrodin et al. (2011, p. 5172) 76

Figure 3.1 Location of experimental catchments 83

Figure 3.2 Positive correlations between TSS and COD, $CBOD_5$, P_{tot}, N-TKN 102

Figure 3.3 Correlation between VD and rainfall variables RD, TR, RI and DAT 105

Figure 4.1 Catchment location 117

Figure 4.2 Ecotoxicological risk assessment methodology
Adapted from Van Coillie (2011, p. 94) 121

Figure 4.3 Conceptual model considered in study
Adapted from the City of Cincinnati, USA 122

Figure 5.1 Location of the "Rolland-Therrien" combined catchment 149

Rapport-Gratuit.com

Figure 5.2 Calibration results for the best fit event of July 17, 2013 157

Figure 5.3 Comparison of observed (2013) and simulated (2050) hydrographs.....160

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BV	Bassin versant
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CERS	Centre d'épuration Rive-Sud
CGCM	Coupled general circulation model
COV	Composés organiques volatils
CWA	Clean Water Act
DAT	Dry antecedent time
DBO_5	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCE	Directive cadre sur l'eau
DCO	Demande chimique en oxygène
EMC	Event mean concentration
EF	Event flux
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IDF	Intensité-Durée-Fréquence
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LD	Limite de détection
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement du Québec
max	Valeur maximale
MCG	Modèle de circulation générale
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

MES	Matières en suspension
min	Valeur minimale
MRC	Modèle régional du climat
MRCC	Modèle régional du climat canadien
n	Nombre d'échantillons
NQE	Norme de qualité environnementale
NTK	Azote Kjeldhal
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PCB	Polychlorobiphényles
P_{tot}	Phosphore total
R^2	Coefficient de détermination
RD	Rainfall duration
RI	Rainfall intensity in five minutes
RUTP	Rejet urbain de temps de pluie
SL	Fleuve Saint-Laurent
SPGEM	Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées
SWMM	Storm Water Management Model
TR	Total rainfall
TSS	Total suspended solids
STEP	Station d’épuration
US-EPA	Agence de protection de l’environnement des États-Unis

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Contexte

De nos jours, les problèmes de refoulement d'égouts unitaires, d'inondation et de pollution du milieu récepteur sont devenus de plus en plus chroniques, et cette tendance devrait s'amplifier en raison notamment de l'urbanisation grandissante dans les villes et des changements climatiques (CC). Des changements notables dans les régimes de précipitations extrêmes ont été mis en évidence dans plusieurs travaux ces dernières années (IPCC, 2013; Mailhot *et al.,* 2007; Mailhot *et al.,* 2012; Khedun et Singh, 2014; Wilby *et al.,* 2007; Whitehead *et al.,* 2009). Les effets conjugués de ces deux facteurs contribuent à la modification du ruissellement en milieu urbain, constituant ainsi un enjeu des plus préoccupants pour les municipalités (Denault *et al*., 2006; Semadeni-Davies *et al*., 2008, etc.). Ceci a pour conséquences d'augmenter la rapidité/transfert des apports vers les cours d'eau récepteurs et de modifier le régime hydrique naturel de ces derniers (Casadio *et al*., 2010; Carrière *et al*., 2007; Delpla *et al*., 2009; Passerat *et al*., 2011, etc.). Parmi les sources de polluants des milieux aquatiques récepteurs, les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) constituent un défi majeur pour les gestionnaires des villes. Ils se définissent comme « toutes les eaux qui, tombant sur un bassin versant urbanisé, rejoignent directement le milieu récepteur sans passer par un système d'épuration: eaux de pluie, eaux de ruissellement, rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux, surverses de réseaux unitaires » (Hémain, 1987).

Bien que régulièrement étudiés depuis plusieurs décennies (Becouze 2010; Birch 2012; Davis *et al*., 2001; Erickson *et al*., 2007; Gasperi, 2006; Gromaire, 1998; Lessard et Lavallée 1985; Sartor et Boyd, 1972; Wang *et al*., 2013; Weibel *et al*., 1964, etc), les RUTP demeurent encore un enjeu préoccupant de la gestion des eaux pluviales urbaines. Ils se caractérisent par une grande variabilité tant spatiale que temporelle, notamment, de par les volumes déversés, leurs compositions ainsi que de par le caractère imprévisible des événements pluvieux qui les entrainent. Cela rend complexe leur suivi au niveau du milieu récepteur sur lequel ils exercent une pression dynamique de par la modification des conditions hydrodynamiques et morphologiques de ce dernier (Krejci *et al.,* 2005).

Pour contrer donc la pollution des milieux aquatiques par les RUTP, les instances décisionnelles adoptent en général une approche politique avec la mise en place de lois et règlements de plus en plus coercitifs en matière de contrôle, d'évaluation et de limitation des rejets. Le « Clean Water Act » (CWA, 1972), première loi fédérale aux États-Unis en lien avec les critères de qualité des eaux, la directive cadre sur l'eau en Europe (DCE, 2000), la Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales (SPGEM) du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2009) et le Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) du Québec (MDDELCC, 2014) sont des initiatives des pouvoirs publics pour prévenir toute dégradation supplémentaire de l'état actuel des cours d'eau, préserver et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques, protéger les sources d'eau potable, réduire les polluants et les épisodes de débordement, préserver ou récupérer certains usages récréatifs (activités de baignade et de pêche).

Cadre et objectif général

À l'échelle du Canada, la SPGEM présente, entre autres, les mesures de gestion du risque qui devront être mises en œuvre pour réduire les risques que présentent les débordements d'égouts unitaires. Elle précise entre outre que le développement ou le redéveloppement du territoire ne devra pas augmenter la fréquence des débordements d'égouts unitaires, à moins que cette augmentation fasse partie d'un plan approuvé de gestion des débordements d'égouts unitaires. Elle ajoute que les risques liés aux débordements d'égouts unitaires seront évalués par rapport aux risques que présente l'effluent de l'ouvrage d'assainissement. Ainsi, si l'effluent est toxique pour les poissons en raison de la présence d'ammoniac non ionisé (NH_3) (par exemple), il pourrait être nécessaire de réduire les concentrations de cette substance (CCME, 2009; ROMAEU, 2014).

De ces actions ressort ainsi la nécessité d'adopter une double approche dans l'évaluation de la toxicité de l'effluent urbain afin de redonner vie au milieu récepteur : une première basée sur l'étude des substances contenues dans l'effluent et une seconde basée sur l'effluent pris

dans sa globalité. Ainsi, cette thèse porte sur la caractérisation des RUTP et de leurs impacts sur le milieu récepteur dans un contexte climatique et réglementaire des plus changeants.

Les travaux antérieurs sur le sujet se sont intéressés majoritairement aux aspects physico-chimiques des RUTP (Gasperi *et al.,* 2010, 2011; Gromaire, 1998; Sabin *et al*., 2005; etc.), mais plus rarement aux aspects écotoxicologiques (Angerville, 2009). De plus, bien que l'événement pluvieux soit l'élément moteur entrainant les polluants urbains par le lessivage de l'atmosphère, du bassin versant (BV) et des réseaux d'assainissement urbains, le degré de corrélation entre les variables hydrologiques et les flux polluants véhiculés au milieu récepteurs n'ont pas fait l'objet d'intérêt particulier dans les études antérieures (Maniquiz *et al*., 2010). Or, les projections climatiques disponibles suggèrent une modification significative dans les régimes hydrologiques, et plus particulièrement une augmentation des précipitations extrêmes dans un horizon futur (Burn et Taleghani, 2013; Eum *et al*., 2013; Groisman *et al*., 2005; Jeong *et al*., 2013a; Mailhot *et al.,* 2007; 2012, etc.). Cela suscite chez les gestionnaires de systèmes de drainage en milieu urbain des inquiétudes plus grandes quant à l'aggravation de la problématique liée à l'évacuation des eaux de ruissellement et à la pollution du milieu récepteur. Dans ce contexte, la présente recherche vise à améliorer les connaissances sur les RUTP en fournissant un cadre d'évaluation des risques écotoxicologiques induits sur les écosystèmes aquatiques des eaux de surface, le tout en considération des climats présent et futur.

La présente étude s'inscrit dans le contexte du réseau d'égouts de l'agglomération de Longueuil (Québec, Canada) dont le Fleuve Saint-Laurent constitue le milieu récepteur. La thèse s'appuie sur des séries de données d'observations (débits, volumes déversés, caractéristiques des événements pluvieux, etc.) acquises sur deux BV de deux villes de l'agglomération de Longueuil, soit Boucherville et Longueuil, respectivement équipés d'un réseau séparatif pluvial et d'un réseau unitaire.

Structure du document

Le présent document est structuré en six parties qui constituent les différents chapitres de la thèse (Figure 0.1).

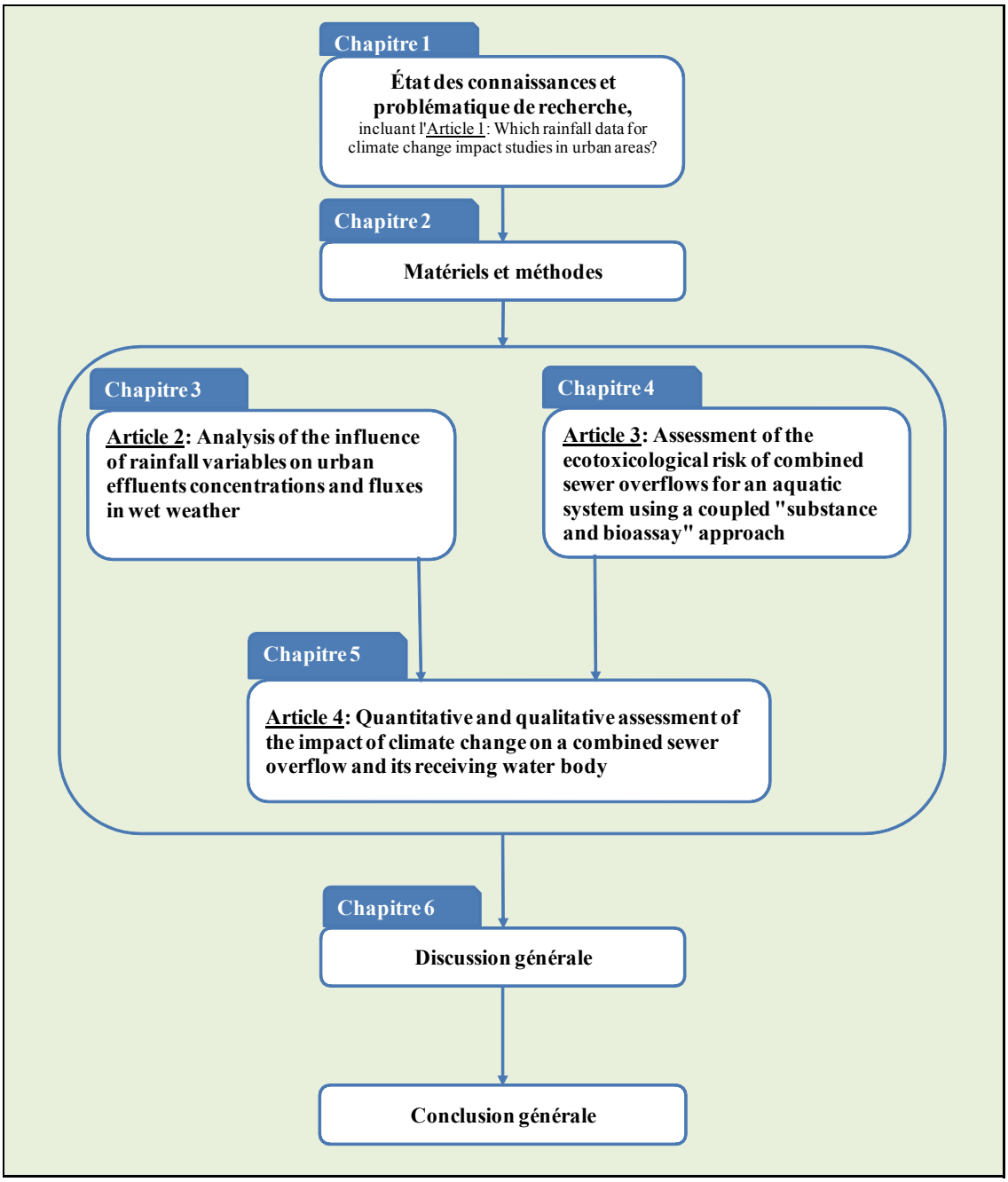

Figure 0.1 Structure de la thèse

Le chapitre 1 propose une synthèse bibliographique sur les RUTP. Le cadre législatif, les sources, modes de transfert des polluants et leurs occurrences dans les eaux pluviales urbaines et les outils d'évaluation de leurs impacts sur le milieu récepteur sont notamment présentés. Cette synthèse des connaissances est assortie de l'article 1 de revue de revue de littérature portant sur les données de pluie à utiliser pour les études d'impact des CC en milieu urbain. Ce premier chapitre se termine par la problématique de recherche en énonçant les hypothèses de recherche et les objectifs des travaux.

Le chapitre 2 présente les matériels et méthodes utilisés pour mener cette recherche. Le cadre expérimental, les sites à l'étude et les dispositifs de mesures visant à collecter les données utilisées aux fins de caractérisation du risque écotoxicologique et de modélisation hydrologique des débits et des volumes déversées sont détaillés. Les outils numériques utilisés pour la modélisation des impacts des CC et le mode adopté d'exploitation des données complètent ce chapitre.

Les trois chapitres qui suivent sont destinés aux résultats des travaux présentés dans des articles scientifiques publiés ou soumis au cours de la thèse. Le chapitre 3, dédié à l'article 2, analyse l'influence des caractéristiques de la pluie sur les concentrations moyennes événementielles et les flux événementiels des effluents urbains du temps de pluie sur deux BV assainis différemment. Le chapitre 4, consacré à l'article 3, évalue les risques écotoxicologiques des rejets d'une surverse d'égout unitaire sur les écosystèmes aquatiques d'un cours d'eau récepteur par la double approche « substances et bioessais ». Le chapitre 5, dédié à l'article 4, évalue tant quantitativement que qualitativement l'impact des CC d'une part, sur les débits de pointe et les volumes déversés, et donc sur les flux polluants véhiculés en temps de pluie, et d'autre part, sur le potentiel de risque des rejets unitaires sur le milieu récepteur par l'estimation des indices de risques écotoxicologiques. Le chapitre 6 qui se veut une discussion générale fait une synthèse des principaux résultats en les mettant en perspectives avec les travaux antérieurs, souligne la contribution originale dans le domaine de la recherche et met en évidence les perspectives de recherche ouvertes par ce travail ainsi que les limitations. Une conclusion générale complète finalement le présent document.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE

Le présent chapitre s'articule autour de deux volets. Le premier constitue une synthèse bibliographique des travaux antérieurs sur les RUTP et le second présente l'orientation du sujet de recherche. Suite à un bref rappel de la définition des RUTP le premier volet retrace les repères historiques et le cadre législatif qui ont marqué l'assainissement dans le monde et s'attarde sur les sources et les occurrences des polluants des RUTP. Ensuite, il passe en revue la caractérisation écotoxicologique et l'évaluation des risques, l'évaluation de l'impact sur le milieu récepteur, la modélisation statistique de la qualité. Ce premier volet synthétise enfin dans l'article 1 les données pluviométriques à utiliser dans le cadre des études d'impact des CC en milieu urbain et se termine par une conclusion et des perspectives. Le second volet dresse la problématique de recherche, émet des hypothèses de recherche et énonce l'objectif général ainsi que les objectifs spécifiques de la thèse.

1.1 État des connaissances sur les rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

1.1.1 Définition des RUTP

Plusieurs auteurs ont tenté de définir les rejets urbains de temps de pluie (RUTP). Pour Hémain (1987), les RUTP désignent « toutes les eaux qui, tombant sur un bassin versant urbanisé, rejoignent directement le milieu récepteur sans passer par un système d'épuration : eaux de pluie, eaux de ruissellement, rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux, surverses de réseaux unitaires ». De façon plus générale, Chocat *et al*. (2007) définissent les RUTP comme « l'ensemble des rejets urbains dus aux exutoires pluviaux, aux déversoirs d'orage et à la station d'épuration pendant les périodes pluvieuses. On parle parfois spécifiquement de rejets unitaires de temps de pluie pour désigner le mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales rejeté par les déversoirs d'orage pendant les périodes de précipitation ».

Rapport-Gratuit.com

Dans le cadre du présent projet de thèse, la définition proposée par Hémain (1987) a été adoptée, et les travaux concernent plus spécifiquement les rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux et des surverses de réseaux d'égouts unitaires avec emphase sur les dernières citées.

1.1.2 Repères historiques et cadre règlementaire dans l'assainissement urbain

Jusqu'à la fin des années 1960, les eaux usées des villes étaient gérées quantitativement suivant des considérations plutôt sanitaires et selon le principe du « tout à l'égout » à travers des réseaux d'égouts unitaires collectant conjointement eaux pluviales et eaux usées d'origine domestique, industrielle ou commerciale. Trois études fondamentales menées aux États-Unis ont permis une prise de conscience générale du phénomène de pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain (Lessard et Lavallée, 1985). Il s'agit des études de Weibel *et al.* (1964), de l'American Public Works Association (1969) et de Sartor et Boyd (1972) qui concernaient principalement les rejets des déversoirs d'orage de réseaux d'égouts unitaires.

Aux États-Unis, la première loi fédérale « Clean Water Act » (CWA), adoptée en 1972, définit une première liste de polluants prioritaires (métaux lourds, hydrocarbures, etc.) associés à des critères de qualité. Depuis, plusieurs études d'ampleur ont été menées pour définir les principaux facteurs de pollution liés au ruissellement urbain, estimer les charges de pollution véhiculées par les réseaux d'assainissement urbains : le National Urban Runoff Program (US-EPA, 1978-1983), la campagne française (1980-1982), la base de données Qastor (Saget, 1994) et le bassin versant expérimental « le Marais » (1994-2000). Pour ces campagnes et bien d'autres qui les ont suivies, les analyses physico-chimiques avaient une portée limitée en ne considérant, pour la plus que les paramètres de base. Cette prise de conscience du fait environnemental va s'exprimer à travers plusieurs conférences et sommets internationaux. La première conférence des Nations Unies sur l'eau de Mar Del Plata en 1977 (Argentine) constitue le point de référence dans le domaine de la gestion de l'eau et son développement (Biswas, 2004). L'eau y est alors définie comme un bien commun.

A l'échelle européenne, des directives présentent des listes de polluants analysés et fixent des valeurs limites d'émissions dans les milieux récepteurs (eau de surface ou souterraine). La Directive cadre sur l'eau (DCE) publiée en 2000 (Dir 2000/60/CE) et sa directive fille relative aux Normes de Qualité Environnementale (NQE) (Dir 2008/105/CE) constituent la référence européenne en terme d'exigences sur la qualité des milieux. L'émergence de la DCE a contribué aux travaux sur des micropolluants minéraux et organiques, dont la production et le rejet dans l'environnement sont liés aux activités anthropiques (Becouze, 2010; Birch, 2012; Dembélé, 2010; Gasperi *et al.,* 2011; Zgheib *et al.,* 2012).

À l'échelle du Canada, le CCME a élaboré en 2009 la SPGEM. Cette Stratégie expose le contenu de l'entente conclue par les 14 ministres de l'environnement du pays afin que les propriétaires d'ouvrages d'assainissement disposent d'une réglementation claire en matière de gestion des effluents d'eaux usées municipales, dans un cadre harmonisé qui assure la protection de la santé humaine et de l'environnement. Aux fins de la différenciation du risque que posent les différents niveaux d'eaux usées déversés dans les eaux de surface, la SPGEM a établi une liste de substances potentiellement préoccupantes (paramètres globaux, métaux lourds, hydrocarbures aromatiques, composés phénoliques, pesticides, etc.) pour respecter les objectifs environnementaux de rejets. Cette démarche vise ainsi à réduire la contamination bactériologique provenant des eaux usées domestiques et à diminuer les débordements d'égouts unitaires. Dans la foulée de l'adoption de la SPGEM (CCME, 2009), le gouvernement du Québec a adopté le 11 janvier 2014 son propre Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) qui « permettra de poursuivre les efforts d'assainissement des eaux usées municipales entrepris depuis 1978 afin de redonner à la population québécoise des cours d'eau en santé ». Ce nouveau cadre réglementaire resserre et précise les exigences en matière de surveillance et de contrôle des rejets en prévoyant, notamment, des normes de rejet à l'émissaire, l'interdiction de débordement d'eaux usées non traitées par temps sec, l'obligation pour le personnel affecté à l'opération des stations d'épuration d'avoir une compétence reconnue ainsi que l'obligation pour l'exploitant d'un ouvrage municipal d'assainissement de faire un suivi minimal des rejets et des débordements, de tenir un registre et de produire des rapports et avis (MDDELCC, 2014).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Au Québec, l'assainissement qualitatif des villes reste relativement récent avec l'instauration en 1978 du programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ, 1978). Ce programme, qui s'appuyait sur le cadre législatif définit par la loi sur la qualité de l'environnement de 1972 (LQE, 1972), visait à réduire entre autres les rejets de matières organiques (MO), de matières en suspension (MES) et de phosphore total (P_{tot}) provenant des eaux usées domestiques afin de redonner vie aux milieux récepteurs. Dans le cadre de ce programme, environ sept milliards de dollars ont été investis, sur une période de 20 ans, pour le développement des infrastructures de collecte et d'assainissement des eaux usées municipales. Désormais, 98 % de la population du Québec traite ses eaux usées, soit grâce à un système d'assainissement municipal, soit grâce à un système d'assainissement autonome. À l'automne 2002, le gouvernement du Québec s'est donné, une politique nationale de l'eau (PNE) (Gouvernement du Québec, 2002). Celle-ci découle de la catastrophe de Walkerton (Ontario, Canada) survenue le 12 mai 2000 avec le décès de sept personnes à la suite d'un violent orage qui frappa toute la région. Les eaux potables ont alors été contaminées par une souche mortelle de la batterie E. coli. La PNE est bâtie autour de cinq grandes orientations afin (i) d'assurer la protection de cette ressource unique, (ii) de gérer l'eau dans une perspective de développement durable et (iii) de s'assurer, ce faisant, de mieux protéger la santé publique et celle des écosystèmes. L'orientation 4 vise notamment à poursuivre l'assainissement de l'eau et à améliorer la gestion des services de l'eau dans la continuité du PAEQ (1978). Elle regroupe près de 30 engagements gouvernementaux dont l'engagement 43 qui incite l'ensemble des villes québécoises à s'assurer de la pérennité des réseaux municipaux d'eau potable et d'égout. Toutefois au Québec, très peu d'études ont été réalisées sur la caractérisation des RUTP. Les travaux de Lessard et Lavallée (1985) sur cinq BV unitaires de la Ville de Québec (Canada) restent les seules études d'intérêt dans la littérature scientifique. Ces travaux aboutissent à deux principales conclusions largement reprises dans les études subséquentes sur la caractérisation des eaux urbaines à savoir, d'une part, que la majorité de la charge de contaminants véhiculée en temps de pluie dans un réseau unitaire provient du ruissellement de surface et de l'entrainement des dépôts en conduite (Chebbo et Gromaire, 2004) et, d'autre part, que la qualité des eaux de débordements en temps de pluie

ne semble pas varier de façon importante d'un bassin à l'autre, même si les occupations des sols sont différentes (Gasperi *et al*., 2008; Zgheib, 2009).

1.1.3 Sources, transferts et occurrences des polluants des RUTP

L'origine des substances contenues dans les RUTP est multiple et fonction de plusieurs facteurs: type de réseau (unitaire ou séparatif pluvial), origine des eaux (météorique, toiture, chaussée, etc), caractéristiques du BV (occupation des sols, pente, etc), caractéristiques de la pluie (durée, hauteur précipitée, intensité maximale), durée de temps sec précédent une pluie. Des études antérieures ont mis en évidence que les caractéristiques chimiques des RUTP dépendent de la nature des surfaces (chaussée, toitures, etc.) en contact lors du processus de ruissellement ainsi que des processus naturels et des activités anthropiques sur les BV (Eriksson *et al.,* 2007; Gasperi, 2006). Ainsi, quatre principales sources des polluants des RUTP sont identifiées (Parent-Raoul et Boisson, 2007) :

- lessivage de l'atmosphère par les pluies entraînant des poussières et des gaz tels que les oxydes d'azote et de carbone, le dioxyde de soufre, les vapeurs d'hydrocarbures, les métaux lourds et les aérosols (Chocat *et al.,* 2007; Sabin *et al.,* 2005);
- précipitations sur les bâtiments qui entrainent le lessivage des polluants métalliques des toitures dont le cuivre, le zinc et le plomb (Gromaire, 1998);
- ruissellement des eaux de pluie sur les sols urbains ou les surfaces imperméabilisées, impliquant des polluants variés tels que les hydrocarbures, le plomb, les oxydes d'azote, le caoutchouc, le zinc, le cadmium, le cuivre, le titane, le chrome ou l'aluminium (Marsalek *et al.,* 1992; Rule *et al.,* 2006);
- lessivage des réseaux d'assainissement par une remise en suspension des particules sédimentées par temps sec (Gasperi *et al*., 2010; Gromaire *et al.,* 2001; Gromaire et Chebbo, 2004).

Les RUTP contiennent différents types de polluants, notamment, ceux plus génériques caractérisant la qualité des eaux (matière organique, matières en suspension/MES, substances nutritives azotées et phosphorées, pH, etc.), les micropolluants (métaux lourds; HAP; PCB;

pesticides) et d'autres composés dérivés tels que les éthoxylates de nonylphénol, le pentachlorophénol, le di (2-éthylhexyle) (Angerville, 2009; Birch, 2012, Dembélé, 2010; Eriksson *et al.,* 2007; Gasperi *et al.*, 2009; Ingvertsen *et al.,* 2011; Zgheib, 2009). De manière quasi unanime, ces études ont permis de conclure que les polluants introduits dans l'environnement via les RUTP mettent en danger l'équilibre écologique. Ces polluants ont, en effet, des impacts négatifs reconnus sur les milieux récepteurs tels que la désoxygénation du milieu due aux apports de matière organique, la pollution microbiologique liée à l'apport d'agents pathogènes et la pollution chimique associée aux micropolluants minéraux et organiques (Gasperi, 2006).

1.1.3.1 Paramètres globaux

Les paramètres globaux comprennent généralement les MES, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO_5), le P_{tot}, l'azote Kjeldahl (NTK), les chlorures (Cl^-), l'ammoniac (NH_4^+), la conductivité, les coliformes fécaux et totaux, etc. Les MES et la DCO représentent les paramètres de qualité traditionnellement mesurés pour évaluer la qualité des rejets émis dans les milieux aquatiques et restent les plus suivis dans les études de caractérisation des RUTP (Birch, 2012; Dembélé, 2010; Sébastien 2013; Zgheib, 2009, etc.). Matières non dissoutes contenues dans l'eau, les MES sont en effet connues pour porter une part importante de nombreux polluants urbains (Czemiel Berndtsson, 2014; Marsalek *et al*., 1992) alors que la DCO permet de caractériser globalement la pollution organique. Plusieurs travaux antérieurs ont mis en évidence que les MES et les DCO proviennent principalement de l'érosion des dépôts en conduite unitaire (Chebbo et Gromaire 2004; Gasperi *et al.,* 2010; Gromaire, 1998; Kafi *et al.,* 2008). Le Tableau 1.1 présente quelques ordres de grandeurs des concentrations événementielles des paramètres globaux dans les RUTP.

Tableau 1.1 Concentrations moyennes événementielles des paramètres globaux (en mg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Pays	Nature du réseau	n	MES	DCO	DBO_5	P_{tot}	NTK	Référence
Corée du Sud	séparatif pluvial	45	(76)	(33.3)	(16.6)	(0.8)	(4.3)	Maniquiez *et al.,* 2010
Chine	séparatif pluvial**	8	(31)	(38)	--	(0.13)	(2.7)	Wang *et al.*, 2013
France	unitaire	12	57-284	104-494	--	--	--	Becouze, 2010
	unitaire	67	121-519	190-639	81-262	--	--	Gromaire, 1998
	unitaire	8	198-495	297-737	108-290	--	13-29	Kafi *et al.,* 2008
	unitaire	13	135-353	136-446	36-180	1.2-5.4	7.2-27	Gasperi *et al.*, 2011
	séparatif pluvial	14	24-230	37-273	--	--	--	Becouze, 2010
	séparatif pluvial	16	11-430	14-320	--	0.30-3.52	<2-16	Zgheib *et al.*, 2012
Canada	unitaire*	8	76-730	32-242	--	--	--	Lessard et Lavallée, 1985
États-unis	NURP	≥1000*	(174)	(66.1)	(10.4)	(0.337)	(1.67)	Smullen *et al.,* 1999

<LD: inférieur à la limite de détection; n: nombre d'échantillons; --: non disponible; NURP: National urban runoff program;: Bassin versant unitaire N° 11 des cinq BV suivis par Lessard et Lavallée 1985; **: Campus catchment area (CCA); ≥1000*: nombre d'échantillons variable selon le paramètre considéré mais minimalement égal à 1000 quel que soit le paramètre*

1.1.3.2 Micropolluants

Les micropolluants sont définis comme des composés traces introduits dans l'environnement en faibles quantités pouvant avoir des effets sur la santé des organismes (Birch, 2012; Dembélé, 2010; Gasperi *et al.,* 2011). Les grandes familles de micropolluants comprennent les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques (HAPs), les polychlorobiphényles (PCB), les pesticides et les composés organiques volatils (COVs).

- **Métaux lourds**

Les métaux sont des micropolluants minéraux et constituent les polluants les plus étudiés dans les systèmes d'assainissement urbains. Différents termes sont associés à ces éléments minéraux : éléments traces métalliques (ETM), métaux lourds, éléments majeurs ou métalloïdes. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, et proviennent à la fois de sources naturelles et anthropiques. Ils ne sont pas biodégradables contrairement aux polluants organiques, ce qui leur confère un fort pouvoir d'accumulation dans la biosphère. La plupart des métaux sont naturellement présents dans le milieu aquatique à faibles concentrations, d'où la terminologie « éléments traces métalliques » (ETM).

Les métaux sont utilisés depuis longtemps par l'homme comme matière première et les sources anthropiques sont donc nombreuses en raison, notamment, du lessivage du BV, du trafic automobile, du ruissellement des toitures, des rejets industriels, de l'émission des incinérateurs, du chauffage domestique ou encore des aéroports. Le cuivre (Cu), en raison de sa conductibilité électrique et thermique, le plomb (Pb), majoritairement sous forme particulaire, et le zinc (Zn), pour son utilisation dans le bâtiment et le transport ou produit d'incinération des ordures, se retrouvent majoritairement dans les eaux pluviales urbaines (Davis *et al.* 2001; Gromaire, 1998). Les métaux rencontrés dans les RUTP sont nombreux et bien documentés dans la littérature. Nombre de synthèses bibliographiques sont disponibles sur les sources d'émissions des principaux polluants métalliques (Becouze, 2010; Birch *et al.,* 2011; Bressy, 2010; Davis *et al.*, 2001; Gasperi *et al.,* 2008; Gromaire, 1998; Rule *et al.,* 2006; Sabin *et al.,* 2005; Wang *et al.,* 2013, etc.). Les concentrations en métaux citées dans la littérature sont généralement estimées à partir de la fraction totale. Les plus généralement recherchés sont Cd, Pb, Cu et Zn, en raison de leur forte présence en milieu urbanisé. Le Tableau 1.2 présente les ordres de grandeurs des concentrations événementielles des métaux lourds dans les RUTP.

Tableau 1.2 Concentrations moyennes événementielles des métaux(en µg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Pays	Nature du réseau	n	Cd	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Référence
Angleterre	séparatif pluvial	9	0.05-0.13	6.1-15.9	<0.25-0.82	2.02-7.86	0.34-2.42	11.7-35.7	Rule *et al.*, 2006
Chine	séparatif pluvial**	8	(58)	(40)	--	(550)	--	(170)	Wang *et al.,* 2013
France	unitaire	14	0.04-0.40	20-58	--	2-39	0.5-4	--	Becouze, 2010
	unitaire	20	0.8-3.3	58-208	--	132-377	--	1 024-3 343	Gromaire, 1998
	unitaire	13	0.7-1.46	76-159	--	72-230	--	773-1 390	Kafi *et al.*, 2008
	unitaire	13	<1.0-2.1	38-1 180	<0.01-0.45	10-117	<10-19	248-3 525	Gasperi *et al.*, 2008
	séparatif pluvial	15	0.10-2.3	17-74	--	2.0-37	4.0-21	171-678	Becouze, 2010
	séparatif pluvial	16	--	30-220	--	<10-129	--	130-520	Zgheib *et al.,* 2012
Canada	unitaire*	8	--	48-202	--	--	--	--	Lessard et Lavallée, 1985
	séparatif pluvial	10	--	--	0.005-0.035	--	--	--	Eckley et Branfireun, 2008
Danemark	unitaire	1	0.28	75	--	19.2	13.4	--	Birch *et al.*, 2011
États-unis	NURP	≥1000*	--	(66.6)	--	(175)		(176)	Smullen *et al.,* 1999
	séparatif pluvial	6	--	5.9-37	--	1.2-16	2.1-8.5	32-320	Sabin *et al.,* 2005

*<LD: inférieur à la limite de détection; --: non disponible; NURP: National urban runoff program; *: Bassin versant unitaire no 11 des cinq BV suivis par Lessard et Lavallée 1985; **: Campus catchment area (CCA).*

- **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)**

Les hydrocarbures sont des molécules composées uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène. Les hydrocarbures aromatiques contenant plusieurs noyaux aromatiques accolés sont appelés hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ce sont des molécules principalement formées par la condensation de cycles benzéniques. Cette condensation peut être linéaire (anthracène) ou bien angulaire (phénanthrène) (Gasperi, 2006). Il existe plus de 600 composés de HAP. L'impossibilité de mesurer l'ensemble des molécules a conduit l'US-EPA à incorporer 16 HAPs à une liste de polluants prioritaires qui servent de base à la plupart des études et programmes de recherche. Ainsi, deux sources principales d'hydrocarbures se distinguent, soit les sources naturelles et celles d'origines anthropiques. Les sources naturelles correspondent aux hydrocarbures naturellement produits par les végétaux. Ceux-ci produisent essentiellement des hydrocarbures aliphatiques. Les feux de forêt et de prairie sont considérés comme l'apport naturel le plus important, avec les éruptions volcaniques.

Deux sources anthropiques sont généralement distinguées. D'une part les sources pétrolières, correspondant à une pétrogenèse à basse température, et d'autre part les sources pyrolytiques correspondant à des processus de combustion à haute température (Gasperi, 2006). La circulation automobile constitue l'une des principales sources d'hydrocarbures puisqu'elle combine les deux processus. De façon plus générale, Zgheib (2009) avance que les sources possibles des HAPs proviennent des éléments non exhaustifs suivants : incinération, chauffage urbain, combustion de carburant, fuites d'huiles de moteur, perte d'essence, gaz d'échappement, sous-produits de combustion, le fluoranthène (traitement du bois) ou le naphtalène (colorants fluorescents, traitement du bois, etc.). Le Tableau 1.3 présente les ordres de grandeurs des HAPs dans les RUTP. Les concentrations en HAP dépendent des caractéristiques des BV étudiés (trafic automobile, activités industrielles, période de l'année, etc.), expliquant possiblement les écarts observés entre les sites.

Tableau 1.3 Concentrations moyennes événementielles des HAPs (en µg/L) dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Substances	Unitaire				Séparatif pluvial		
	Angleterre	*Danemark*	*France*	*France*	*France*	*France*	*Danemark*
∑HAP	0.50-1.00	17.35	--	--	0.677-6.48	--	0.088-4.38
Naphtalène	--	1.4	<0.05	<0.06	0.005-0.490	--	<0.01-0.72
Acénaphène	--	<0.01	--	<0.02	0.009-0.063	--	<0.01
Acénaphtylène	--	0.029	--	<0.02	<0.02-0.126	--	<0.01-0.039
Fluorène	--	0.13	--	0.02	0.01-0.106	--	<0.01-0.028
Phénantrène	--	0.82	<0.02-0.42	0.13	0.045-0.725	--	0.017-0.29
Antracène	--	0.22	<0.02-0.06	0.04	0.002-0.104	0.477-2.52	0.012-0.084
Fluoranthène	--	2.00	0.04-0.50	0.08	0.023-0.945	0.234-0.366	0.025-0.55
Pyrène	--	2.10	<0.02-0.53	0.07	0.019-3.25	--	0.034-0.56
Benzo(a)anthracène	--	1.00	0.03-0.19	<0.02	0.012-0.298	--	<0.01-0.21
Chrysène	--	0.76	<0.02-0.33	0.03	0.017-0.655	--	<0.01-0.38
Benzo(a)pyrène	--	1.60	<0.01-0.24	<0.02	0.011-0.315	--	<0.01-0.31
Benzo(k)fluoranthène	--	--	<0.03-0.13	<0.02	0.016-0.230	0.101-0.177	--
Benzo(b)fluoranthène	--	--	<0.02-0.0.24	<0.02	0.026-0.656	0.104-0.203	--
Benzo(b+j+k)fluoranthène	--	3.10	--	--	--	--	<0.01-1.0
Dibenzo(a,h)anthracène	--	0.19	<0.02	<0.02	0.012-0.109	--	<0.01
Benzo(g,h,i)perylène	--	1.40	<0.01-0.18	<0.02	0.014-0.569	--	<0.01-0.47
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	--	2.60	<0.03-0.13	<0.02	0.012-0.354	--	<0.01-0.39
Références	Rule *et al.*, 2006 n=9	Birch *et al.*, 2011 n=1	Gasperi *et al.*, 2008 n=13	Angerville, 2009 n=1	Zgheib *et al.*, 2012 n=16	Becouze, 2010 n=5	Birch, 2012 n=6

<LD: inférieur à la limite de détection; n: nombre d'échantillons

- **Polychlorobiphényles (PCB)**

Les polychlorobiphényles (PCB), appelés également biphényles polychlorés (BPC), sont des biphényles substitués par un nombre variable d'atomes de chlore et ont été commercialisés sous forme de mélanges d'isomères. La variation du taux de chlore de ces mélanges permet d'obtenir des propriétés physiques particulières : isolants électriques, stabilité thermique, excellente lubrification et résistance au feu. Les BPC sont relativement insolubles dans l'eau et leur solubilité décroît avec l'augmentation du nombre d'atomes de chlore. Ce sont des composés particulièrement hydrophobes qui sont donc fortement adsorbés sur les sédiments et sur les particules en suspension dans l'eau. Du fait de leur faible solubilité dans l'eau et de leur coefficient de partage élevé (4,8 à 7,6), leur mobilité dans les sols est faible et ils y sont donc persistants.

La toxicité des BPC est amplifiée par leur grande stabilité chimique et physique et leur faible biodégradabilité. Leur très forte hydrophobicité implique leur accumulation dans les graisses et leur bioconcentration dans les organismes le long de la chaîne alimentaire. Selon les travaux de Bressy (2010), les BPC ont essentiellement été utilisés dans des transformateurs électriques et des appareils hydrauliques industriels. Ils ont également été utilisés comme produits d'imprégnation du bois et du papier, ou comme plastifiant. Du fait de leur importante persistance dans le milieu et de leur forte aptitude à la bioaccumulation, plusieurs mesures ont été adoptées dans nombre de pays pour interdire leur utilisation.

En France, le décret du 2 février 1987 interdit la production et l'usage (hors équipements déjà en service) des BPC. Au Canada, depuis 1977, l'importation, la fabrication et la vente des BPC sont interdites en vertu d'une réglementation fédérale. Toutefois, cette réglementation permet aux propriétaires d'équipements contenant des BPC de continuer à les utiliser si ceux-ci étaient déjà en usage. Le règlement fédéral prévoit une date butoir, soit le 31 décembre 2025, pour l'utilisation de divers équipements contenant des BPC. Au Québec, l'utilisation et la gestion des BPC sont encadrées par la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, 1972-chapitre Q-2) et le Règlement sur les matières dangereuses (chapitre Q-2, r. 32). Au 31 décembre 2012, 38 lieux ont déclaré avoir produit des BPC ou en avoir reçu à des fins de transfert ou de traitement dont 15 ont déclaré avoir encore des BPC en entreposage (MDDELCC, 2014). En dépit de ces interdictions, les BPC se retrouvent de façon ubiquiste dans l'environnement, interdisant ainsi des activités de pêche dans certains cours d'eau. Le Tableau 1.4 présente quelques ordres de grandeurs des BPC dans les RUTP.

Rapport-Gratuit.com

Tableau 1.4 Concentrations moyennes événementielles (en µg/L) des BPC dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Substances	**Unitaire** *France*	**Séparatif pluvial** *France*
∑7PCB	--	<0.010-0.727
PCB28	<0.005	<0.010-0.104
PCB52	<0.005	<0.010-0.104
PCB101	<0.005	<0.010-0.104
PCB118	<0.005	<0.010-0.104
PCB138	<0.005	<0.010-0.108
PCB153	<0.005	<0.010-0.111
PCB180	<0.005	<0.010-0.108
Références	Angerville, 2009 n=1	Zgheib *et al.* , 2012 n=16
<LD: inférieur à la limite de détection; --: non disponible; n: nombre d'échantillons		

- **Pesticides**

Les pesticides constituent un terme générique regroupant différentes familles de produits organiques ou minéraux contenant des substances actives. Trois phénomènes distincts sont à l'origine de la présence de phytosanitaires dans l'air : (i) la dérive, lors du traitement, (ii) l'érosion éolienne des sols traités, (iii) la volatilisation, directement à partir des plantes ou des sols traités (Sébastien, 2013).

Les eaux météoriques constituent les vecteurs d'un grand nombre de pesticides dont la plupart arrive sur le sol où ils sont soumis à un ensemble de mécanismes conditionnant leur devenir et leur dispersion vers les autres compartiments de l'environnement (Dubus *et al.*, 2000). Ces mécanismes dépendent de la substance étudiée, il n'y a pas de comportement « type » des pesticides. De nombreuses substances, utilisées seules ou en préparation, ont été interdites mais la présence de ces composés dans l'environnement est toujours constatée.

À l'échelle du Canada, les produits antiparasitaires importés, vendus ou utilisés sont réglementés par la Loi sur les produits antiparasitaires et son règlement. Au Québec, la vente et l'usage des pesticides sont encadrés par la Loi du 18 juin 1987 (et subséquents) sur les pesticides et, de façon complémentaire, par la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, 1972). Depuis le début des années 1990, plusieurs municipalités du Québec se sont dotées d'une réglementation en matière de pesticides afin de mieux protéger leurs citoyens au regard de l'utilisation de ces produits. Ainsi, au 31 décembre 2014, 131 municipalités équivalentes à plus de 3.9 millions de personnes, soit près de 50 % de la population du Québec, ont adopté une réglementation municipale en matière de pesticides (MDDELCC, 2014).

Dans la littérature, peu d'études ont quantifié les pesticides dans les RUTP. Le Tableau 1.5 synthétise les concentrations événementielles des pesticides dans les RUTP. Les concentrations en pesticides sont variables d'un site à un autre. De façon générale, les concentrations mesurées sur des sites périurbains (Becouze, 2010) sont plus élevées que celles observées sur des sites urbains denses (Gasperi *et al.,* 2008), mettant en avant l'importance de l'occupation des sols. Du Tableau 1.5, il ressort que les valeurs observées dans le réseau séparatif pluvial sont plus élevées en concentration et en occurrence que celles observées sur le réseau unitaire. Il apparait que cette variabilité est fonction des sources locales émettrices (périodes d'utilisation des pesticides) et de leurs propriétés physico-chimiques. La majorité des pesticides sont non détectés dans les eaux pluviales. Seul le diuron a été quantifié dans les réseaux d'assainissement unitaires dans la presque totalité des études.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Tableau 1.5 Concentrations moyennes événementielles (en µg/L) des pesticides dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Substances	Unitaire				Séparatif pluvial		
	France	*France*	*France*	*Danemark*	*France*	*Angleterre*	*Danemark*
Aldrine	<0.06	<0.03	<0.007-0.016	--	<0.02-0.04	--	--
Endrine	--	<0.03	<0.018	<0.018	<0.02-0.41	--	--
Die ldrine	--	<0.03	<0.006	--	<0.02-0.20	--	--
Chlorfenvinphos	<0.06	--	<0.01-0.027	--	<0.05-0.12	--	--
Désethylatrazine (DEA)	--	--	--	--	<0.03-0.03	--	--
Désethylsimazine (DES)	--	--	--	--	<0.04-0.04	--	--
Simazine	<0.06	--	0.0001-0.005	--	<0.01-0.15	0.080-0.450	--
Diuron	0.09-16	--	0.014-0.258	0.48	0.03-1.75	0.100-0.340	<0.01-0.055
Endosulfan A	--	--	<0.041	--	--	--	--
Isoproturon	<0.06	--	<0.0007-0.006	0.20	<0.01-0.14	--	<0.01-0.044
Glyphosate	--	--	--	1.30	<0.03-232	--	0.043-1.20
AMPA	--	--	--	1.30	0.14-9.37	--	0.06-0.33
MCPA	--	<0.2	--	<0.01	--	--	<0.01-0.018
op DDT	--	<0.03	<0.009	--	--	--	--
pp DDT	--	<0.03	<0.003	--	--	--	--
op DDD	--	<0.03	--	--	--	--	--
pp DDD	--	<0.03	--	--	--	--	--
op DDE	--	<0.03	--	--	--	--	--
pp DDE	--	<0.03	--	--	--	--	--
Références	Gasperi *et al.*, 2008 n=13	Angerville, 2009 n=1	Becouze, 2010 n=13	Birch *et al.*, 2011 n=1	Zgheib *et al.*, 2012 n=15	Revitt *et al.*, 2002 n=2	Birch, 2012 n=6

<LD: inférieur à la limite de détection; n: nombre d'échantillons; --: non disponible.

- **Composés organiques volatils (COVs)**

Les composés organiques volatils (COVs) sont les micropolluants les moins étudiés dans la littérature. Pour les cas suivis, ils se caractérisent par une occurrence faible et à des concentrations très faibles dans les RUTP. Les travaux de Gasperi *et al.* (2011) sur les polluants prioritaires des réseaux unitaires de la région de Paris (France) ont mis en évidence que seul le tétrachloroéthylène (2.6-9.0 µg/L) était systématiquement détecté dans tous les échantillons analysés tandis que l'éthylbenzène, le toluène, le xylène et le trichloréthylène étaient détectés occasionnellement avec une fréquence d'occurrence variant de 25 à 50 %. Les travaux de Zgheib *et al.* (2012) sur les réseaux pluviaux séparatifs de la région de Paris (France) ont mesuré tous les COVs occasionnellement, voire proche des limites de détection, à l'exception du chlorure de méthylène et du tétrachloroéthylène. Ces deux observations confirment l'hypothèse selon laquelle les eaux usées seraient le principal contributeur des

COVs au sein du réseau unitaire puisque ces composés n'ont pas été détectés dans les eaux pluviales d'autres travaux antérieurs (Wilkie *et al.,* 1996; Rule *et al.,* 2006). Selon Gasperi *et al.* (2011), le chlorure de méthylène est utilisé dans divers procédés industriels, couvrant de nombreux secteurs, incluant le décapage de peinture, la fabrication des produits pharmaceutiques, la fabrication de décapant de peinture et le nettoyage et le dégraissage des métaux. De même, en raison de ses propriétés dégraissantes, le tétrachloroéthylène est largement préféré, expliquant donc sa présence dans de nombreux produits ménagers (nettoyants pour automobiles, décapants, etc.). Des travaux antérieurs ont mis en évidence la présence du chloroforme et du toluène dans les réseaux d'égouts unitaires en temps de pluie (Gasperi *et al.,* 2008). Le Tableau 1.6 synthétise les concentrations événementielles des COVs dans les RUTP.

Tableau 1.6 Concentrations moyennes événementielles (µg/L) des COVs dans les RUTP (min-max, (moyenne))

Substances	**Unitaire**		**Séparatif pluvial**	
	France	*Danemark*	*France*	*Danemark*
Benzène	<1.00	--	--	<2.0
Éthylbenzène	--	--	<0.5-1.0	--
Toluène	<1-6.7	--	<0.5-1.0	--
Xylène	--	--	<0.5-1.0	--
Chlorure de méthylène	--	--	<1.0-13.0	--
Chloroforme	1.1-3.0	<0.02	--	0.02
Tétrachloroéthylène	<1-58	0.58	<0.02-1.30	<0.02
Trichloroéthylène	<1-8.3	0.17	--	<0.02
Références	Gasperi *et al.* , 2008 n=13	Birch *et al.* , 2011 n=1	Zgheib *et al.* , 2012 n=14	Birch, 2012 n=6
<LD: inférieur à la limite de détection; n: nombre d'échantillons; --: non disponible.				

1.1.4 Modélisation statistique de la qualité des RUTP

Une panoplie de modèles de différents niveaux de complexité ont été développés pour le suivi de la qualité des eaux pluviales (Dembélé, 2010; Elliott et Trowsdale, 2007; Hannouche, 2012; Kanso, 2004; Métadier, 2011; Mourad 2005; Obropta et Kardos, 2007). Le développement des modèles d'estimation des concentrations et des flux a pris un intérêt croissant en raison notamment du coût parfois élévé des prélèvements et des analyses, limitant les données à quelques événements qui ne couvrent pas la gamme complète de variabilité des régimes hydrologiques (Brezonik et Stadelmann, 2002; Métadier, 2011; Mourad, 2005; Dembélé, 2010). Ces modèles s'avèrent utiles pour estimer les concentrations et les flux dans le cadre de l'autosurveillance des réseaux sur des bassins versants non suivis. Par conséquent, le couplage modélisation/métrologie apparait plus que jamais comme une stratégie efficace pour la gestion des réseaux d'assainissement urbain (Métadier, 2011; Mourad, 2005). Les travaux sur les bilans de masse rapportés dans la littérature ont généralement été réalisés à l'échelle annuelle (Sabin *et al.,* 2005; Wang *et al.,* 2013) et les études à l'échelle événementielle sont plutôt rares (Dembélé, 2010) bien que mettant en avant les différences entres les apports de plusieurs sources au cours du temps. Cela est notamment dû à une grande variabilité des concentrations observées à l'échelle événementielle, faisant qu'il est difficile de prédire avec parcimonie les concentrations par des modèles stochastiques ou déterministes (Hannouche, 2012; Métadier, 2011; Mourad, 2005). Les modèles statistiques parviennent avec une assez bonne précision (Hannouche, 2012) à la prédiction des masses, et donc des flux polluants. La littérature récente présente d'excellents états des connaissances (Kanso, 2004; Becouze, 2010). Une synthèse complète des modèles statistiques est plus spécifiquement présentée dans Dembélé (2010) alors que d'autres études s'attardent sur les différentes approches de modélisation des RUTP (Elliott et Trowsdale, 2007; Kanso, 2004; Métadier, 2011; Obropta et Kardos, 2007). Il ressort des études antérieures que de nombreux modèles de qualité des eaux pluviales existent, mais qu'il ne se dégage pas de consensus sur la quantité d'information requise pour évaluer les concentrations moyennes sur un site. Cette difficulté constitue un frein à la modélisation des concentrations

et aux études de la qualité des eaux à des horizons futurs. En général, pour de telles études, il convient d'émettre des hypothèses sur la concentration en fonction des données disponibles.

1.1.5 Modèle hydrologique en milieu urbain et calage

Il existe plusieurs modèles pour les études d'impact des CC en milieu urbain. Ces modèles se définissent comme des modèles conceptuels conçus sur la base de la connaissance du système et calibrés avec des mesures dans le système. Plusieurs modèles déterministes conceptuels ont été décrits dans la littérature : SWMM, STORM, MOUSE, etc. (Elliott et Trowsdale, 2007; Obropta et Kardos, 2007). L'objectif du calage d'un modèle hydrologique est de trouver la meilleure simulation possible du débit. La validité du modèle d'erreur utilisé pour la recherche du jeu optimal de paramètres n'est pas indispensable, contrairement au modèle qualité qui nécessite de rechercher un modèle d'erreur le plus adapté possible pour une estimation fiable des intervalles de prédiction (Métadier, 2011). Pour évaluer la performance des modèles, différents critères peuvent être utilisés, suivant les objectifs du modélisateur. En général, la moyenne de la somme des carrés des écarts ou la racine carrée de la même quantité est considérée, le meilleur modèle étant celui pour lequel le critère est minimal. Cependant, le coefficient de Nash et Sutcliffe (1970) qui donne moins d'importance aux grandes valeurs reste le critère le plus couramment utilisé (Métadier, 2011).

1.1.6 Caractérisation écotoxicologique des RUTP et évaluation du risque

Bien que constituant une menace pour les organismes des milieux récepteurs, très peu d'outils sont disponibles dans la littérature pour caractériser le risque écotoxicologique des RUTP. L'écotoxicologie se définit comme « l'étude du devenir des polluants et de leurs effets sur l'environnement de l'homme, c'est-à-dire les milieux abiotiques et les éléments vivants qui les peuplent » (Rivière, 1998) alors que Ramade (1997) la définit comme la science qui étudie les polluants dans les écosystèmes. Les relations entre « écotoxicologie » et « évaluation du risque » sont à double sens (Rivière, 1998). En effet, c'est l'écotoxicologie qui fournit les bases scientifiques et les données qui permettront l'évaluation du risque, mais

inversement, ce sont les besoins de l'évaluation du risque qui créent et génèrent les études écotoxicologiques. Généralement, ces dernières sont menées en vue d'estimer la part de la toxicité intrinsèque des RUTP qui est responsable des effets observés dans les milieux récepteurs, indépendamment des effets liés à la dégradation physique du milieu concerné, ou à la complexité des systèmes naturels. Ces dernières sont le plus souvent conduites en laboratoire suivant deux approches : soit en exposant les organismes à un RUTP synthétisé, soit au moyen de RUTP prélevés sur le site d'étude et ramenés en laboratoire pour la conduite d'essais d'écotoxicité. Ces essais peuvent être réalisés au moyen d'un organisme ou avec une sélection d'organismes qui seront exposés à l'échantillon testé. L'une des principales études est celle d'Angerville (2009), qui a caractérisé le risque écotoxicologique des rejets d'une surverse d'égout unitaire du pont de la Barre à Lyon (France). Antérieurement, Marsalek *et al.* (1998) avaient conclu à l'aide d'une batterie de sept bio-essais (tests de toxicité sur des bactéries, des nématodes et des daphnies), que les rejets de déversoirs d'orage en réseau unitaire sont moins toxiques que les rejets d'eaux pluviales strictes. Ces études ont montré que la réponse d'un test écotoxicologique varie en fonction de l'espèce et du biomarqueur choisis. Aussi, la variabilité de la sensibilité des tests à déceler une toxicité et la nature dynamique et extrêmement variable des rejets imposent des limites sur les interprétations des résultats (Raoul-Parent et Boisson, 2007).

L'évaluation des risques écotoxicologique reste une discipline scientifique relativement récente et tire ses méthodes de l'évaluation des risques sanitaires, plus ancienne et standardisée. Ce n'est qu'en 1998 dans la foulée des travaux de Suter (1993) que l'Agence de protection environnementale des États-Unis publia une méthodologie officielle dénommée Guidelines for ERA (US-EPA, 1998), qui est considérée aujourd'hui comme une référence en la matière (Hayet, 2009). Quatre principales phases composent les méthodologies d'évaluation des risques : (i) la formulation du problème; (ii) la caractérisation de l'exposition; (iii) la caractérisation des effets et (iv) la caractérisation finale du risque. D'excellentes synthèses bibliographiques sont détaillées dans Hayet (2006), Perrodin *et al.* (2011), Suter (1993) et US-EPA (1998).

Globalement, l'élaboration d'une étude de risques écotoxicologiques peut se faire selon deux approches incluant chacune les quatre étapes ci-haut mentionnées : l'approche dite « substances », qui consiste à évaluer l'impact sur les écosystèmes de chacune des substances chimiques principales présentes dans la source de pollution du scénario étudié et l'approche dite « bioessais ou matricielle », qui consiste à évaluer l'impact sur les écosystèmes de la « mixture globale » constituant la source de pollution du scénario étudié.

1.1.7 Impacts des RUTP sur le milieu récepteur

La notion d'impact des rejets urbains sur les milieux récepteurs fait référence à l'ensemble des conséquences, directes ou indirectes, de ces rejets sur : (i) le milieu naturel (le biotope), (ii) les espèces végétales et animales qui y vivent ou en dépendent (la biocénose), (iii) les activités qui y sont pratiqués ou qui l'utilisent (les usages) (Angerville, 2009). Les types d'impacts peuvent être distingués selon leurs dynamiques (Chocat, 1997; Burton et Pitt, 2001; Parent-Raoult et Boisson, 2007) :

- effets de choc; ce sont les effets immédiats ou à court terme caractérisés par une dégradation momentanée du milieu;
- effets cumulatifs; ce sont des effets différés qui peuvent être liés soit à des polluants dont l'effet est durable, soit à l'accumulation de polluants au sein d'une matrice qui les relargue progressivement par la suite;
- effets chroniques; ils sont caractérisés par la non récupération des populations animales et végétales entre deux dégradations successives de la qualité du milieu récepteur.

Les phénomènes d'impacts dépendent de la dynamique des rejets. La sévérité de ces phénomènes est fonction de la réaction du milieu; de l'état à l'amont des rejets, la capacité d'autoépuration et la sensibilité particulière des usages pratiqués ou souhaités sur le milieu sont des éléments intervenant dans les phénomènes d'impact et déterminants pour juger leur gravité. La méthode d'évaluation de l'impact des RUTP sur le milieu récepteur aquatique présentée dans la littérature est fondée principalement sur la comparaison des concentrations

obtenues des analyses physico-chimiques aux NQE établies pour le milieu récepteur (Becouze, 2010; Birch *et al.,* 2011; Gasperi *et al.,* 2011; Zgheib, 2009; etc.).

L'influence temporelle et spatiale des atteintes au milieu aquatique en relation avec les RUTP est très variable et dépend entre autres de la nature des substances déversées (Krejci *et al.,* 2005). Ainsi, les effets des RUTP sur les milieux aquatiques peuvent se traduire par :

- l'atteinte du cours d'eau (qualité, régime hydrologique, morphologique), par exemple augmentation des concentrations des substances chimiques, modification de la température, modification des débits, modifications du lit, etc.;
- l'atteinte à l'état écologique (chimique ou physique);
- l'atteinte aux activités anthropiques; les matières grossières visibles (papier toilette, matières fécales, plastiques, etc.) dans les eaux constituent les atteintes au milieu aquatique les plus fréquemment identifiées par temps de pluie.

Les impacts les plus forts sont bien sûr associés aux activités de loisirs : promenade, jeux d'eau, baignade, pêche, etc. (Krejci *et al.,* 2005). Ils peuvent fortement altérer l'image de zones pour lesquelles le tourisme est une activité économique importante. Les déversoirs d'orage en réseau unitaire sont considérés comme étant l'une des sources les plus importantes des atteintes hygiéniques par temps de pluie (Donovan *et al.,* 2008). Les rejets pluviaux de réseaux séparatifs peuvent également, selon les cas, provoquer une contamination aiguë en germes fécaux (Haramoto *et al.,* 2006a). Cette dernière concerne principalement les réseaux séparatifs comportant d'importants raccordements défectueux (Burton et Pitt, 2002). La contamination bactériologique provenant des systèmes séparatifs sans défaut notable de raccordement émane essentiellement de sources non anthropiques (rongeurs, chiens, chats et oiseaux) et est liée au degré d'imperméabilité des surfaces du BV et à la densité d'animaux domestiques (Bertrand-Krajewski, 2006).

La sysnthèse des connaissances antérieures sur les RUTP a mis en évidence le rôle moteur joué par l'événement pluvieux dans la mobilisation et le lessivage tant de l'atmosphère, du BV que du réseau d'assainissement urbain en temps de pluie.

Dans un contexte de CC, il convient de se questionner sur l'évolution des pluies à l'horizon futur, et sur le type de données pluviométriques à utiliser pour les études de drainage en milieu urbain. En effet, pour gérer de manière optimale les eaux pluviales en milieu urbain, il devient impératif d'avoir une idée aussi nette que possible de la manière dont répondront les infrastructures de drainage urbain existantes aux modifications du climat. La conception des systèmes de drainage actuels étant basée sur l'hypothèse fondamentale de la stationnarité des événements pluvieux historiques, l'utilisation des courbes Intensité-Durée-Fréquence (IDF) issues de la climatologie présente (ou historique) pourrait devenir de moins en moins adaptée sous l'effet des CC (Rodriguez *et al.,* 2014; Willems, 2013). Malgré des inquiétudes grandissantes sur comment intégrer les potentiels risques liés au CC dans la gestion des infrastructures de drainage urbain et des ressources en eau, peu de publications ont tenté de présenter des outils méthodologiques variés sur les études d'impact du CC en contexte urbain.

L'objectif principal de l'Article 1 consiste à rendre compte de l'état des connaissances et des récents travaux réalisés sur l'étude d'impacts des CC futurs en zones urbaines. Les CC pouvant modifier les équilibres actuels du cycle hydrologique, la présente synthèse s'intéresse essentiellement aux précipitations comme variables climatiques ayant une forte influence sur le ruissellement et les systèmes de drainage urbains. L'Article 1 précise, notamment, les grandes familles de méthodes de mise à l'échelle utilisées pour construire les pluies futures ainsi que les incertitudes et les variabilités associées à ce type d'étude. Cette synthèse a fait l'objet de la publication de l'Article 1 présenté dans la section 1.2.

Rapport-Gratuit.com

1.2 Article 1: Which rainfall for climate change impact studies in urban areas? Review of Current approaches and Trends.

Eustache Gooré Bi[1], Philippe Gachon[2], Mathieu Vrac[3], Frédéric Monette[1],

[1]Département du génie de la construction, École de technologie supérieure,

1100 Notre-Dame Street West, Montréal, Québec, Canada

[2]Centre pour l'Étude et la Simulation du Climat à l'Échelle Régionale (ESCER),

Université du Québec à Montréal (UQAM),

[3]Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement,

CEA Saclay, Gif-sur-Yvette, France.

Soumis à la revue « Theoretical and Applied Climatology » le 13 octobre 2014.

Numéro de confirmation TAAC-D-14-00472.

1.2.1 Résumé

Les changements dans les précipitations extrêmes devraient être l'un des impacts les plus importants du changement climatique (CC) dans les zones urbaines. Pour évaluer leurs impacts, il est courant d'utiliser les données pluviométriques des modèles climatiques. L'objectif principal de cet article est de rendre compte de l'état des connaissances et des récents travaux réalisés sur l'étude d'impacts du CC en focalisant les regards sur les zones urbaines. Cela permettra de disposer d'une synthèse d'approches variées et consolidées à laquelle les travaux futurs pourront être comparés, ou à tout le moins tirer parti. Les approches *model output statistics* (MOS), corrigeant statistiquement les sorties de modèle climatique, constituent la tendance en vogue dans la littérature pour les études d'impact du CC en milieu urbain. L'analyse des travaux antérieurs a également permis de confirmer la non-stationnarité des données de pluie dans le climat futur, rendant nécessaire la révision des critères de conception des systèmes de drainage urbain. Cependant, de nombreuses incertitudes ont été mises en évidence en raison, notamment, d'une multitude d'hypothèses, scénarios, options de modélisation, rendant difficile la comparaison des travaux. Nonobstant cela, toutes les approches méthodologiques prédisent des augmentations dans les précipitations extrêmes en climat futur, suggérant de potentiels risques de débordements de réseaux d'égouts existants, d'inondations ou encore de refoulements dans les zones urbaines. Ainsi, les travaux futurs devront mieux quantifier les différentes sources d'incertitudes en améliorant davantage les méthodes de mise à l'échelle et de correction. De nouvelles recherches sont requises pour améliorer le processus de validation des données qui est rarement rapporté dans la littérature. L'analyse des intensités de pluie extrêmes est fondée sur la théorie des valeurs extrêmes, laquelle est basée sur l'hypothèse fondamentale de la stationnarité. Finalement, les perspectives de recherche devront explorer plus finement l'opportunité d'intégrer les conditions de non-stationnarité dans les paramètres de la loi *generalized extreme value* (GEV), suggérant ainsi une étroite collaboration entre ingénieurs, hydrologues, statisticiens et climatologues. Cela permettra d'enrichir la réflexion sur ce sujet d'intérêt sociétal.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

1.2.2 Abstract

Changes in extreme precipitation should be one of the primary impacts of climate change (CC) in urban areas. To assess these impacts, rainfall data from climate models are commonly used. The main goal of this paper is to report on the state of knowledge and recent works on the study of CC impacts with a focus on urban areas, in order to produce an integrated review of various approaches to which future studies can then be compared or constructed. Model output statistics (MOS) methods are increasingly used in the literature to study the impacts of CC in urban settings. A review of previous works highlights the non-stationarity nature of future climate data, underscoring to need to revise urban drainage system design criteria. A comparison of these studies is made difficult, however, by the numerous sources of uncertainty arising from a plethora of assumptions, scenarios and modeling options. All the methods used do, however, predict increased extreme precipitation in the future, suggesting potential risks of combined sewer overflow frequencies, flooding and back-up in existing sewer systems in urban areas. Future studies must quantify more accurately the different sources of uncertainty by improving downscaling and correction methods. New research is necessary to improve the data validation process, an aspect that is seldom reported in the literature. Finally, the potential application of non-stationarity conditions into generalized extreme value (GEV) distribution should be assessed more closely, which will require close collaboration between engineers, hydrologists, statisticians and climatologists, thus contributing to the ongoing reflection on this issue of social concern.

Keywords: Climate change (CC). Impact study. Urban drainage system. Dynamical and statistical downscaling. Extreme precipitation.

1.2.3 Introduction

It is now widely recognized, based on numerous studies, that climate change (CC) will lead to higher likelihood and intensity of weather phenomena that have the potential to cause injury and loss of life to humans, property damage, social and economic upheaval, and

environmental degradation (Berggren *et al.,* 2012; Hayhoe *et al.,* 2007; IPCC, 2013; Langeveld *et al.,* 2013; Semadeni-Davis *et al.,* 2008; Sunyer *et al.,* 2014; Willems, 2013). Optimal management of rainwater in urban settings requires as clear as possible an understanding of the response of existing drainage infrastructures to climate change. Since current urban drainage system design is based on the fundamental assumption that historical rain events are stationary, flooding in urban areas resulting from future events that exceed the capacity of existing systems could occur more frequently (Denault *et al.,* 2006; Langeveld *et al.,* 2013; Mailhot *et al.,* 2010; Willems, 2013; Zahmatkesh *et al.,* 2014). The design of urban wastewater systems (sewage pipes, collectors and interceptors, wastewater treatment plants, etc.) includes a hydrological step in which the maximum flow to be accommodated is estimated, and a hydraulic step that determines the minimum dimensions of each segment of the system. However, due to the non-stationary nature of rainfall (Denault *et al.,* 2006; Guo *et al.,* 2006; Madsen *et al.,* 2009), the use of intensity-duration-frequency (IDF) curves obtained from current climate data could become progressively less useful as a result of CC (Rodriguez *et al.*, 2014; Willems, 2013).

Rainfall data from global climate models (GCMs) or regional climate models (RCMs) are commonly used to assess the impacts of climate change. Often, these data are only available at low spatial resolution (generally higher than 15-300km) and cannot be applied directly to studies of climate impacts at the smaller urban scale (1m-10km) because of significant biases (Boé, 2007; Teutschbien et Seibert 2012; Willems *et al.,* 2012). For instance, GCM are based on large ocean and atmospheric currents and, as a result, their spatial and temporal resolution is low (Wilby *et al.,* 2004). One common question therefore, is which rainfall data should be used for CC impacts studies in urban settings? Two broad families of downscaling methods are widely used to address this question (Maraun *et al.,* 2010; Mearns *et al*., 1999): dynamic downscaling and statistical downscaling, both of which have numerous related sources of uncertainty (arising from various assumptions, scenarios, modeling options and temporal and spatial scales) that must be quantified (Sunyer *et al.,* 2014; Teutschbien *et al.,* 2011). These uncertainties are related to the various steps involved in developing a hydrological scenario (Boé, 2007; Samadi *et al.,* 2014). In spite of these uncertainties, many studies have focused

on the impact of CC on the hydrology of both rural and urban watersheds. Other studies have highlighted the effect of rainfall on urban wet weather discharge (UWWD) concentrations and fluxes (Gooré Bi *et al.,* 2015) and their impacts on receiving waters (Casadio *et al.,* 2010; Gooré Bi *et al.,* 2014). There are many review articles in the literature on downscaling methods for CC impacts studies (Arnbjerg-Nielsen *et al.,* 2013; Fowler *et al.,* 2007; Hunt et Watkiss, 2011; Maraun *et al.,* 2010; Salathe *et al.,* 2007; Shepherd, 2005; Teutschbien et Seibert 2012; Wilby et Wigley 1997; Willems *et al.,* 2012; Zorita et Von Storch, 1999). However, while the integration of potential risks associated with CC in urban infrastructure and water resource management is an area of growing concern, very few publications have focused on various methods available for studying the impacts of CC in urban settings.

The main goal of this paper is therefore to describe the state of knowledge and recent work on the study of the impacts of future CC with a focus on urban areas (generally less than 500km^2, according to Willem *et al.,* 2012), in order to provide an integrated review of the various approaches that can serve as benchmark for future work or upon which future studies can build. The review starts by describing the conceptual and terminological frameworks to be used, followed by an overview of the different downscaling approaches. This is followed by a description and discussion of a methodology specifically adapted to impact studies in urban settings, and a discussion of the uncertainties and sources of variability associated with this type of study. The paper ends by looking at future research avenues.
Because CC has the potential to upset current hydrological cycle equilibria, this paper is essentially concerned with precipitation as a climate variable that strongly affects runoff and urban drainage systems.

1.2.4 Concept and terminology

1.2.4.1 Downscaling

Downscaling of climate variables is a technique that consists in deriving the high-resolution climate data needed for hydrologic applications (CC impacts on water resources, urban

drainage, civil work design, UWWD characterization, etc.) from low resolution data produced by GCMs/RCMs. The term downscaling was proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change in 2001 (IPCC, 2001). In Europe, the term “disaggregation” or “regionalization” is generally used to refer to the same concept, while in Canada, “refinement” is proposed by Environment Canada (Hengeveld, 2000). The term “downscaling” will be used in the remainder of this paper.

1.2.4.2 Periods of interest

Analysis of the impacts of CC involves comparing climate variables for two different time periods, that for current (or historical) climate and the other, for future climate. Past studies have highlighted the fact that future rainfall can be modelled for different time periods: 1-year periods (Denault *et al.,* 2006), 10-year periods (Semadeni-Davies, 2004) or 30-year periods (Mailhot *et al.,* 2007; Olsson *et al.,* 2009, 2012). However, for studies of CC, the World Meteorological Organization (WMO) recommends a minimum time period of 30 years. The choice of the two time periods (present and future) depends on the goals of the study and available data (Sunyer *et al.,* 2014). The control period, also called the current or present period or the historical period, reflects recent climate in the region of interest (e.g. 1965-1994 or 1970-2000). The quantification of model changes is generally with respect to this control period for which observational data are available, while the future horizon over which the anticipated effects of CC are to be predicted is called the future period (e.g. 2041-2070 or 2071-2100). Analyses are carried out over periods of the same duration to avoid introducing sample size-related biases. Quantifying changes is usually done by comparing the future simulations to current simulations. Indeed, simulations of the current period can often introduce some bias compared to observations. A direct comparison of future simulations to observations therefore does not distinguish through evolution.

1.2.4.3 Climate data

Two types of precipitation data are used: observational data and climate model-derived data (GCM/RCM). Observed rainfall data are from weather stations in the region of interest,

while model data for the same region are obtained using climate models (GCMs/RCMs). In general, model data are provided for the two periods of interest defined above and their resolution must be identical to the resolution of the observational data to allow their comparison and avoid any bias. Careful selection of the time step to be used is therefore important, as this may affect results (Berggren, 2007; Willems *et al.,* 2012). The choice of time step depends on the goals of the study and must take into account the resolution of the impact model. This time step may vary from a few minutes to a day.

1.2.4.4 Extreme rainfall events - IDF curves

The description of precipitation in urban settings is essentially based on the analysis of spot measurements, primarily on IDF curves as pipe design tools (Liew *et al.,* 2014; Roux, 1996). The relationships between maximum intensities of rainfall events and their return period allow a higher degree of confidence in estimating the design dimensions of civil works taking into account the risk of failure. In constructing IDF curves, reference is made to extreme rainfall event intensities required to design urban drainage systems. To properly assess rare events and analyze related maximum intensities, extreme value theory must be used (Katz *et al.,* 2002; Katz, 2010; Naveau *et al.,* 2005; Roux, 1996). This theory was first developed by Fisher et Tippett (1928) and its application has gradually spread to many fields of societal interest including hydrology (Katz *et al.,* 2002). The best-known and most commonly used extreme value analysis method in urban hydrology is based on the generalized extreme value (GEV) distribution or Jenkinson distribution, introduced in 1958 by Emil Gumbel (Katz, 2010). It can be used to estimate quantile confidence intervals and is therefore a useful analytical tool for constructing IDF curves (Roux, 1996).

Extreme value theory is based on the stationarity assumption (absence of trends), which is applies to engineering design. Thus, standard hydrological techniques such as flood or precipitation frequency analysis, which underlie hydraulic design, all assume stationary conditions. However, extreme value theory raises questions about the validity of the stationary assumption in the context of CC (Katz, 2010), due to the presence of historical

trends in some parts of the World (Denault *et al.,* 2006; Guo *et al.,* 2006; Madsen *et al.*, 2009). In recent years, several studies have developed approaches to adjust the GEV distribution to non-stationarity conditions (Carreau et Vrac, 2011; Kallache *et al.,* 2011; Michelangeli *et al.,* 2009; Vrac et Naveau, 2007; Vrac *et al.,* 2012; Wong *et al.,* 2012, etc.), but their application are scarce in the literature. In this paper focusing on the impact of CC in urban settings, the terms rainfall, precipitation or intensity refer to extremes events.

1.2.5 General downscaling approach

Studies of the impact of CC often begin with the selection of a downscaling method. Many approaches have been described in the literature (Boé *et al.,* 2007; Fuentes et Heimann, 2000; Maraun *et al.,* 2010; Mearns *et al.,* 2003; Teutschbein *et al.,* 2011; Wilby *et al.,* 2004). The following sections present an overview of downscaling methods traditionally used in impact studies. Their classification in two families– dynamical downscaling (also referred to as 'numerical' downscaling) and empirical/statistical (also referred to as just 'statistical' or 'empirical' downscaling) – proposed by the IPPC (2001) is deemed to be the most representative and widely used classification (Herrera *et al.*, 2006).

1.2.5.1 Dynamical downscaling

This approach is based on the use of RCMs which, like GCMs, are fluid mechanics-based physical climate models. They are used to refine the horizontal resolution of climate in a given area of the globe. Their finer spatial resolution, usually on the order of 10 to 50 km, allows a more detailed description of climate characteristics due, for one thing, to a higher precision representation of Earth surface features (e.g. mountains, coastlines, presence of lakes and streams). This approach is well developed and presented in work by Boé (2007), Fowler *et al.* (2007), Maraun *et al.* (2010), Mearns *et al.* (2003), Piazza *et al.* (2011) Schmidli *et al.* (2006), Teutschbein et Seibert (2010) and Widmann *et al.* (2003). Readers are referred to the original papers for more details and a better overview of the topic.

In summary, the dynamic approach can be used to model the physical processes and feedbacks involved in future CC that fall outside the timeframe for which instrumented observational data are available (Piazza *et al.,* 2011). As a result, the precision and information required at smaller spatial scales are seriously biased, resulting in the potential underestimation of extreme precipitation, a variable of primary importance in urban hydrology (Benestad et Haugen 2007; Dibike *et al.,* 2008). This approach is also very computationally-intensive because of the very high resolution of the models involved.

1.2.5.2 Statistical downscaling

Statistical downscaling is based on the premise that local climate features can be derived from a series of large-scale global climate variables. The techniques used allow the determination of statistical relationships between observed local conditions and predictors obtained from climate data for the recent past. Many studies in the literature describe statistical downscaling methods (Boé *et al.,* 2007; Charles *et al.,* 2004; Chen *et al.,* 2011; Cannon 2012; Denault *et al.,* 2006; Déqué, 2007; Farajzadeh *et al.,* 2014; Gaitan *et al.,* 2013; Hessami *et al.,* 2008; Huth et Kyselý, 2000; Jeong *et al.,* 2012; Liu *et al,.* 2013; Maurer *et al.,* 2008; Maraun *et al.,* 2010; Pagé *et al.,* 2009; Piani *et al.,* 2010; Samadi *et al.,* 2014; Vrac *et al.,* 2007; Vrac et Naveau, 2007; Wilby et Wigley, 1997; Wilby *et al,.* 2004; Willems et Vrac 2011; Wong *et al.,* 2014; Zorita et Von Storch, 1999, etc.). Figure 1.1 shows the different families of statistical downscaling approaches developed in these studies. The choice of statistical downscaling model type should depend on which climatic variable is downscaled, as different variables have different characteristics that make them more or less suitable in terms of a given model (Benestad, 2010).

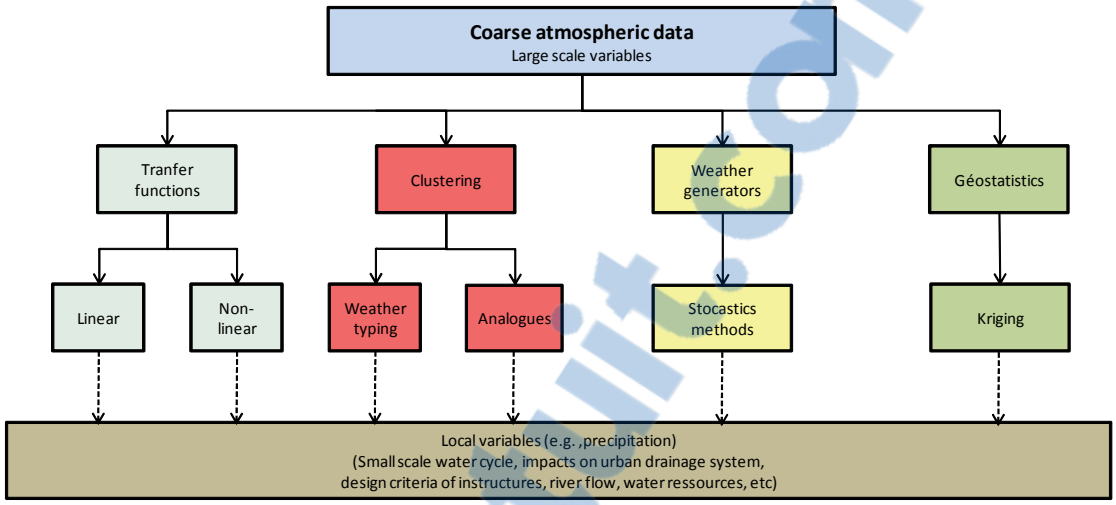

Figure 1.1 Major families of statistical downscaling methods
Adapted from Vrac (2012, p. 40)

These studies highlight the fact that statistical downscaling is not very costly from a numerical standpoint and yields very satisfactory results in view of its complexity (Piazza *et al.,* 2011). However, result quality is directly dependent on the quality of the observational databases used, suggesting that statistical downscaling methods cannot predict CC that have not already been observed. Nevertheless, comparing the two approaches, Haylock *et al.* (2007) conclude that statistical methods can have as high skill as dynamical for the simulation of precipitation. Many of the dynamical and/or statistical downscaling techniques presented in this section are generally used to study the impact of CC at the global or regional scale, on large watersheds (generally less than 1000 km^2) to look at low flow in streams, floods, groundwater recharge or drought in large rivers. The validity of many of these methods has not yet been tested in urban areas and work published in the literature to date provides very little information on their effectiveness at smaller scale (1-10km^2), such as in urban watersheds (Arnbjerg-Nielsen *et al.,* 2013; Willems *et al.,* 2012).

Since downscaling is not an end in itself, but a process which provides necessary data and information to end-users (Maraun *et al*., 2010), such global approaches are not very useful for estimating the impacts of CC on hydrologic budgets at a local scale.

Rapport-Gratuit.com

To overcome for these shortcomings, a new trend that combines the benefits of the two traditional downscaling approaches is increasingly examined. In a comprehensive review of precipitation downscaling, Maraun *et al.* (2010) raise MOS methods that statistically correct the outputs of RCMs/GCMs so as to make them useful for impact studies (hydrologists, engineers, etc.). In other words, this approach consists in developing a transfer function to fit the statistical distribution of model data to that of observed data (Piazza *et al.,* 2011). The following section will expound on this by presenting methodological approaches more specifically adapted to studies of the impact of CC at smaller scales, such as urban watersheds.

1.2.6 Specific approaches of downscaling for urban watersheds

Several downscaling methods exist for the study of CC impacts at the urban scale. Table 1.7 lists various approaches commonly used to estimate future precipitation in small watersheds. MOS approaches are regularly used to derive maximum intensity values of future rainfall events for studies of CC impacts in urban areas. Empirical approaches, which are seen as a safe way to predict CC, are also considered in this review.

Tableau 1.7 Commonly used downscaling methods

GREAT FAMILY	APPROACH	METHOD	REFERENCE
MODEL OUTPUT STATISTICS (MOS) METHODS	CHANGE FACTOR (DELTA CHANGE)	Constance Scaling (CS) *Mean basis*	Nguyen *et al* ., 2008 Semadeni-Davis *et al* ., 2008 Mpelasoka et Chiew, 2009 Chen *et al.,* 2013
		Daily scaling (DS) *Quantile basis*	Olsson *et al.,* 2009 Berggren *et al.,* 2012 Sunyer *et al.,* 2012 Willems et Vrac, 2011
		Transposition of historical IDF curves using aeriel rainfall factor (ARF) *Quantile basis*	Mailhot *et al.,* 2007 Olsson *et al.,* 2013 Semadeni-Davis *et al.,* 2008 Willems, 2013
	BIAS CORRECTION	Daily Translation (DT) *Quantile basis*	Koutroulis *et al.,* 2013 Chen *et al.,* 2013 Mpelasoka et Chiew, 2009
		Local intensity scaling (LOCI) *Mean basis*	Teutschbein et Seibert, 2012 Schmidli *et al.* , 2006 Chen *et al.* , 2013
		Daily bias correction (DBC) *Quantile basis*	Teutschbein et Seibert 2012 Schmidli *et al.* 2006 Chen *et al.* ,2013
EMPIRICAL/STATISTICAL METHODS	EMPIRICAL	Fixe percentage	Niemczynowicz, 1989 Water *et al.,* 2003 Semadeni-Davis, 2004 MDDEFP, 2011
		Translation by two of historical IDF curves return period	Grum *et al.,* 2007 Mailhot *et al.,* 2007 Larsen *et al.,* 2009 Willems et Vrac, 2011
	LINEAR-REGRESSION	Extrapolation of the historical IDF curves using linear regression	Deneault *et al.,* 2006 Guo *et al.,* 2006 Madsen *et al.,* 2009

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Each of these approaches and their applications are presented, discussed and critiqued in the following sections. Readers are referred to the original publications for more detailed descriptions.

1.2.6.1 Change factor (or Delta change) approach

Change factor methods are commonly used to assess the impacts of CC at the hydrological scale. They are by far the most widely used methods to produce local scale future climate scenarios (Boé *et al.,* 2007).

- **Constance scaling (CS)**

The CS method applies a constant factor to observational data to derive estimations of future precipitation at the local scale. The underlying principle is based on adjusting observations at the local scale in light of climate model (GCMs/RCMs) data. This constant factor is estimated as the ratio of the mean values of two simulated rainfall series (present and future), then applied to the observed rainfall data series to derive future rainfall. Mpelasoka et Chiew (2009) reported that this method was first introduced by Santer et al. (1990) and used in the first IPCC future climate assessment report. Later, Wilby and Harris (2006) combined the method with other sources of uncertainty to assess the impact of CC on flow in the River Thames (UK). To assess the impacts of CC and urban development on the combined sewer network in the City of Helsingbord (Sweden), Semadeni-Davies *et al.* (2008) applied the method to model data from a RCM and noted an increase in extreme precipitation in the future. Kay *et al.* (2009), on two large watersheds (Beult and Duddon, United Kingdom), and more recently Chen *et al.* (2011) in Quebec, Canada, also applied this approach to compare the relative importance of various sources of uncertainty. Many authors have also used this approach either by itself or combined with other methods to demonstrate an increase in extreme precipitation in the future (Arnbjerg-Nielsen, 2008; Grum *et al.* 2006; Nguyen *et al.,* 2008; Mpelasoka et Chiew, 2009; Teutschbein et Seibert, 2012).

The CS method is a stable and robust method for constructing future climate following the same dynamics as current conditions. However, by implying that extreme or strong rainfall events will vary in the same way as other events and that biases for the climate model derived for the control period are the same as future biases, this approach shows its limitations (Arnbjerg-Nielsen *et al.,* 2013; Boé *et al.,* 2007; Chen *et al.,* 2011; Mpelasoka et Chiew, 2009). To overcome these limitations, more sophisticated versions of the Delta change methods have been developed.

- **Daily scaling (DS)**

The DS method compares present and future climate model simulations to identify change anomalies that are then applied to observational data for the location of interest. The distribution of change factors is estimated as the ratio of percentiles of the simulated future precipitation distribution and corresponding values for the reference (historical) period, for the same season or emission scenario. Unlike the CS method which downscales all the observed daily precipitation values using the same constant factor, the quantile-quantile method accounts for changes in the daily distribution of rainfall with different corrections for different amounts of daily precipitation.

In a study of the impact of CC in Uccle, Belgium, Willems et Vrac (2011) compared the DS method (quantile-quantile) to the weather typing method. While the two methods are based on completely different assumptions, the results highlighted the fact that modelled impacts on the sewer system for this town are exactly identical. In an earlier comprehensive study, Olsson *et al.* (2009) redefined the Delta method and applied it to model data from a RCM in light of observational data from the City of Kalmar, Sweden. Results showed that the DS method adequately describes changes for different levels of rainfall intensity and is better at applying them to observations than the traditional CS method. Based on these results, Olsson *et al.* (2013) used the DS method for looking at intensities of short-duration events in the City of Arvika, Sweden, which will increase in the future. Results also showed that, although it is sufficient for current climate conditions, the capacity of sewer systems will be insufficient in the future. As a result, many authors have adopted this approach because of its

ability to reproduce future conditions by taking into account various factors that reflect spatial and temporal variability (Anandhi *et al.,* 2011; Berggren *et al.,* 2012; Bosshard *et al.,* 2011; Chiew *et al.,* 2009; Mpelasoka et Chiew, 2009; Sunyer *et al.,* 2012, etc.). In practice, however, this approach has limitations because it requires daily data which makes it difficult to quickly model rainfall, for one.

In summary, the CS and DS methods are variations on the Delta approach that correct observations by comparing current and future model rainfall series, either month by month or day by day, thus incorporating seasonal variations. However, several authors noted that caution is required when assuming stationarity between current and future climate data (Christensen *et al.,* 2008; Willems et Vrac, 2011). Finally, corrected data thus obtained may be used to construct IDF curves for urban rainfall-related design and management purposes.

- **Transposition of current IDF curves using the aerial rainfall factor (ARF)**

The aerial rainfall factor (ARF) approach for transposing current IDF curves is another variation on the Delta approach that corrects observations by comparing current and future rainfall according to their maximum intensities. The underlying principle is based on the adjustment of current IDF curve intensities using the ARF. For a rainfall event of a given duration and return period, the ARF is calculated as the ratio of model maximum intensities for the future and current (historical) periods. Thus, future maximum intensities at the local scale (observed) are obtained by multiplying current IDF curve intensities by this ARF.

Based on a statistical analysis of historical rainfall events in Southern Quebec, Canada, using this method, Mailhot *et al.* (2007) concluded that extreme rainfall events will increase in the future compared to current rainfall events. Thus, transposition of current IDF curve data using the ARF revealed that return periods of short-duration events (2hr and 6hr) are about 50% shorter in future climate, and a third shorter for long-duration events (12hr and 24hr). While they confirm work by Grum *et al.* (2007) and are supported by results from Willem (2013), these results should be confirmed, since they are based on data from a single regional

model for Canadian climate (MRCC, version 3.7.1). Thus, the lack of long-term continuous data for many regions of the World may limit the application of this method.

In summary, the three methods based on the change factor (or Delta) approach (CS, DS and ARF) described in this section correct observational data in light of climate model data to produce future projections at the local scale. They are simple methods providing practical solutions to construct rainfall scenarios for future climate (Fowler *et al.,* 2007; Salathe, 2005). However, their ability to adequately reproduce future conditions is linked to the quality of control climate observations (current or historical), implying that their performance is difficult to assess and compare. Finally, the assumption that climate variability and the statistical distribution of rainfall remain unchanged because they are the same as for the control period is a major limitation given the non-stationary nature of future climate (Chen *et al.* 2013; Christensen *et al.* 2008; Willems et Vrac, 2011).

1.2.6.2 Bias correction approach

- **Daily translation (DT)**

The DT method is a bias correction approach consisting in calculating the mean bias of a climate model by comparing observed and simulated daily data for the control period, then transposing this mean bias to the future climate scenario. This method corrects the frequency and amount of precipitation. By combining the DT method with data from 24 climate scenarios in a CC impact assessment study, Koutroulis *et al.* (2013) concluded that water resources on the island of Crete, Greece, were declining. In a comprehensive study, Mpelasoka et Chiew (2009) simultaneously applied the CS, DS and DT methods to 14 GCMs for Queensland, Australia, and their results showed that the DT method is the most likely to produce realistic future precipitation predictions. The use of this method remains limited, however, by the limited amount of simulated daily data available.

- **Local intensity scaling (LOCI)**

The LOCI method is only used to correct precipitation, unlike other methods that also correct temperature. Determining the frequency and amount of corrected precipitation using the LOCI method involves three steps (Schmidli *et al.,* 2006): (1) a wet-day threshold is derived from the model daily precipitation series for each month such that the threshold exceedance matches the wet-day frequency for the observed time series; (2) a scaling factor is calculated to ensure that the mean value of observed precipitation is equal to the mean model value for the control period for each month; (3) the thresholds and factors determined in the monthly climate control are used to adjust monthly precipitation values for the future period.
Schmidli *et al.* (2006) applied this method to reanalyse data from a GCM for the European Alps and showed that it can greatly reduce biases in precipitation frequency distributions even for the highest quantiles. One of the limitations of the method, however, is that it does not take into account changes in the precipitation frequency distribution. The same correction factor is applied to each rainy day of a given month. In addition, it does not reproduce the effect of regional processes and the results derived using RCM outputs are very poor (Schmidli *et al.,* 2006).

- **Daily bias correction (DBC)**

The DBC method is a hybrid method that combines the LOCI and DT methods. The LOCI method is first used to correct the precipitation occurrence, insuring that the frequency of the precipitation occurrence of corrected data at the control period is equal to that of the observed data for a month. The DT method is then applied to correct precipitation and temperature frequency distributions. This hybrid method takes advantage of the LOCI method to correct for precipitation occurrences then, instead of applying the same factor for each daily precipitation (as is the case, for instance, for the LOCI method) for a given month, it modulates change according to the amount of daily precipitation. However, the DBC method does not adjust the time structure of occurrence of daily precipitation events. In assessing the uncertainty associated with using six empirical downscaling methods in the Chickasawhay watershed in Quebec, Canada, Chen *et al.* (2013) found that the DT and DBC

methods produced better results than the LOCI method, which suggests that downscaling methods based on the quantile approach (DT, DBC) perform better than the method based on the mean approach (LOCI) (Teutschbein et Seibert, 2012).

In summary, unlike methods based on the Delta approach (CS, DS, ARF) that correct observed data using model data for future and historical (current) periods, bias correction methods (DT, LOCI, DBC) correct climate model (RCM/GCM) data using observed and model data for the control period for the location of interest. Ultimately, each of the two MOS approaches used (change factor and bias correction) has its own set of underlying assumptions and limitations. It is therefore difficult to *a priori* determine which approach is best because both sets of assumptions may be valid under the local climate conditions of interest (Ho *et al.,* 2012). Previous studies have shown that the uncertainty associated with the choice of downscaling method is smaller than the uncertainty arising from the choice of RCM (Chen *et al.,* 2013), which suggests that the relative impact of using one or the other of these approaches is marginal compared to other sources of uncertainty.

1.2.6.3 Empirical approach

Methods based on the empirical approach presented in this section are technical that do not use climate model data as opposed to MOS methods. They are based on observational data and apply directly to the historical IDF curves. Thus, the empirical methods are commonly used in practice to account for the potential impacts of CC. They are part of the statistical/empirical family of methods (according to the classification by the IPCC, 2001).

- **Translation by two of historical IDF curve return periods**

The translation by two of return period's method is an empirical approach based on halving the return periods of current short-duration rainfall events. Thus, present-day rainfall events with return period N are considered as having a return period of N/2 in future climate. This is a practical technique for estimating future rainfall from current IDF distribution data.

The method arises from several past studies comparing model present and future period data for short-duration extreme events. Larsen *et al.* (2009) noted a general increase in the intensity of extreme events in Europe and that a 1-hr duration precipitation event with a 20-year return period will, in the future, have a 10-year return period in Spain. Willems et Vrac (2011) confirmed this conclusion for the town of Uccle, Belgium, noting that the return period of 10-minute events will drop from 2-5 years to 1-2.5 years in future climate. Much earlier, other authors had suggested that return periods should be increased in order to keep information from current IDF curves, for lack of a better solution (Grum *et al.,* 2007; Mailhot *et al.*, 2007). These studies suggest that maximum intensities of short-duration and high return period rainfall events will increase even more in future climate. This could lead to overflow, flooding or back-ups in existing sewer systems in urban areas. For this reason and as a measure for mitigating the impacts of CC, this type of approach is deemed a conservative option for managing and designing urban drainage systems.

- **Fixed percentage**

The fixed percentage method is a conservative approach based on estimating acceptable risk in a CC context. For a given area of interest, it involves increasing historical (current) IDF curve intensities by a fixed percentage to obtain future IDF curve intensities for future climate. Recognized for its simplicity of use for estimating design rainfall events for drainage structures, this empirical approach has often been used by government bodies or international organizations to predict future climate conditions (MDDEFP, 2011; IPCC, 2007). Thus, in its new rainwater management guidance document (MDDEFP, 2011), the Ministère de l'Environnement du Québec, Canada, recommends that current IDF curve data be raised by 20% for the design of minor drainage systems (return periods of 2-10 years) and by 10% for major drainage systems (return periods of 25-100 years). However, these recommendations are based on results from a single study (Mailhot *et al.,* 2007) using a single Canadian regional climate model simulation (*MRCC, version 3.7.1*). In a sensitivity study of wastewater entering the City of Lycksele, Sweden, water treatment plant, Semadeni-Davies (2004) adjusted historical (1984-1993) precipitation data by a factor ranging from -10% to +40%.

These adjusted data were then used as input into a hydrological model to estimate future groundwater infiltration into sewer pipes. In a study of the impacts of CC on a rainwater drainage system in the Province of Ontario, Canada, Waters *et al.* (2003) increased design rainfall intensity by 15% in the PC SWMM 2000 model in order to design adaptation measures. Earlier, Niemczynowicz (1989) pioneered this method in a sensitivity study of the City of Lund, Sweden, drainage network. This author adjusted maximum intensity values from historical IDF curves by different percentages (10, 20 and 30%), using the resulting intensity values in the SWMM hydrological model.

Empirical approach methods arise from preliminary results of climate model simulations in some cases (MDDEFP, 2011; Larsen *et al.,* 2009; Willems et Vrac, 2011) or from the experience of urban drainage system managers in other cases (Niemczynowicz, 1989; Semadeni-Davis, 2004; Water *et al.,* 2003). Although these methods provide a simple solution for the preliminary assessment of sewer system sensitivity, there is still a risk of under- or overestimating peak flows and, as a result, of under- or over-dimensioning drainage structures. In either case (under- or overestimation), this risk remains because uncertainties are large. Underestimating peak flow will produce urban drainage system designs with insufficient capacity to handle future rainfall events. As a result, municipal policy makers and managers will still be faced with claims by residents for damages related to sewer back-up and overflow or urban flooding. Overestimating peak flows and thus over-dimensioning rainwater drainage structures, on the other hand, could lead to cost overruns in an economic context where financial pressures are already rampant. For these reasons, caution should be used when applying methods based on the empirical approach.

1.2.6.4 Linear regression approach

- **Extrapolation of historical IDF curves into the future**

Like the empirical approach, the linear regression approach is based on observational data and applies directly to historical IDF curves.

Rapport-Gratuit.com

This method is based on the analysis of annual maximum intensities of historical precipitation series for different time steps, followed by an analysis aimed at constraining the presence of trends in these values using linear regression, after which various statistical tests (Mann-Kendall, Cox-Stuart, non-parametric test, etc.) are used to validate the existence of such trends. Observed trends are used to extrapolate current IDF curves to future climate.
Linear regression is a statistical method for estimating future precipitation in a CC context that is relatively easy to use and not very time-intensive. Recently, Olsson *et al.* (2013) used this method to extrapolate data from historical (1961-1990) IDF curves from an urban watershed in Arvika, Sweden, and concluded that short-duration extreme precipitation events are likely to increase by 10 to 30% by the end of this century, despite some uncertainty. Denault *et al.* (2006) for Vancouver, Canada, and Guo *et al.* (2006) for Charlottenlund, Denmark, applied this approach to predict extreme precipitation in future climate. The method does require long time series of observational data that must show a trend over time. Thus, one of its main limitations is related to the assumption that any observed trend will continue into the future. It is also difficult to determine whether or not an observed trend is related to CC or simply to natural variability, which may play an important role in future increases in extreme and summer precipitation (Kendon *et al.*, 2010). In addition, available observational data sometimes span too short a period and do not really lend themselves to a proper trend analysis (Denault *et al.*, 2006; Madsen *et al.*, 2009). Several studies in the literature did not detect a trend in current climate (Madsen *et al.*, 2009; Mailhot *et al.,* 2007).

In summary, one of the major limitations to statistical downscaling is the need for high quality observational data at spatial and temporal scales that are compatible with the impact model. As a result, there are many regions of the globe to which this statistical approach cannot be applied (Boé *et al.,* 2007). Taken separately or in combination, all the approaches discussed above reveal the same trend: extreme rainfall events will increase in the future, with potential risks for overflow in existing sewer systems, and flooding or outlet (back-ups) in urban areas. The review of previous work highlighted the fact that all these statistical correction approaches have the potential to improve climate model (GCMs/RCMs) output

data, although in some cases, uncertainties related to (simulated or observed) data quality and to the type of downscaling approach used remain.

1.2.7 Uncertainties and variability

Several sources of uncertainty are involved in the climate modelling process. Downscaling methods applied to projections under IPCC scenarios for the 21st century predict for the most part an increase future rainfall albeit with disparities depending on the regions and seasons considered (Amin *et al.*, 2013; Hayhoe *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2013; Lu et Qin 2014, etc). However, the magnitude of this increase varies between studies as a result, notably, of the large number of assumptions, scenarios, modelling options and/or temporal and spatial scales used, rendering their comparison very difficult. This variety of parameters may be accounted for by diverging views about the future state of the World, but also about past and current climate conditions (Vrac 2012). Thus, GCMs are based on unique equations and mathematical parameters selected by developers to reflect the physics of the Earth system. All these models have uncertainties that depend on the choices made and computing power-related limitations (Benestad, 2010; Chen *et al.*, 2011; Déqué *et al.*, 2007; Ducharne *et al.*, 2009; Dobler *et al.*, 2012; Vrac *et al.*, 2012; Samadi *et al.*, 2014). The uncertainty associated with CC impact studies has been quantified in numerous hydrological studies, many of which found that climate models contribute greatly to the global CC uncertainty, regardless of the criterion used. Several studies argue that uncertainties arise, in decreasing order of importance, from the following: (i) climate models; (ii) the downscaling method used; (iii) the hydrological model structure; (iv) hydrological model parameters; and (v) the emission scenario used (Chen *et al.*, 2013; Déqué *et al.*, 2007; Kay *et al.*, 2009; Teutschbein *et al.*, 2011; Wilby et Harris 2006). Other authors argue that uncertainties related to hydrologic modeling may be predominant (Wilby 2005). However, other sources of uncertainty such as the downscaling approach and natural climate variability (Ho *et al.*, 2012; Hawkins et Sutton 2009; Kendon *et al.*, 2010; Murphy *et al.*, 2009) may contribute just as much to the overall uncertainty, depending on the criterion selected.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

According to Boé (2007), the difficulty in carrying CC impact studies resides in the need to take into account the various uncertainties involved at different stages of these studies (Figure 1.2).

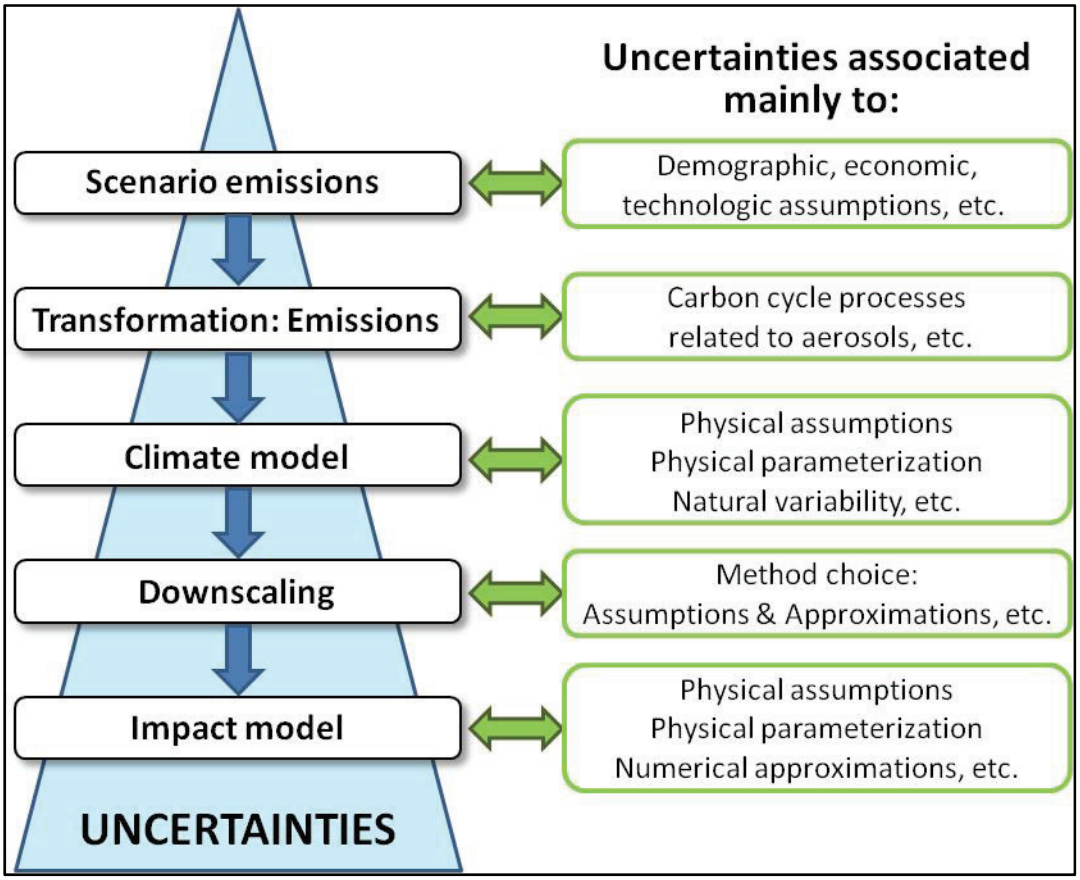

Figure 1.2 Uncertainties involved in CC impact studies
Adapted from Boé (2007, p. 44)

Aside from uncertainties related to model structure and to downscaling approaches, the assumption that the calculated bias for current climate variables is essentially the same as for future climate variables is also a source of uncertainty (Teutschbein *et al.*, 2010). The same is true for model calibration under non-stationary conditions. Most models assume stationary conditions, or that the parameters used to characterize the current system will remain valid in the future, which seems unlikely given current predictions (Arnbjerg-Nielsen *et al.*, 2013;

Hagemann *et al.*, 2010; Piani *et al.*, 2010). For their part, Christensen *et al.* (2008) argue that biases currently observed in MOS approaches should change in a climate warming context. For these reasons, caution should be used in interpreting change values from CC impact studies, and the systematic quantification of the many sources of uncertainty associated with these studies appears essential.

1.2.8 Conclusions and future considerations

This review paper on the study of CC impacts in urban settings highlighted several key considerations which are summarized below.

While they use similar methodological approaches, past studies differ from one another in their many assumptions, scenarios and modelling options, making their comparison difficult. The different timeframes (past-present-future) raise different questions about the development of downscaling approaches, the conditions under which these approaches can be applied, and their robustness for dealing with climate conditions different from present conditions. This may in part explain the variability observed between the different studies reviewed.

Irrespective of the uncertainties associated with future climate evolution scenarios and choices relating to climate modelling and downscaling methods, an increase in extreme precipitation is more than likely even if the magnitude of this increase differs between studies. These predictions have to be viewed as broad indications of the magnitude of the CC phenomenon rather than as set and definitive values. There are many sources of uncertainty which must imperatively be quantified for any impact study to be complete and sufficient. This will allow policy makers and managers to make informed and enlightened decisions.

Because the two families of downscaling approaches (dynamical and statistical) reviewed in this paper each have their advantages and disadvantages, it is difficult to establish a definitive position on their performance. The choice of one or the other depends, for one thing, on the nature of available data and the goals of the study. The two approaches are complementary

and do not have the same limitations: by comparing their results respecting future climate, it will be possible to constrain the robustness of predicted impacts. The MOS approach, which couples climate model (GCMs/RCMs) outputs with statistical methods, is increasingly used in the literature for CC impact studies at the urban scale. In the future, other approaches usually applied to large rural areas (e.g. stochastic methods or transfer functions-Figure 1) would benefit from being more widely used in urban areas. Indeed, they could bring relevant information to enrich the practices of impact assessment of CC. For regions such as Africa or South America where climate model development is not as advanced, statistical methods are an interesting research avenue.

Ultimately, though, an assessment of impact model output results is a necessary step for validating any downscaling method used to predict future rainfall. For instance, rainfall data biases may prove negligible depending on the sensitivity of the impact model used and vice versa. Thus, the reliability of hydrological model predictions and their comparison with observations require careful attention. By allowing the validation of the various steps of the process, hydrological modelling is a valuable step in studying the impact of CC. As such, it is a useful decision-making tool in planning major investments for both urban drainage system managers and policy makers. New research is required to improve data validation, a process which is rarely reported in the literature. For studies in urban settings, validation of extreme rainfall intensities is based on extreme value theory, itself based on the fundamental stationarity assumption.

Given the non-stationary nature of rainfall data highlighted by previous studies, urban drainage system engineers and managers must determine the best way to use such data to design future hydraulic infrastructure or assess their performance. Standard hydrological methods (flood or precipitation frequency analysis) on which hydraulic design rests are all based on the stationarity assumption. This raises new challenges for civil engineers who must revise design criteria for urban infrastructures, and for statisticians and climatologists, who must adapt the GEV distribution to include non-stationary conditions. More work will be required in this major field to ensure the sustainability not only of existing drainage structures but of future ones as well.

Finally, a better quantification of the various sources of CC-related uncertainty through improved downscaling and correction methods will be necessary. Impact model (hydrological model) results will have to be published and analyzed to inform discussions and fine-tune research requirements in this field of growing interest.

1.2.9 Acknowledgments

The authors wish to thank the city of Longueuil (Quebec, Canada) for support for this research. We would further like to thank the anonymous reviewers and editor for comments and suggestions on the manuscript. Special thanks to Julien Boé from French Climate Modelling and Global Change Team, CERFACS/CNRS for stimulating discussions and his agree for Figure 1.2.

1.3 Conclusions et perspectives de l'état des connaissances

L'état des connaissances sur les RUTP a mis en évidence que les études antérieures se sont davantage focalisées sur les propriétés physico-chimiques des paramètres de base, des métaux lourds et des HAPs. D'autres micropolluants organiques (BPC, pesticides, COVs, composés phénoliques, etc.) demeurent moins documentés, car peu étudiés jusqu'à ce jour. Les concentrations des paramètres rapportées dans la littérature indiquent une grande variabilité de leur occurrence, de leur quantité et de leur qualité suivant les sites suivis, les occupations des sols des BV, les pratiques locales et le type de réseau (unitaire ou séparatif pluvial).

Les travaux antérieurs ont également montré que la pollution urbaine est liée à l'événement pluvieux, qui joue un rôle mobilisateur dans le processus de génération et de lessivage des polluants des RUTP. Aussi, les tendances de CC futurs indiquent une augmentation des événements de précipitations extrêmes dans certaines régions du globe, suggérant un ruissellement des eaux pluviales de plus en plus important en milieu urbanisé. Cependant, la corrélation entre les indicateurs de qualité (flux, concentrations) et les variables hydrologiques demeure moins investiguée dans la littérature.

Par ailleurs, les études d'impact des RUTP sur le milieu récepteur sont restées liminaires, et demeurent basées sur la comparaison des concentrations physico-chimiques aux NQE définies par les autorités gouvernementales pour les eaux réceptrices. Cette approche basée sur les substances seules ne prend pas en compte les effets de synergie, d'inhibition et/ou antagoniste de l'effluent. Le volet écotoxicologique des RUTP pouvant permettre d'évaluer le risque global de l'effluent sur les écosystèmes du milieu récepteur reste peu prospecté. Ainsi, les travaux antérieurs ouvrent unanimement les perspectives de recherche à:

- l'analyse de l'influence des caractéristiques de la pluie sur les indicateurs de pollution (concentrations, flux);
- l'évaluation des outils d'estimation du risque écotoxicologique de l'effluent urbain sur les cours d'eau récepteurs;
- l'évaluation de l'impact des CC sur les flux de pollution, d'une part, et sur les indices de risques écotoxicologiques des RUTP à un horizon futur, d'autre part, afin de planifier plus prudemment les investissements requis.

1.4 Positionnement du sujet de recherche

Cette section présente la problématique de recherche et énonce les objectifs de l'étude.

1.4.1 Problématique de recherche

Les problèmes de refoulement d'égouts unitaires, d'inondation urbaine et de pollution du milieu récepteur sont devenus de plus en plus récurrents, et cette tendance devrait s'amplifier en raison notamment de l'aménagement du territoire contribuant à l'augmentation des surfaces imperméabilisées dans les villes, et des changements significatifs dans les régimes de précipitations (Denault *et al.*, 2006; IPCC, 2013; Mailhot *et al*., 2007; Mailhot *et al.,* 2012; Khedun et Singh 2014; Semadeni-Davis *et al.*, 2008; Wilby *et al.*, 2007; Whitehead *et al.*, 2009). Les effets conjugués de ces deux facteurs contribuent à la modification du ruissellement en milieu urbain et à l'augmentation de la rapidité des apports vers les cours d'eau récepteurs, ce qui modifie le régime hydrique naturel de ces derniers (Krejci *et al.*,

2005; Denault *et al.*, 2006; Willem, 2013). Plusieurs auteurs ont conclu que les RUTP constituent un vecteur significatif de polluants vers les milieux aquatiques souterrains et de surface (Burton et Pitt, 2002; Chocat *et al.*, 2007; Casadio *et al.*, 2010; Passerat *et al.*, 2011). L'état écologique des cours d'eau récepteurs devient inquiétant avec des débordements d'égouts unitaires en temps de pluie, et cette tendance devrait augmenter (Patz *et al.*, 2008). À l'échelle du Québec, et pour la seule année 2013, le Ministère des Affaires Municipales, des Régions et de l'Occupation du Territoire (MAMROT) a recensé plus de 45 000 déversements d'égouts unitaires dans les cours d'eau récepteurs en provenance de près de 4 500 ouvrages de surverse que compte la province. Pendant la même période, l'agglomération de Longueuil a enregistré 612 débordements sur ses 90 ouvrages de surverses, dont 73 % sont intervenus en temps de pluie alors que 27 % sont attribuables aux fontes de neige, aux urgences et autres (Données, Ville de Longueuil). Étant donné que ces cours d'eau constituent dans bien des cas la source d'approvisionnement en eau potable des municipalités et du fait de la nécessité de protéger les écosystèmes aquatiques et les activités récréatives, l'augmentation des précipitations extrêmes dans un horizon futur pourrait détériorer davantage le niveau de service actuel des réseaux d'assainissement et avoir un effet dommageable sur la disponibilité et la qualité de la ressource en eau. L'appréhension de cette pollution commence par une meilleure connaissance des phénomènes mis en jeu en amont, à l'échelle du BV, par la quantification des charges polluantes des différents paramètres de pollution et du devenir des polluants à l'aval dans le milieu récepteur. La présente recherche pose ainsi le problème de la pollution du milieu récepteur par les RUTP générés à l'échelle d'un BV urbanisé. Au regard de l'unanimité observée dans l'état des connaissances actuelles, il ressort, notamment, que deux axes de connaissances restent à améliorer, voire à approfondir aussi bien en données qu'en méthodologie pour une meilleure gestion des effluents urbains dans le temps.

Premièrement, l'événement pluvieux joue un rôle essentiel tant au niveau du processus de lessivage de l'atmosphère et des surfaces imperméabilisées du BV qu'au niveau de l'érosion des dépôts dans les réseaux d'égouts unitaires entrainant ainsi de nombreux polluants. Ainsi, évaluer plus spécifiquement l'influence des caractéristiques pluviométriques comme

variables explicatives des flux et des concentrations de polluants urbains contribuerait à mieux définir les stratégies de gestion de ces polluants au plus près de la source de production.

Deuxièmement, les études d'impact des RUTP sur le milieu récepteur rencontrées dans la littérature sont basées majoritairement sur la comparaison des concentrations chimiques de l'effluent avec les NQE. Cette approche basée uniquement sur les substances dosées dans l'effluent s'avère limitée car, d'une part, il existe plusieurs substances dans un effluent, et d'autre part, toutes les substances ne sont pas dosées en raison du coût souvent élevé des analyses.

De ce fait, et au regard de la nature très dynamique des RUTP qui varient considérablement en fonction de plusieurs facteur (caractéristiques du BV, événement pluvieux, type de réseau, etc.), il devient impératif d'évaluer l'impact des RUTP sur le milieu récepteur par une caractérisation plus fine du risque écotoxicologique. Les mesures de toxicité présentent l'avantage de déterminer directement l'effet combiné de tous les polluants contenus dans l'effluent par l'approche bioessais en plus de les identifier par l'approche substances. Une telle approche conjuguée à l'évaluation de l'impact des CC permettrait de planifier plus prudemment les investissements futurs dans un cadre scientifique et opérationnel maitrisé.

1.4.2 Hypothèses de recherche

Pour étayer cette problématique de recherche, trois hypothèses ont été énoncées :

Hypothèse 1

Les caractéristiques de l'événement pluvieux constitueraient les variables prépondérantes de la génération des concentrations évènementielles (EMCs) et des flux évènementiels (EFs) de polluants des RUTP à l'échelle d'un BV unitaire.

Hypothèse 2

Le déversement direct des RUTP dans un cours d'eau récepteur peut conduire à une altération des écosystèmes aquatiques de ce milieu.

Hypothèse 3

Les changements climatiques (CC) pourraient entrainer une détérioration significative du niveau de service actuel des ouvrages de surverse, et avoir un effet dommageable sur la disponibilité et la qualité de la ressource en eau du milieu récepteur.

1.4.3 Objectif général et objectifs spécifiques

L'objectif général de ces travaux de recherche consiste à améliorer les connaissances des RUTP et leurs impacts sur un cours d'eau récepteur de surface dans un contexte de plus en plus changeant (CC, urbanisation, réglementations environnementales, etc.). Cet objectif général se décline en trois objectifs spécifiques.

Objectif 1

Évaluer et analyser l'incidence des variables pluviométriques sur les concentrations moyennes et les flux à l'échelle évènementielle. Ceci permettra de déterminer et d'expliquer l'influence de chacune des principales variables pluviométriques dans le processus de génération des polluants urbains en temps de pluie, et d'agir en conséquence par des actions appropriées pour maitriser cette pollution. L'Article 2 (chapitre 3) répond à cet objectif.

Objectif 2

Évaluer les risques écotoxicologiques liés aux surverses d'égouts unitaires sur les écosystèmes aquatiques de surface par une approche couplée « substances et bioessais ».

Rapport-Gratuit.com

Cette méthodologie constitue un outil de gestion permettant de développer des stratégies de réduction à la source (sur BV) des flux polluants. L'Article 3 (chapitre 4) répond à cet objectif.

Objectif 3

Évaluer quantitativement et qualitativement l'impact des CC sur les surverses d'un égout unitaire. Cela permettra d'apprécier les écarts entre le présent et le futur, et de planifier plus prudemment les orientations ou les investissements à court, moyen et long terme. L'Article 4 (chapitre 5) répond à cet objectif.

CHAPITRE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Ce chapitre décrit le site à l'étude et présente les données utilisées pour atteindre les objectifs poursuivis dans cette recherche. Une approche méthodologique à deux volets a été retenue afin d'atteindre les objectifs poursuivis : l'expérimentation à savoir la mesure des données de terrain (*in situ*) et la modélisation numérique.

2.1 Cadre expérimental

Une campagne d'échantillonnage des RUTP de l'agglomération de Longueuil s'est déroulée sur la période de mai à octobre 2013 qui correspond à la période d'étiage des cours d'eau récepteurs de la région d'intérêt. L'échantillonnage des RUTP consistait à prélever à l'exutoire d'un BV un échantillon d'eau représentatif de l'évènement pluvieux afin de réaliser des analyses physico-chimiques. Ainsi, huit épisodes pluvieux ayant entrainé le débordement de la surverse d'égout unitaire ont été interceptés simultanément sur deux BV distincts et ont permis de quantifier les rejets.

2.1.1 Cadre de l'étude, critères et choix des sites

À l'image de plusieurs agglomérations bâties dans la première moitié du vingtième siècle, la Ville de Longueuil est desservie par des réseaux d'égouts unitaires sur plus de 70 % de son territoire. Ces réseaux, situés majoritairement le long des cours d'eau récepteurs récoltent l'ensemble des eaux usées issues de l'activité urbaine et sont fortement affectés par le ruissellement et la poursuite du développement du territoire. Le secteur à l'étude est donc représentatif de ces centres urbains qui sont assainis la plupart du temps en réseau unitaire, ce qui conduit aux déversements récurrents en temps de pluie des eaux usées non traitées au milieu récepteur lors d'évènements pluvieux.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

En lien avec la SPGEM, le gouvernement de la province du Québec a adopté son propre règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) qui fixe les nouveaux objectifs environnementaux de rejets (OER) applicables aux ouvrages de débordement. Des discussions entre l'agglomération de Longueuil et le MDDELCC ont permis de déterminer préliminairement les objectifs futurs qui seraient applicables aux ouvrages de l'agglomération de Longueuil. Parmi ceux-ci, celui associé au collecteur unitaire Roland-Therrien est très contraignant et nécessiterait des investissements importants. En effet, ce collecteur unitaire « Rolland-Therrien » est muni de deux régulateurs de type Innovex pour limiter en temps de pluie le débit (à 1,25 m^3/s) acheminé vers le Centre d'épuration de la Rive-Sud (CERS) situé en aval. Le surplus se déverse directement au milieu récepteur via un déversoir d'orage de type clapet. Cette surverse est identifiée comme un ouvrage à impacts majeurs, car elle est directement influencée par l'aménagement futur du territoire de l'agglomération. Ce bassin unitaire de référence, foyer de débordements en temps de pluie, constitue donc le cadre principal de la présente recherche.

À titre de comparaison des EMCs et EFs générés par cette surverse d'égout unitaire en temps de pluie, un bassin séparatif pluvial a été choisi suivant des critères semblables à ceux du BV unitaire de référence. Ainsi, ce BV séparatif pluvial devait être : bien délimité et à exutoire unique, situé dans un centre-ville à l'image du bassin unitaire, de dimensions relativement réduites de façon à permettre une connaissance plus détaillée, de caractéristiques (topographie et occupation du sol) connues et semblables à celles du bassin unitaire et muni d'un réseau d'assainissement séparatif pluvial et accessible.

Après des visites de plusieurs sites potentiels du réseau d'égouts de l'agglomération de Longueuil, le choix s'est finalement porté sur un BV majoritairement résidentiel situé au centre-ville de Boucherville, ville voisine de Longueuil. Ce BV est drainé par un réseau séparatif pluvial dont la conduite principale, à l'exutoire, est de 2 500 mm de diamètre, entièrement visitable. Son choix pour cette étude s'avérait incontournable en raison des caractéristiques similaires qu'il présente avec le collecteur unitaire de la ville de Longueuil.

Le Fleuve Saint- Laurent est le milieu récepteur commun aux effluents des deux bassins versants distants de seulement 5 km (Figure 2.1).

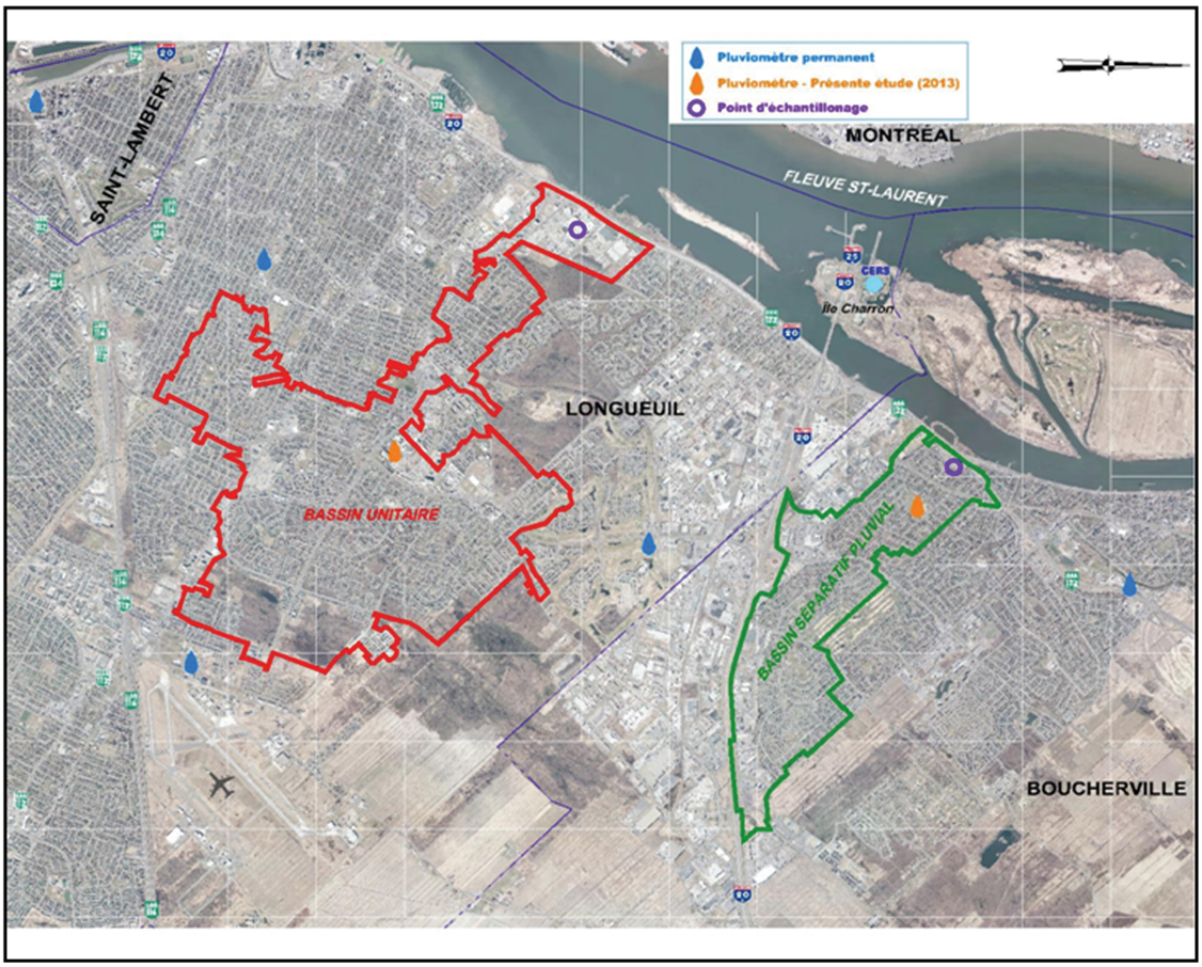

Figure 2.1 Localisation des sites à l'étude

2.1.2 Description des sites étudiés

Tel que spécifié précédemment, l'étude s'est déroulée sur deux bassins versants expérimentaux (Figure 2.1) choisis sur le territoire de l'agglomération de Longueuil, proche banlieue au sud de la Ville de Montréal (Canada). Le premier consiste en un BV unitaire de 1 240 hectares desservant une zone résidentielle moyennement dense située dans le centre-ville de Longueuil constituée majoritairement de logements de type

multifamilial (80 %) (Figure 2.2), d'équipements publics (10 %), d'une zone industrielle (5 %) et d'un parc régional (5 %). Sa population atteint 47 000 habitants. Ce BV est desservi par un collecteur unitaire de 3 600 mm de diamètre.

Figure 2.2 Vue aérienne du bassin unitaire Rolland-Therrien de Longueuil
(Résidentiel de type multifamilial)

Le second bassin est un bassin pluvial séparatif de 465 hectares localisé dans la ville voisine de Boucherville située dans la même agglomération de Longueuil. Il dessert un secteur plutôt pavillonnaire composé essentiellement de maisons de type unifamilial (78 %) (Figure 2.3) situées le long d'une autoroute (100 000 véhicules/jour) et d'une importante zone industrielle (20 %). Sa population avoisine les 9 000 habitants. Les eaux pluviales de ce bassin sont collectées dans un collecteur séparatif pluvial et rejetées sans traitement au milieu récepteur.

Figure 2.3 Vue aérienne du bassin séparatif pluvial de Boucherville
(Résidentiel de type unifamilial/pavillonnaire)

2.1.3 Instrumentation des sites et protocoles d'échantillonnage

Les sites ont été équipés de manière identique d'instruments de mesures pour la détermination des grandeurs liées aux flux (débit, volume, etc.) et à la qualité des RUTP (pH, température, conductivité, etc). En effet, la mesure du débit conduit à l'estimation du volume écoulé, lequel est nécessaire à l'évaluation des flux massiques. Aussi, la mesure des caractéristiques de la pluie, soit la durée de la pluie (RD), la hauteur totale précipitée (TR), l'intensité maximale de la pluie (RI), le volume déchargé (VD) et la durée de temps sec précédent (DAT) s'est avérée nécessaire à la caractérisation des évènements pluvieux.

Ainsi, en raison du caractère aléatoire des précipitations, le choix a été fait de prélever les échantillons au moyen d'échantillonneurs automatiques réfrigérés à 4°C muni d'un tuyau d'aspiration en téflon. Les échantillonneurs employés sont de marque ISCO 6700 avec réceptacle en verre de 18 litres, et équipés d'un module 701 pour mesurer en continu le pH et

la température. L'objectif étant de constituer des échantillons moyens représentatifs pour déterminer les concentrations moyennes événementielles des RUTP, un débitmètre hauteur-vitesse de marque ISCO 4150 a été également utilisé, la sonde étant installée sur une plaque métallique fixée au radier de la conduite. Elle mesure, dans un premier temps, la hauteur d'écoulement par une sonde de niveau piézorésistive, puis, en second lieu, la vitesse d'écoulement suivant le principe de l'effet Doppler. Le calcul du débit s'obtient par la combinaison des hauteurs, vitesses et de l'aire réelle de la conduite. Le dispositif constitué de l'ensemble des appareils de mesures a été installé dans la chambre de régulation en aval du point de débordement pour le collecteur unitaire de Longueuil et dans le dernier regard aval avant l'émissaire pour le collecteur séparatif pluvial de Boucherville (Figures 2.4 et 2.5). Finalement, tous les appareils ont été munis d'un système d'acquisition de données selon un pas de temps ajusté aux cinq minutes.

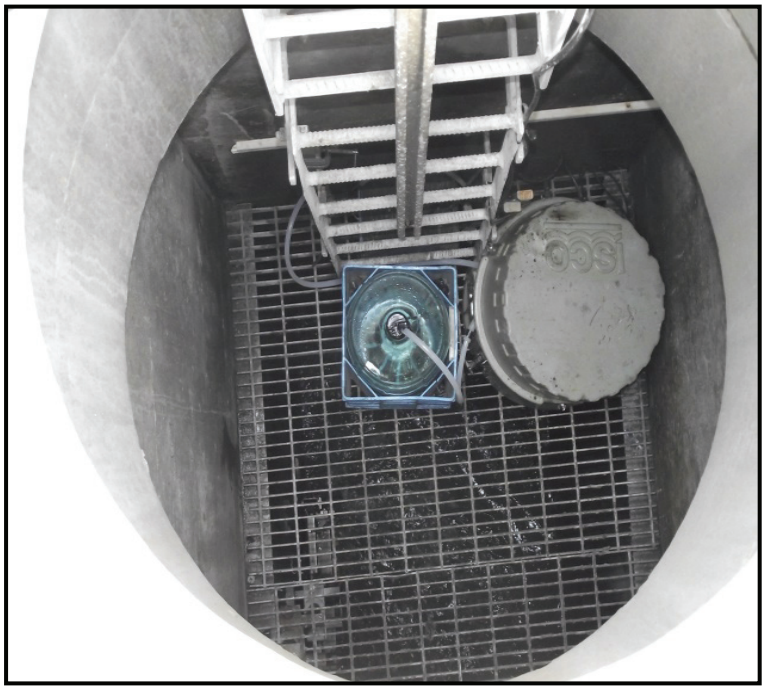

Figure 2.4 Regard d'accès au point de surverse

Figure 2.5 Aval du point de débordement

Les échantillons ont été prélevés conformément aux exigences du « Guide d'échantillonnage à des fins d'analyse environnementale » du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du ministère de l'environnement du Québec (CEAEQ, 2008) au moyen des échantillonneurs automatiques décrits précédemment. En temps de pluie, l'échantillonneur automatique démarre son programme d'échantillonnage lorsqu'il y a rupture de la capacité des deux régulateurs (1.25 m^3/s) du réseau d'égout unitaire de Longueuil qui acheminent les eaux usées vers le CERS, et lorsqu'un niveau d'eau est détecté par un interrupteur à flotteur qui lui est relié du côté aval du muret du déversoir et en lien avec le poste de contrôle surveillé en tout temps par deux opérateurs. L'échantillonnage automatique s'arrête lorsque 24 bouteilles d'un litre ont été remplies ou après six heures (limite maximale fixée pour les pluies de longue durée). Le mode de prélèvement des échantillons adopté est à pas de temps constant et à volume prélevé proportionnel au débit. Pour chaque événement pluvieux considéré, un échantillon moyen est constitué pour des fins d'analyse. Par ailleurs, un échantillonnage moyen journalier de temps sec (24h) a été prélevé pour la période du 20-21 juin 2013 sur le réseau unitaire pour des fins de comparaison et de discussion. Il a été dosé pour l'ensemble

des paramètres ou groupes de paramètres indiqués au Tableau 2.1 (Section 2.1.6). Outre l'éavaluation et l'analyse des corrélations entre les variables de la pluie et les indicateurs de qualité, l'estimation des flux polluants, les résultats de ces analyses chimiques ont également servi pour la détermination du risque écotoxicologique des RUTP sur les écosystèmes aquatiques du Fleuve SL.

2.1.4 Caractéristiques des événements pluvieux suivis

La pluviométrie a été enregistrée en continu sur chaque site expérimental au moyen d'un pluviomètre-jaugeur de marque ISCO 674 ajusté aux cinq minutes. Pour le BV unitaire de Longueuil, le pluviomètre a été installé sur le toit plat du centre de formation professionnelle Pierre-Dupuy situé à quelque deux kilomètres du point d'échantillonnage. Pour le BV séparatif pluvial de Boucherville, le pluviomètre a été installé dans un parc sécurisé sur caisson horizontal à quelque 150 mètres du point d'échantillonnage. Dans les deux cas, l'emplacement du pluviomètre a été choisi de sorte à éviter une modification des champs pluvieux. Leur installation a été effectuée conformément aux recommandations de l'organisation Météorologique Mondiale (OMM). Tout comme les débits, la pluviométrie a été enregistrée en continu pendant toute la période d'intérêt.

Étant donné que l'étude s'est déroulée simultanément sur les deux sites pour des événements pluvieux communs, les dysfonctionnements des pluviomètres ou les écarts dans les niveaux de précipitations observées ont été validés à l'aide des pluviomètres permanents opérés par l'agglomération de Longueuil dans le cadre de l'exploitation de son réseau (Figure 2.1). Un événement pluvieux est défini comme étant une période pluvieuse séparée par deux périodes de temps sec d'une durée minimale prédéfinie. Des études antérieures ont permis de qualifier la durée de temps sec inter-événement comme le critère de base pour définir des événements pluvieux (Dunkerley, 2008). Bertrand-Krajewski (2006) considère que deux précipitations sont indépendantes si les effets résultants de la première ont cessé avant le début de la deuxième. Les travaux de Schroeder *et al.* (2011) sur le contrôle d'une surverse de Berlin (Allemagne) soutiennent que le critère de séparation de six heures de temps sec entre

deux événements pluvieux correspond au temps moyen requis pour vider complètement les réseaux d'égouts et les bassins de rétention après une surcharge. D'autres auteurs suggèrent une durée de temps plus longue de l'ordre de 12 heures (Bracken *et al.*, 2008; D'Aoust *et al.*, 2012), mais la fourchette de variabilité de cette période pourrait osciller entre 1 et 24 h en hydrologie (Dunkerley, 2008). Pour la province du Québec, une étude de Rivard (2005) estime cette durée entre 3 et 6 heures.

Dans le cadre de cette thèse, la durée de six heures a été retenue pour assurer l'indépendance entre deux évènements pluvieux. En effet, tenant compte des conditions d'exploitation du réseau (bassin de rétention, conduite d'égouts, station d'épuration, etc.), des conditions de sols peu perméables de la région, de la nature des orages d'été (de courte durée et de forte intensité) et du retour d'expérience des exploitants du réseau de la Ville de Longueuil, une durée de six heures semble bien correspondre au temps permettant au réseau de revenir à la normale, c'est-à-dire aux conditions d'exploitation de temps sec. Ainsi, pour la présente campagne, huit événements pluvieux de la période de mai-octobre 2013 ayant entrainé le débordement du réseau unitaire Rolland-Therrien ont été interceptés simultanément sur les deux sites (Article 2). Ces séries de données d'observation ont servi, entre autres, dans le calage du modèle d'impact dans le cadre de l'évaluation des impacts du CC.

2.1.5 Caractéristiques du milieu récepteur (Fleuve Saint-Laurent)

Le Fleuve Saint-Laurent (SL), milieu récepteur des effluents urbains de la Ville de Longueuil, constitue une voie navigable stratégique pour le continent nord-américain où plus de 200 espèces d'oiseaux, d'amphibiens et de mammifères fréquentent les 55 000 hectares de milieux humides en bordure du Fleuve SL. On dénombre 102 espèces de poisson qui habitent le tronçon fluvial entre les villes de Kingston (Ontario, Canada) et Trois-Rivières (Québec, Canada) (Environnement Canada, 2008b). Il constitue la principale source d'approvisionnement en eau potable de la Ville de Longueuil et de plus de 3,5 millions d'habitants au Québec (Rousseau *et al.*, 2004). Il prend sa source dans les Grands Lacs et se jette dans le golfe du SL et l'océan Atlantique. Le Fleuve SL est alimenté par deux

Rapport-Gratuit.com

principales sources : le lac Ontario (6 000 à 9 000 m^3/s) et la rivière des Outaouais (1 000 à 8 000 m^3/s) (Morin et Bouchard, 2000). La connaissance des conditions hydrodynamiques et morphologiques de ce cours d'eau sont nécessaires à la caractérisation de l'impact potentiel des RUTP sur les écosystèmes aquatiques de ce milieu.

Ainsi, le facteur de dilution exprimé en pourcentage volumétrique des rejets du CSO dans le milieu récepteur a été évalué pour chaque événement pluvieux comme étant le rapport du débit rejeté par le CSO Longueuil (Q_{cso}) et du débit du Fleuve SL ($Q_{Fleuve\ SL}$). Le débit du milieu récepteur pour chaque jour de la période d'intérêt a été caractérisé à partir de l'historique des débits du milieu récepteur en amont du point des déversements, soit à la station Lasalle appartenant à la Section hydrologique et écohydraulique d'Environnement Canada. La Figure 2.6 présente l'évolution du débit journalier minimal, moyen et maximal du Fleuve SL de cette station pour la période de mai-octobre 2013. Pour le calcul des facteurs de dilution, seul le débit journalier moyen a été considéré.

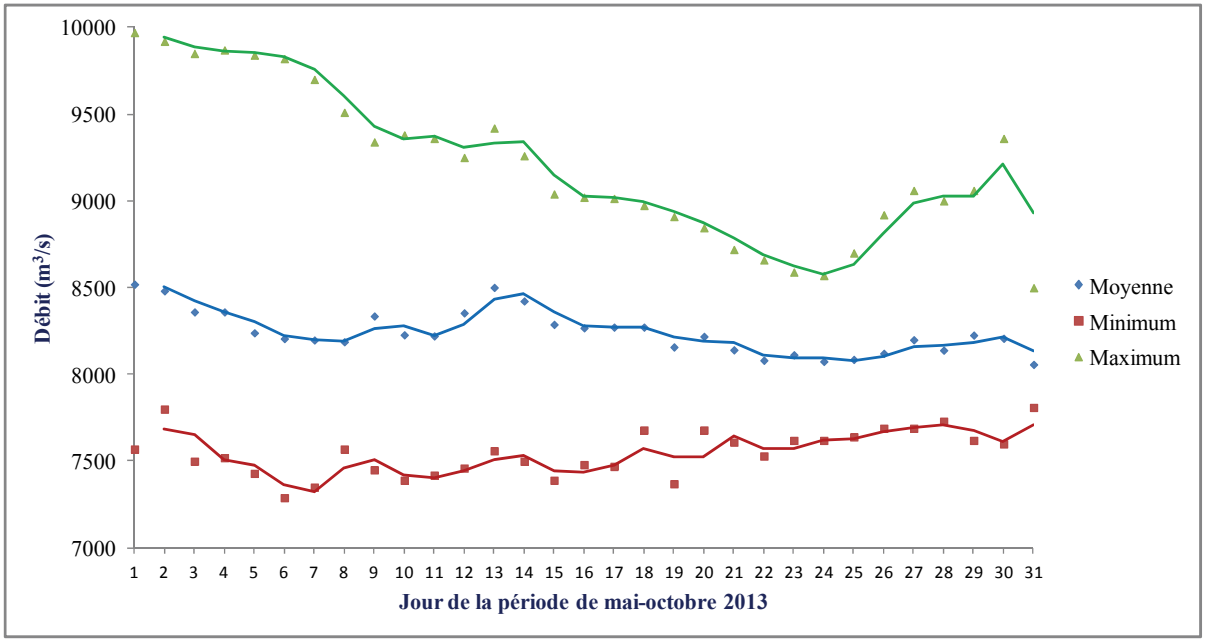

Figure 2.6 Évolution du débit journalier de mai-octobre 2013 du Fleuve SL
Station Lasalle Montréal, Environnement Canada

2.1.6 Paramètres de suivi et protocole d'analyse

Des études antérieures ont montré que de nombreuses substances sont relevées dans les RUTP (Barbosa *et al.*, 2012). Elles soulignent également la difficulté d'établir une liste de substances pour un suivi expérimental (Ingvertsen *et al.*, 2011; Eriksson *et al.*, 2007). De plus, plusieurs approches sont disponibles pour sélectionner les paramètres de pollution pour une étude de suivi des polluants urbains mais la plus connue et utilisée est l'outil chimique d'identification et d'évaluation de risque (CHIAT). Des synthèses bibliographiques des différentes approches sont présentées dans Birch (2012), Ingvertsen *et al.* (2011) et Eriksson *et al.* (2007).

Dans le cadre de la présente étude, la sélection des polluants suivis a été fondée sur la liste des substances potentiellement préoccupantes établie par la SPGEM (CCME, 2009). En effet, à l'instar de la DCE et du CWA, la SPGEM a établi une vaste liste de substances potentiellement préoccupantes en fonction de la taille des bassins versants et des usages du milieu récepteur. Le choix des substances composant cette liste est basé, notamment, sur des critères de persistance, de bioaccumulation et de toxicité, et définit certaines de ces substances comme potentiellement préoccupantes. Ainsi, les micropolluants minéraux (métaux lourds) et organiques (pesticides, BPC, COVs, HAPs) ont été suivis dans le cadre de la présente étude. Outre ces grands groupes de polluants, les paramètres de base traditionnellement mesurés dans les eaux résiduaires (DCO, DBO_5C, MES, P_{tot}, N-NTK, etc.) ainsi que les agents bactériologiques (coliformes fécaux, coliformes totaux, etc.) susceptibles de sévir dans les eaux de surface ont également été suivis.

Toutes les analyses chimiques et les bioessais ont été conduits par le laboratoire Maxxam, laboratoire accrédité par le MDDEFP-Québec et suivant les méthodes standards du APHA et *al.* (2012) et les protocoles normalisés du CEAEQ. Les analyses chimiques ont été réalisées sur la fraction totale de tous les échantillons prélevés à l'exception des métaux lourds, des pesticides, COVs, HAPs et BPC qui ont été analysés uniquement dans trois échantillons correspondant aux évènements pluvieux des 10, 17 et 19 juillet 2013.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Le Tableau 2.1 résume l'ensemble des paramètres et groupes de paramètres considérés ainsi que les méthodes analytiques afférentes.

Tableau 2.1 Liste des paramètres et groupes de substances suivis

Paramètre ou groupe de paramètres de pollution	Unité	Méthode normalisée	Paramètre ou groupe de paramètres de pollution	Unité	Méthode normalisée
pH		N/A	$N\text{-}NH_4^+$	mg-N/L	MA.300- N 1.1
Température	°C	N/A	Coliformes fécaux	UFC/ 100 mL	MA. 700-FEC.EC 1.0
Conductivité	mS/cm	SM 2510	Coliformes totaux	UFC/ 100 mL	MA. 700-COL 1.0
Couleur vraie	UCV	MA.103-Col. 2.0	Huiles et graisses minérales	mg/L	MA.415-HGT 2.0
$NO_3^- + NO_2^-$	mg/L	MA.300-ions 1.3	Huiles et graisses totales	mg/L	MA.415-HGT 2.0
NO_3^-	mg/L	MA.300-ions 1.3	Chlore résiduel total	mg/L	N/A
MES	mg/L	MA. 104-S.S.1.1	Cyanures totaux	mg/L	MA.300-CN 1.2
DCO	mg/L	MA.315- DCO 1.1	Sulfures totaux	mg/L	MA. 300-S 1.1
DBO_5C	mg/L	MA.315- DBO 1.1	Chlorures (Cl^-)	mg/L	SM 4500-F-C
P_{tot}	mg/L	MA.200- Met 1.2	Fluorures (F^-)	mg/L	SM 4500-F-C
N-NTK	mg/L	MA.300- NTPT 2.0	Sulfates ($SO4^{2-}$)	mg/L	SM 4500-F-C
Métaux (9)	µg/L	MA.200-Met 1.2	PCBs (total)	µg/L	MA.400-PCB 1.0
HAPs (18)	µg/L	MA.403- PAH 4.1	COVs (13)	µg/L	MA.400-VOC 1.1
Pesticides (14)	µg/L	SW846 8081,8082	Composés phénoliques (27)	µg/L	MA.400-Phe 1.0

MA: Méthode analytique du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec; SM: Méthode standard de APHA et al. (2012); DBO_5C: Demande biochimique en oxygène après 5 jours, partie carbonée à 20°C ± 1°C. MES: matières en suspension; (): Nombre de paramètres dans le groupe; HAPs: hydrocarbures aromatiques, PCB: polychlorobiphényles; COVs: composés organiques volatils.

2.1.7 Bioessais pour l'évaluation écotoxicologique des RUTP

Un test écotoxicologique consiste en un essai expérimental qui détermine l'effet d'un ou de plusieurs produits sur un groupe d'organismes sélectionnés, dans des conditions bien définies (Keddy *et al.,* 1995). Dans la présente recherche, la toxicité des RUTP a donc été évaluée au moyen des bioessais normalisés réalisés au laboratoire sur quatre organismes représentatifs des milieux aquatiques de surface, soit les larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas)*, le cladocère (*Ceriodaphnia dubia*), la puce d'eau (*Daphnia magna)* et la truite arc-en-ciel *(Oncorhynchus mykiss)*. Ainsi, deux essais de toxicité chronique ont été réalisés sur les *Pimephales promelas* et le *Ceriodaphnia dubia* alors que deux essais de toxicité aigue ont été conduits sur le *Daphnia magna* et le *Oncorhynchus mykiss*.

Tous ces quatre essais ont été mis en œuvre avec l'échantillon d'eaux usées prélevés lors de l'événement pluvieux du 1er août 2013.

2.2 Modélisation de l'impact du changement climatique

La principale variable d'intérêt pour une étude d'impact des CC sur le drainage en milieu urbain concerne les données de pluie à considérer pour l'horizon visé. Ces données s'obtiennent de plusieurs manières présentées dans l'Article 1 de synthèse bibliographique du Chapitre 1 de la présente thèse. Les outils les plus couramment utilisés sont les modèles climatiques. Par la suite, ces données sont utilisées comme valeurs d'entrée dans les modèles d'impact (modèles hydrologiques) pour évaluer l'impact de ces régimes de précipitation sur les variables d'intérêt, notamment les débits et les volumes ruisselés.

2.2.1 Modèles climatiques

Pour évaluer l'impact du CC, il est courant d'utiliser des données pluviométriques des modèles de circulation générale (MGC) ou des modèles régionaux de climat (MRC). Les premiers sont des modèles mathématiques qui sont basés, entre autres, sur des principes thermodynamiques, et qui permettent de simuler les mouvements de circulation générale de l'atmosphère et des océans de la planète à des résolutions spatiales variant de 50 à 300 km. Ces modèles utilisent des équations de la thermodynamique (conservation de la masse, etc.) pour calculer les vents, le transfert de chaleur, la radiation, l'humidité relative et l'hydrologie au moyen d'un maillage en trois dimensions qui couvre l'ensemble de la planète. Les seconds sont des modèles développés pour simuler le climat à l'échelle régionale. Ils permettent d'atteindre des résolutions spatiales et temporelles beaucoup plus fines (de l'ordre de 1 m à 50 km) et peuvent ainsi servir à faire des projections climatiques régionales. Les MRC permettent ainsi de mieux simuler le cycle hydrologique dans le système climatique et d'assimiler avec davantage de précision les détails de la surface de la terre, comme les types de sol et les irrégularités topographiques (Laprise, 2008). Plusieurs travaux utilisés dans la présente thèse ont utilisé le modèle régional de climat canadien (MRCC) pour estimer les pourcentages d'augmentation des variables climatiques de la région d'intérêt.

2.2.2 Périodes d'intérêt visées

L'analyse de l'impact du CC implique de comparer les variables climatiques de deux périodes de temps bien distinctes (Article 1). Dans la présente thèse et en fonction des données disponibles, les deux périodes de temps suivantes ont été choisies :

- période présente ou actuelle ou de référence centrée sur l'horizon 2013. Le choix de 2013 est motivé par le fait que cette année correspond à l'année d'acquisition des données d'observation. En effet, une large gamme de données (pluie, débit de pointe, volume, concentrations chimiques des substances, etc.) est disponible pour cette année 2013;
- période future 2041-2070 centrée sur l'horizon 2050. Cette période correspond à une échelle d'étude pour nombre de projections de modèles climatiques. Les scénarios de changements climatiques retenus pour la présente recherche ont été obtenus pour cette période centrée sur l'horizon 2050. L'étude des CC futurs se réalise donc sous cet horizon.

2.2.3 Scénarios de changements climatiques

Le scénario de CC est la variante déterminante dans toute étude d'impact relative au réchauffement climatique. Pour la présente étude, les scénarios de CC ont été bâtis suivant la méthode de pourcentage fixe, largement détaillée dans l'Article 1 au Chapitre 1. Pour les deux considérations, soit les événements de précipitations extrêmes dans le Sud de la province du Québec et les conditions hydrodynamiques du Fleuve SL récepteur, des pourcentages fixes traduisant les projections climatiques futures ont été retenus. Ces pourcentages découlent des études récentes (Croley, 2003; Mailhot *et al.*, 2012, 2007; Mortsch *et al.*, 2000) réalisées avec les MRCC pour le Sud de la province du Québec, et plus particulièrement pour la grande région de Montréal incluant la Ville de Longueuil. Cette approche est largement développée dans l'Article 4 au Chapitre 5 de la présente thèse.

2.2.4 Modèle d'impact et calage

Le réseau d'égout de l'agglomération de Longueuil est modélisé à l'aide de la version « Personnal Computer » du logiciel hydrologique et hydraulique Storm Water Management Model (SWMM) développé par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US-EPA). Ce modèle, bâti sous PCSWMM 2013 a été utilisé pour la présente étude d'impact du CC. Avant son usage, le modèle a été calé avec les séries de données d'observation acquises lors de la campagne réalisée à l'été 2013. L'outil de sensibilité et de calage SRTC (sensitivity based radio tuning calibration) intégré dans PCSMWW 2013 a été utilisé pour le calage. Les résultats relatifs à cette démarche sont détaillés dans l'article 4 au chapitre 5 de la présente thèse.

2.3 Exploitation des données

L'analyse des données expérimentales a été basée sur une approche statistique. Les modèles statistiques sont reconnus pour leur robustesse dans la valorisation des données expérimentales en raison du peu d'hypothèses et de connaissances qu'ils requièrent. Pour plusieurs auteurs (Mourad, 2005; Dembélé, 2010; Hannouche, 2012), ces modèles peuvent être utilisés pour prédire les valeurs des EMCs ou de EFs ou encore pour identifier les variables potentiellement explicatives. En effet, les modèles statistiques événementiels permettent de prévoir une variable à modéliser définie à l'échelle événementielle en fonction d'un jeu de plusieurs variables explicatives. Le choix d'un modèle dépend de l'objectif recherché et les résultats obtenus dépendent fortement des observations expérimentales (Dembélé, 2010).

2.3.1 Concentrations moyennes événementielles

La concentration moyenne événementielle (EMC) est déterminée pour chaque paramètre au moyen de l'analyse chimique décrite dans la section 2.1.9. Une substance est considérée dans un échantillon analysé si sa concentration moyenne s'avère supérieure à la limite de détection. Dans le cas contraire, le polluant n'est pas considéré.

La concentration moyenne de site (SMC) d'un polluant se définit comme étant la moyenne des EMCs enregistrées sur ce site. La moyenne arithmétique étant sensible aux valeurs extrêmes (Mourad, 2005), la moyenne pondérée par le volume a été considérée pour déterminer la SMC pour chaque paramètre suivi selon l'équation 2.1.

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^{n} EMC_i \cdot VD_i}{\sum_{i=1}^{n} VD_i} \; en\, g/m^3 \qquad (2.1)$$

où EMC_i est la concentration moyenne de l'évènement i en g/m^3 et VD_i le volume écoulé pendant l'évènement i en m^3, n étant le nombre total d'échantillons considéré sur le site.

2.3.2 Flux évènementiels

Le flux événementiel (EF) d'un polluant exprimé en unité de masse est déterminé par l'équation 2.2.

$$EF = EMC \cdot VD \; en\, g \qquad (2.2)$$

où EMC est la concentration moyenne évènementielle en g/m^3 et VD le volume déchargé en m^3 lors de l'évènement pluvieux considéré.

2.3.3 Analyse de corrélation linéaire

Dans la présente étude, les approches de corrélation de Pearson et de régression linéaire simple ont été utilisées pour décrire et évaluer la relation linéaire entre les variables expliquées EMC ou EF des paramètres polluants et les variables explicatives de la pluie : la durée de la pluie (RD), la hauteur totale précipitée (TR), l'intensité maximale de la pluie (RI), le volume déchargé (VD) et la durée de temps sec précédent la pluie (DAT). Les variables sont totalement corrélées pour des valeurs de -1 et 1, respectivement négativement et positivement. Elles sont indépendantes pour une valeur nulle et partiellement corrélées pour les valeurs intermédiaires, à différents degrés suivant la valeur.

Une valeur du coefficient de Pearson proche de 0 met donc en évidence qu'il n'existe pas de corrélation linéaire entre deux variables, mais n'en exclut pas cependant la possibilité d'un autre type de corrélation. La signification statistique de chaque coefficient de corrélation a été évaluée par le test de Student et par les valeurs critiques de la table de Pearson à n-2 degrés de liberté (n étant la taille de l'échantillon observé), sous divers seuils de risque statistique (ρ=0.05 ou ρ=0.01). L'analyse des données expérimentales, incluant notamment l'influence des variables pluviométriques sur les indicateurs de qualité (EMCs et EFs) des polluants des RUTP, est développée à l'Article 2 (Chapitre 3) de la présente thèse.

2.3.4 Évaluation écotoxicologique des RUTP

L'approche méthodologique d'évaluation du risque écotoxicologique proposée pour ce travail est basée sur une double approche « substances et bioessais » afin de prendre en compte tous les effets possibles de l'effluent. Quelle que soit l'approche, quatre principales phases composent la procédure d'évaluation des risques écotoxicologiques : (i) la formulation du problème; (ii) la caractérisation de l'exposition; (iii) la caractérisation des effets; et (iv) la caractérisation finale du risque. Des détails sont disponibles dans les synthèses bibliographiques (Hayet, 2006; Perrodin *et al.,* 2011; Suter, 1993). Les avantages et les limitations des deux approches sont présentées à la Figure 2.7. Les résultats de l'évaluation du risque écotoxicologique par la double approche « substances et bioessais » sont détaillés dans l'Article 3 (Chapitre 4) de la présente thèse.

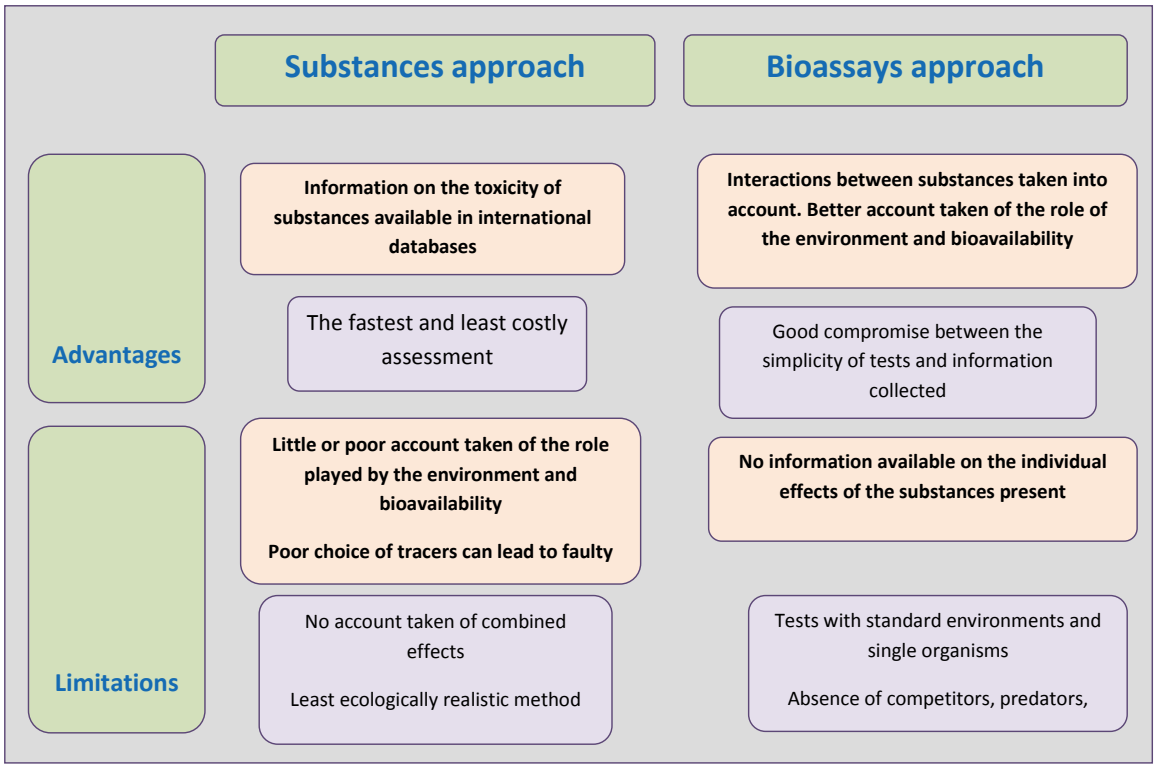

Figure 2.7 Comparaison des approches substances et bioessais
Adapté de Perrodin *et al.* (2011, p. 5172)

2.3.5 Évaluation quantitative et qualitative de l'impact des changements climatiques

Les données de l'étude ont été exploitées sous les deux critères quantitatifs et qualitatifs. En premier lieu, les variables quantitatives (débit de pointe, volume déversé) ont été simulées pour l'horizon 2050 à l'aide du modèle d'impact en considération du scénario de CC projeté qui suggère une augmentation de 20 % des précipitations extrêmes. En second lieu, les variables qualitatives, soit les EFs et les indices de risques écotoxicologiques, ont été estimées pour les deux horizons temporels (2013 et 2050) en accord avec le scénario de diminution de 40 % du débit moyen du Fleuve SL. La comparaison de ces valeurs avec celles du climat présent (2013) a permis d'évaluer l'impact qualitatif des RUTP pour les scénarios de CC considérés. Les résultats de cette démarche sont présentés dans l'Article 4 (Chapitre 5) de la présente thèse.

CHAPITRE 3

ARTICLE 2: ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF RAINFALL VARIABLES ON URBAN EFFLUENTS CONCENTRATIONS AND FLUXES IN WET WEATHER

Eustache Gooré Bi[1], Frédéric Monette[1], Johnny Gasperi[2],

[1]Département du génie de la construction, École de technologie,

1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3.

[2]Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech,

61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.

Publié dans la revue « Journal of Hydrology » le 31 janvier 2015,
Vol. 523, p. 320-332. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.01.017

Rapport-Gratuit.com

3.1 Résumé

En raison de l'accroissement constant de l'urbanisation entrainant l'extension des surfaces imperméabilisées et de l'effet des changements climatiques sur le drainage urbain, le ruissellement urbain a pris de plus en plus d'importance ces dernières années. L'objectif principal de ce travail consiste à évaluer et à analyser les corrélations entre les variables pluviométriques et les indicateurs communs de la qualité des eaux urbaines: concentrations moyennes événementielles (EMCs) et flux événementiels (EFs). Ceci permettra de déterminer et d'expliquer l'influence de chacune des principales variables pluviométriques dans le processus de génération des polluants urbains en temps de pluie. Pour ce faire, 8 épisodes pluvieux ayant entrainé le débordement d'un réseau unitaire ont été interceptés simultanément sur deux bassins versants distincts et ont permis de quantifier les rejets à leur exutoire lors d'une saison estivale. L'analyse statistique de Pearson a mis en évidence pour les paramètres suivis (MES, DCO, DBO_5C, P_{tot}, N-NTK) des corrélations positives significatives au seuil de risque de 5 % d'une part, entre la durée de temps sec précédent la pluie (DAT) et les EMCs, et d'autre part, entre la hauteur totale de pluie (TR), le volume déchargé (VD) simultanément avec les EFs. Ces résultats démontrent que les variables pluviométriques simples influencent fortement les EMCs ou EFs et constituent de bons prédicteurs à considérer dans le choix des variables pour la modélisation statistique de la qualité des effluents urbains. Les résultats ont également mis en évidence que dans un réseau unitaire, les EFs des TSS et des autres polluants suivis (DCO, DBO_5C, P_{tot}, N-NTK) sont liés par un modèle linéaire qui explique 97 % de la variabilité de chacun de ces polluants aux MES qui les absorbent en temps de pluie et jouent donc le rôle de traceurs. De ce fait, le choix d'une solution technologique pour l'abattement des MES permettra de réduire également ces polluants. Compte tenu des volumes considérables en jeu, les effluents urbains contribuent significativement aux apports de polluants aux milieux récepteurs. La situation pourrait considérablement s'aggraver en contexte de changement climatique en raison des fréquences d'occurrence plus rapprochées des événements pluvieux de courte durée et de forte intensité.

3.2 Abstract

Urban rainfall runoff has been a topic of increasing importance over the past years, a result of both the increase in impervious land area arising from constant urban growth and the effects of climate change on urban drainage. The main goal of the present study is to assess and analyze the correlations between rainfall variables and common indicators of urban water quality, namely event mean concentrations (EMCs) and event fluxes (EFs), in order to identify and explain the impacts of each of the main rainfall variables on the generation process of urban pollutants during wet periods. To perform this analysis, runoff from eight summer rainfall events that resulted in combined sewer overflow (CSO) was sampled simultaneously from two distinct catchment areas in order to quantify discharges at the respective outfalls. Pearson statistical analysis of total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), carbonaceous biochemical oxygen demand at 5 days ($CBOD_5$), total phosphorus (P_{tot}) and total Kjeldahl nitrogen (N-TKN) showed significant correlations (ρ=0.05) between dry antecedent time (DAT) and EMCs on one hand, and between total rainfall (TR) and the volume discharged (VD) during EFs, on the other. These results show that individual rainfall variables strongly affect either EMCs or EFs and are good predictors to consider when selecting variables for statistical modeling of urban runoff quality. The results also show that in a combined sewer network, there is a linear relationship between TSS event fluxes and COD, $CBOD_5$, P_{tot}, and N-TKN event fluxes; this explains 97% of the variability of these pollutants which adsorb onto TSS during wet weather, which therefore act as tracers. Consequently, the technological solution selected for TSS removal will also lead to a reduction of these pollutants. Given the huge volumes involved, urban runoffs contribute substantially to pollutant levels in receiving water bodies, a situation which, in a climate change context, may get much worse as a result of more frequent, shorter, but more intense rainfall events.

Keywords: Combined sewer overflow (CSO), concentrations and fluxes, urban wet weather discharges (UWWD), urban wastewater and pollutants, urban hydrology, measurement program, rainfall variables.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

3.3 Introduction

Urban wet weather discharges (UWWD) refer to all rainfall in an urbanized catchment area that flows directly into a receiving environment without passing through a wastewater treatment system, including rain water, runoff water, discharges from separated storm water system outfalls, CSOs (Hémain, 1987). Urban rainfall runoff has become a topic of increasing importance in recent years, as a result of both the increase in impervious land area arising from constant urban growth and the effects of climate change on urban drainage (Denault *et al*., 2006; Langeveld *et al*., 2013; Mailhot *et al*., 2010; Semadeni-Davies *et al*., 2008; Willems, 2013). The results are an increase in the speed at which runoffs flow into receiving water bodies and changes in natural hydrological features in the latter. Until the mid-19th century, sanitary considerations in quantitative wastewater management in cities meant simply sending everything into the sewer system, which collected both rainwater and wastewater. Hémain (1979) argues that Weibel *et al*. (1964), American Public Works Association (1969), and Sartor et Boyd (1972) are three fundamental studies conducted in the United States that resulted in a general awareness of runoff water pollution in urban environments. This environmental awareness was expressed through several international conferences and summits. The early 1970's mark an increased interest in qualitative UWWD treatment. In the United States, the first federal act of its kind, the 1972 Clean Water Act (CWA), established the initial list of priority pollutants associated with water-quality criteria.

Since then, several studies have been carried out to define the main pollution factors linked to urban runoff and to attempt to quantify UWWD impacts on receiving environments, including the United States Environmental Protection Agency's National Urban Runoff Program (US-EPA NURP, 1978-1983), the French program (1980-1982), the Marais (1994-2000) experimental catchment, etc. In these and several other subsequent studies, the scope of physical and chemical analyses was limited and the studies were localized and focused on individual network types taken separately from other components of the wastewater system (Gromaire, 1998; Lessard et Lavallée, 1985; Zgheib, 2009).

Publication of the European Union Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC; WFD) contributed to studies looking simultaneously at different separate systems to track patterns of pollutants associated with human activity (Becouze, 2010; Dembélé, 2010). In order to differentiate the various risks posed by different levels of wastewater discharged into surface water bodies, the 2009 Canada-wide Strategy for the Management of Municipal Wastewater Effluent (SMMWE) drew up a list of substances of potential concern for the purpose of meeting environmental targets for discharges. This was aimed at reducing both bacteriological contamination from household wastewater and combined sewer system overflows in order to revitalize receiving environments. There are many sources of UWWD pollutants, including atmospheric pollution, wash-off of dry weather deposits and accumulated dry deposition in urbanized catchment areas, erosion of urban materials, inputs from wastewater systems by resuspension of particles deposited in times of dry weather (Parent-Raoul et Boisson, 2007).

Previous work showed that several factors influence UWWD composition including the type of sewer system, water provenance, and catchment area and rainfall characteristics. This paper deals more specifically with rainfall characteristics as independent variables to explain urban pollutant fluxes and concentrations. Rainfall events play a crucial role both in scouring impervious surfaces and in eroding deposits accumulated in combined sewer systems, resulting in the remobilization of many pollutants. Several authors have concluded that pollution linked to CSOs and runoff water can substantially impact receiving environments (Burton et Pitt, 2002; Casadio *et al.,* 2010; Chocat *et al.*, 2007**;** Gooré Bi *et al.,* 2014; Passerat *et al.,* 2011). These impacts and the costs associated with collecting data on pollution caused by UWWDs have led to a growing interest in analyzing measured data in order to develop models for estimating fluxes and concentrations (Brezonik and Stadelmann, 2002; Dembélé, 2010; Mourad, 2005), including in catchment areas in which relevant data are not monitored. Published mass balance studies are generally carried out at the annual scale (Sabin *et al.,* 2005; Wang *et al.*, 2013) and, although studies at the event scale serve to highlight variations in inputs from different sources over time, such studies are relatively rare (Dembélé, 2010). Comprehensive studies are therefore needed prior to investing in

treatment facilities and setting out land use guidelines aimed at reducing the potential impacts of human activities on the spatial and temporal evolution of UWWDs. Thus, Brezonik et Stadelmann (2002) argue that, in the absence of site-specific data, the actual impacts of potential new UWWD management practices are difficult to predict.

The main goal of the present study is to assess and analyze the correlations between rainfall variables and mean fluxes and concentrations at the rainfall event scale in order to identify and explain the influence of each of the major rainfall variables on the generation process of urban pollutants in times of wet weather. This experiment was carried out simultaneously on two distinct catchment areas in the Longueuil, Québec, Canada, urban agglomeration for summer rainfall events recorded at both sites. To this end, only discharges observed at the outfalls of a separated storm water system and a combined sewer overflow are examined.

3.4 Materials and methods

3.4.1 Experimental framework: study sites, sampling procedure, monitored parameters and rainfall events

The study was carried out on two experimental catchment areas (Figure 3.1) within the Longueuil urban agglomeration, a near suburb located south of the City of Montreal, Québec, Canada.

The first catchment area is a 1,240-hectare (ha) combined catchment area serving a medium-density residential area (population 47,000) in downtown Longueuil, mainly comprising multi-family housing (80%) units, commercial and institutional facilities (10%), industrial (5%) and a regional park (5%). The catchment area is drained by the Rolland-Therrien combined sewer system collector equipped with two Innovex-type regulators for limiting flow (to 1.25 m^3/s) to the one treatment station downstream during wet weather. Excess discharge goes directly to the receiving environment via a valve-type storm water overflow. The impacts of this structure are deemed major because future land development will have a direct influence on it. This combined catchment area is therefore the main focus of the study.

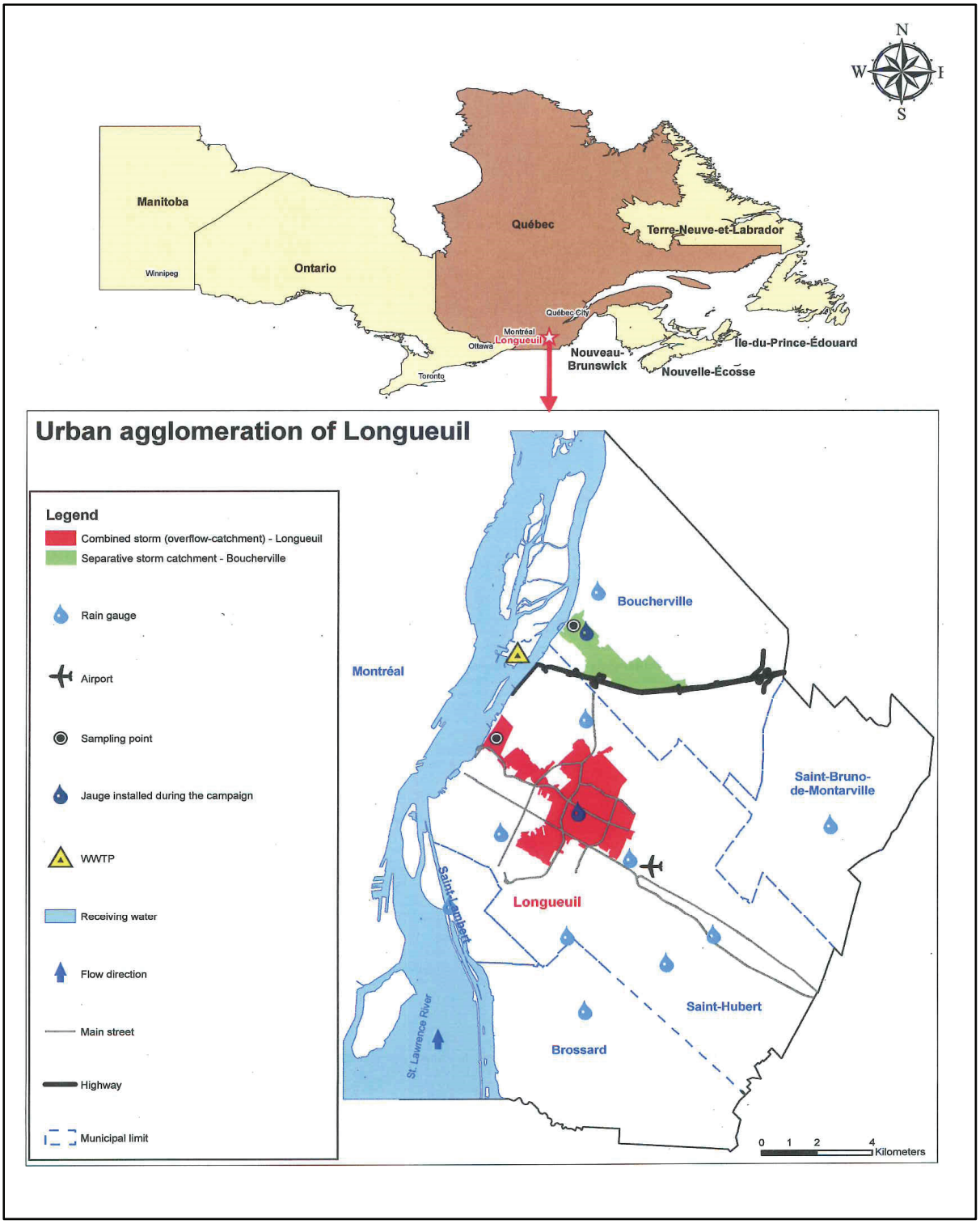

Figure 3.1 Location of experimental catchments

The second area is a 465-ha separated storm catchment area located in the neighbouring town of Boucherville in the Longueuil agglomeration. The catchment serves an area (population roughly 9,000) essentially comprising single family units (78%) located along a highway (100,000 vehicles/day), and a large industrial area (20%). Storm waters in the catchment area are collected in a separated storm collector and discharged untreated into the receiving environment. Because its characteristics are similar to those of the Longueuil combined sewer system catchment area, inclusion of the Boucherville catchment area in the study was inescapable. The St. Lawrence River is the common receiving environment for effluents from both catchments located 5 km from one another. The study covers a period from May to October (2013), corresponding to the low-water period for receiving water bodies in the region.

Table 3.1 shows catchment area characteristics, including total and active surface areas, percentage of impervious surfaces, runoff coefficient, and type of land use. These data were provided by the Longueil agglomeration engineering branch. Table 3.2 shows the parameters of interest monitored as part of the study and their respective analytical limits of detection (LOD). All chemical analyses were carried out on whole samples in accordance with standard methods listed in Table 3.2.

Tableau 3.1 Main characteristic of the two experimental catchments

Catchment	**Total area (ha)**	**Population (inhab)**	**Pipe diameter (mm)**	**Impervious percentage (%)**	**Land use distribution (%)**				**Runoff coefficient (C_r)**	**Active area (ha)**
					Residential	Commercial & institutional	Industrial	Park		
Combined sewer Longueuil	1,240	47,000	3,600	30	80	10	5	5	0.40	496
Storm sewer Boucherville	465	9,000	2,500	33	78	2	20	-	0.43	200

Tableau 3.2 List of monitored pollutant parameters and corresponding analytical methods

Pollutant Parameter	Unit	LOD	Standards Methods reference
TSS	mg/L	2.00	MA.104-S.S.1.1
N-TKN	mg/L	0.40	MA.300-NTPT 2.0
P_{tot}	mg/L	0.01	MA.200-Met 1.2
COD	mg/L	10.0	MA.315-DCO 1.1
$CBOD_5$	mg/L	4.00	MA.315-DBO 1.1
Cl^-	mg/L	0.05	SM 4500-CL
Fecal coliforms	UFC/100 mL	10.0	MA.700-FEC.EC 1.0
Total coliforms	UFC/100 mL	10.0	MA.700-COL 1.0

MA: CEAEQ analytical method; SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al. 2012); LOD: limit of detection; CBOD5: carbonaceous biochemical oxygen

Given the random nature of precipitation, sampling was carried out with an Isco 6700 autosampler with Teflon tubes, in accordance with the Ministère de l'Environnement du Québec's Centre d'expertise en analyse environnementale (CEAEQ-MDDEFP) requirements. An Isco 4150 height-velocity flow logger probe was placed on a metal plate fixed to the pipe invert. The flow logger first measures flow height using a pressure transducer, then flow velocity based on the Doppler Effect principle. Flow is calculated using values of height, velocity and actual pipe cross-sectional area. The device is placed in a control chamber downstream from the overflow point for the combined collector in Longueuil and in the last downstream inspection chamber before the outfall into the receiving environment for the Boucherville storm sewer. All devices were fitted with a data logging system set to record at 5 minute intervals.

The autosampler sampling program starts when the capacity of regulators is out and when a water level is detected by a float switch connected to it on the downstream side of the overflow channel wall and to a control station monitored at all times by two operators. Automated sampling stops when 24 1-liter bottles are filled or after 6 hours (the set

maximum duration of rainfall events). The sampling methodology used involves sampling flow proportional volumes at constant time intervals. Containers are single-use glass bottles maintained at 4 ^{o}C. For each rainfall event considered, an average sample was produced for analytical purposes. Because the study was coordinated with Environment Canada's Meteorological Service and operators were on site for each event sampled, the event coverage rate is estimated at nearly 90%, which is deemed satisfactory in the circumstances.

Rainfall was measured continuously using two Isco 674 rain gauges placed at the experimental sites and set to record levels at 5 minutes intervals. If large differences in precipitation levels were observed between the two sites, validation was carried out using existing rain gauges operated by the Longueil agglomeration inside its territory (Figure 3.1). This issue was specifically monitoring for rainfall events of 10 July and 13 August 2013, which showed different spatial distributions despite the proximity of the two watersheds. Bertrand-Krajewski (2006) is of the opinion that two precipitation events are independent if the effects of the first have ceased by the time the second starts. Table 3.3 shows the main variables for the eight rainfall events intercepted simultaneously at the two sites and which were used to quantify discharges during the period of interest. These variables include rainfall duration (RD), total rainfall (TR), maximal rainfall intensity in five minutes (RI), volume discharged (VD) and dry antecedent time (DAT).

Tableau 3.3 Primary characteristics of rain events sampled at the outfall of the two catchment areas

Site	Event N°	Event date (2013)	RD (hh:mm)	TR (mm)	RI (mm/h)	VD (m^3)	DAT (h)
CSO Longueuil	1	July 10	03:10	4.00	19.2	1,950	56.5
	2	July 17	03:25	11.8	62.4	23,100	169
	3	July 19	04:20	11.2	27.6	12,300	8.00
	4	August 1	01:15	7.00	16.8	8,300	68.0
	5	August 13	00:50	3.60	25.2	105	13.0
	6	September 12	11:00	25.6	21.6	15,800	22.5
	7	October 6	03:35	3.50	3.60	305	341
	8	October 7	04:00	18.1	27.6	22,800	19.5
	Minimum		*00:50*	*3.50*	*3.60*	*105*	*8.00*
	Maximum		*11:00*	*25.6*	*62.4*	*23,100*	*341*
	Mean		*03:56*	*10.6*	*25.5*	*10,600*	*87.2*
	CV (%)		*79*	*75*	*66*	*90*	*132*
Storm sewer Boucherville	1	July 10	01:25	16.3	82.8	2,860	23.5
	2	July 17	03:50	10.6	28.8	1,850	171
	3	July 19	06:30	16.2	34.8	4,330	7.00
	4	August 1	01:10	4.60	12.0	1,220	50.5
	5	August 13	00:50	25.1	104	2,700	13.0
	6	September 12	10:40	30.8	25.2	3,780	22.5
	7	October 6	04:05	5.40	12.0	1,290	333
	8	October 7	03:55	13.7	13.2	4,630	19.5
	Minimum		*00:50*	*4.60*	*12.0*	*1,220*	*7.00*
	Maximum		*10:40*	*30.8*	*104.4*	*4,630*	*333*
	Mean		*04:03*	*15.3*	*39.2*	*2,830*	*80.0*
	CV (%)		*81*	*59*	*90*	*47*	*144*

CSO: combined sewer overflow; CV: coefficient of variation; RD: rainfall duration; TR: total rainfall; RI: maximal rainfall intensity in 5 min; VD: volume discharged; DAT: dry antecedent time

For both sites, data in Table 3.3 indicate relatively large variations between events and between sites, as reflected by derived coefficients of variation (CV). Spatial and temporal

Rapport-Gratuit.com

differences between rainfall events recorded at these two sites located a short distance from one another reflect the convective nature of summer rainfall events. However, aside from VD (flow parameter) at the two sites, applying the Student test at the 5% level to paired samples shows that mean values of other rainfall variables do not differ significantly. According to data from the combined sewer overflow monitoring system, ten overflow events were observed from July 10 to October 7, 2013. Eight of these events, thus accounting for 80% of recorded overflows for the combined system, were analyzed as part of this study, the remaining two being overlooked either because of technical issues or insufficient volumes for the required chemical analyses. Data in Table 3.3 indicate that for 88% and 75%, respectively, of observed rainfall events measured at Longueuil and Boucherville, TR is less than 22 mm, which is consistent with rainfall measured in the region. Indeed, an analysis of rainfall at the Montreal-Trudeau weather station (Environment Canada) reveals that 90% of rainfall events measured annually in the region have TR values below 22 mm. In other words, structures which can accommodate 22 mm rainfalls in the Montreal region can deal with 90% of precipitation falling in the region (MDDEFP, 2011). This estimate, which assumes a 6-hour minimum interval between two distinct rainfall events, does not include precipitation events with TR<1mm, because these rainfall events are assumed to produce no runoff. Overall, rainfall events that produced combined sewer overflow were of short duration and/or of high maximal rainfall intensity in 5 minutes.

In comparison, Maruejouls *et al.* (2010) observed similar values of maximal rainfall intensity in 5 minutes (3.6-44.4 mm/h) for nine rainfall events intercepted in Québec City, Canada. The August 13 event in Boucherville was characterized by Environment Canada as an intense storm cell with a recurrence interval exceeding 25 years, while the rainfall event recorded on the same day in Longueuil, albeit of similar duration, was clearly less intense. In contrast, the September 12 event is a long duration event characterized by high total rainfall. Aside from the October 6 event, which was preceded by a 14-days stretch of dry weather at both sites, the durations of dry periods preceding all the other events falls are within the summer average, which is generally shorter than a week for the region and period of interest.

This may serve to restrict the accumulation of pollutants on developed surfaces, thus limiting pollutant remobilization by runoff (Maniquiz *et al.*, 2010).

3.4.2 Data Processing

Event mean concentrations (EMCs) are derived for each parameter using the chemical analysis parameters described in the previous section (Table 2.2). A substance is considered present in an analyzed sample if its mean concentration is above the limit of detection; otherwise, the substance is not used. The site mean concentration (SMC, in g/m^3) of a pollutant is defined as the mean value of EMCs recorded for the site. Because the arithmetic mean is sensitive to extreme values (Mourad, 2005), a volume-weighted mean value is used to derive the SMC for each parameter, as in equation 3.1.

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^{n} EMC_i \cdot VD_i}{\sum_{i=1}^{n} VD_i} \qquad (3.1)$$

where EMC_i is the mean concentration for event i in g/m^3 and V_i is the flow volume during event i in m^3, n being the total number of events considered for the site.

The event flux (EF, in g/ha active) of a pollutant expressed in units of mass per active surface for a specific event is obtained using equation 3.2.

$$EF = \frac{EMC \cdot VD}{A_a} \qquad (3.2)$$

where A_a is the active surface of the catchment area effectively contributing to runoff, EMC is the event mean concentration (g/m^3) and VD is the volume discharged (m^3) during the rainfall event.

The analysis of experimental data is based on a statistical approach. Statistical models are known for their robustness in handling experimental data because they require few

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

assumptions and limited prior knowledge. For many authors (Dembélé, 2010; Hannouche, 2012; Mourad, 2005), such models may be used to predict EMC or EF values or to identify potential independent variables. Thus, statistical models of events may be used to predict a model variable defined at the event scale based on a set of independent variables. The choice of a model depends on the goal sought and results are strongly dependent on experimental observations (Dembélé, 2010). In this study, Pearson correlation and simple linear regression approaches were used to describe and assess the linear relationships between dependent variables EMC and EF of pollutant parameters and independent rainfall variables, including RD, TR, RI, VD and DAT. Variables are fully correlated to the values of -1 and 1, respectively negatively and positively, are independent when the value is 0, and are partially correlated to varying degrees for intermediate values. Thus, a Pearson coefficient value near zero means that there is no linear correlation between two variables, although it does not exclude other types of correlation. The statistical significance of each coefficient of correlation was assessed using the Student test and critical values from the Pearson table for n-2 degrees of freedom (n being the observed sample size), for different statistical risk levels (ρ=0.05 or 0.01).

3.5 Results and discussion

3.5.1 Concentrations and fluxes measured at both sites

Table 3.4 compares EMC and EF values for monitored pollutant parameters at both sites. As described in previous studies (Becouze, 2010; Dembélé, 2010; Kafi *et al.*, 2008; Zgheib, 2009), EMC and EF values show significant variability between sites and between events in wet weather.

Tableau 3.4 Comparison of parameter concentrations and fluxes in wet weather at the two sites

Site	Event N°	EMCs (mg/L)								EFs (g/ha active)							
		TSS	COD	$CBOD_5$	P_{tot}	N-TKN	Cl^-	Fecal coliforms (UFC/100 mL)	Total coliforms (UFC/100 mL)	TSS	COD	$CBOD_5$	P_{tot}	N-TKN	Cl^-	Fecal coliforms	Total coliforms
CSO Longueuil	1	260	340	82	2.40	17.0	50.0	> 60,000	> 80,000	1,024	1,339	323	9.45	67.0	197	--	--
	2	200	230	39	1.20	7.5	44.0	> 80,000	> 80,000	9,325	10,724	1,820	56.0	350	2,050	--	--
	3	19.0	41.0	5.00	0.36	3.6	25.0	> 60,000	> 80,000	469	1,013	123	8.90	89	617	--	--
	4	260	290	77	2.00	10.0	19.0	> 60,000	> 80,000	4,330	4,830	1,280	33.3	167	316	--	--
	5	88.0	310	67	1.90	15.0	51.0	> 60,000	> 80,000	18.6	65.6	14.2	0.40	3.18	10.8	--	--
	6	340	470	72	2.50	14.0	14.0	> 60,000	> 80,000	10,850	15,000	2,300	79.8	447	447	--	--
	7	730	830	190	5.20	31.0	59.0	> 60,000	> 80,000	449	510	117	3.20	19.1	36.3	--	--
	8	120	130	27	0.90	5.0	17.0	> 60,000	> 80,000	5,530	5,990	1,240	41.5	230	783	--	--
	Minimum	19.0	41.0	5.00	0.36	3.6	14.0	> 60,000	> 80,000	18.6	65.6	14.2	0.40	3.2	10.8	--	--
	Maximum	730	830	190	5.20	31.0	59.0	> 80,000	> 80,000	10,850	15,000	2,300	79.8	447	2,050	--	--
	SMC or MEF	187	231	42.3	1.36	8.03	26.1	--	--	3,999	4,934	902	29.1	171	557	--	--
	CV (%)	117	104	131	108	109	69	--	--	107	110	97	99	94	119	--	--
Storm sewer Boucherville	1	15.0	44.0	5.00	0.26	1.70	77.0	28,000	> 80,000	214	628	71.4	3.71	24.3	1,100	--	--
	2	26.0	43.0	7.00	0.19	1.30	5.90	> 60,000	> 60,000	241	398	64.8	1.76	12.0	55	--	--
	3	10.0	39.0	<	0.16	1.80	36.0	11,000	> 80,000	217	845	--	3.47	39.0	780	--	--
	4	35.0	58.0	9.00	0.23	1.50	28.0	> 60,000	> 80,000	213	354	54.9	1.40	9.14	171	--	--
	5	32.0	41.0	<	0.13	1.20	22.0	> 60,000	> 80 000	433	555	--	1.76	16.2	298	--	--
	6	29.0	39.0	5.00	0.17	0.85	7.70	17,000	> 80,000	549	738	94.6	3.22	16.1	146	--	--
	7	58.0	--	17.0	0.48	3.90	80.0	> 60,000	> 80,000	376	--	110	3.11	25.3	518	--	--
	8	51.0	50.0	6.00	0.28	1.20	12.0	34,000	> 80,000	1,180	1,160	139	6.48	27.8	278	--	--
	Minimum	10.0	39.0	5.00	0.13	0.85	5.90	11,000	> 60,000	213	354	54.9	1.40	9.14	55	--	--
	Maximum	58.0	58.0	17.0	0.48	3.90	80.0	> 60,000	> 80,000	1,180	1,160	139	6.48	39.0	1,100	--	--
	SMC or MEF	30.2	43.7	5.96	0.22	1.50	29.5	--	--	428	668	89.1	3.11	21.2	418	--	--
	CV (%)	54	16	73	50	63	100	--	--	77	42	36	52	46	86	--	--

EMC: event mean concentration; EF: event flux; SMC: site mean concentration; MEF: mean event flux; <: below the limit of detection = 4 mg l^{-1} . When a substance is not detected, its average is calculated with the limit of detection; CV: coefficient of variation; --: not available

- **Inter-event and inter-site EMC variability**

Like the empirical approach, the linear regression approach is based on observational data Coefficients of variation (CV) for all pollutant parameters are higher for Longueuil than for Boucherville. SMC values at both sites are significantly different (Student test α=0.05). Aside from Cl^-, EMC values of monitored parameters are higher in Longueuil than in Boucherville (Table 5), a result of the major contribution of the combined sewer system. Indeed, flow velocities during dry spells (v=0.46 m/s) estimated using probes placed in the combined sewer system are lower than the critical self-cleaning velocity (v=0.6 m/s), whereas velocities recorded during rainfall events range from 1.26 to 4.43 m/s except for the July 10 (v=0.51 m/s) and October 6 (v=0.26 m/s) events. This suggests that particles accumulate by sedimentation in the system in dry weather and are resuspended during rainfall events. SMC values of pollutant parameters measured at both sites still fall within

the ranges reported in the literature. Bertrand-Krajewski (2006) reports TSS in the 176-2500 mg l^{-1} range for a combined sewer overflow compared to 21-2600 mg l^{-1} for a separated storm system, while COD values are in the reported ranges of 42-900 mg l^{-1} for a combined system overflow and 20-500 mg l^{-1} for a separated storm water system. Work by Lessard and Lavallée (1985) on five combined catchment areas in Quebec City (Canada), produced mean values for the catchments of 276 mg l^{-1} TSS and 142 mg l^{-1} for the COD, while Gasperi *et al.* (2011) obtained a mean value for TSS of 209 mg l^{-1} compared to 274 mg l^{-1} for COD for the Clichy, France, combined system. These results are similar to measurements obtained by Angerville (2009) for a storm overflow sample in Lyon, France (340 mg l^{-1} TSS and 390 mg l^{-1} COD). By comparison, for a storm sewer system, Zgheib *et al.* (2012) measured moderate values of TSS (148 mg l^{-1}) and COD (129 mg l^{-1}) at Sucy-en-Brie, France, while Dembélé (2010) obtained lower values for TSS (89.9 mg l^{-1}) and COD (100 mg l^{-1}) at the Chassieu, France, storm sewer site and the NURP US-EPA (1983) measured higher ranges of values for TSS (180-548 mg l^{-1}) and COD (82-178 mg l^{-1}) for runoff water at 81 different sites in the United States. As far as nutrients are concerned, maximum P_{tot} and N-TKN concentrations measured at Longueuil are similar to values reported by Angerville (2009) (6.4 mgl^{-1} for P_{tot} and 20.8 mgl^{-1} for N-TKN), but lower than values reported by Kafi *et al.* (2008) for six combined catchment areas in Paris, France (29-39 mg l^{-1} for N-TKN). By comparison, maximum P_{tot} and N-TKN concentrations in the storm system in Boucherville are lower than values reported by Zgheib *et al.* (2012) (3.5 mg l^{-1} for P_{tot} and 16 mg l^{-1} for N-TKN) and fall within the range of values reported by the NURP-US EPA (1983) (0.42-0.88 mg l^{-1} for P_{tot} and 1.90-4.18 mg l^{-1} for N-TKN). These results confirm that nutrients are in fact mostly derived from household wastewaters, as concentrations measured from a mean daily sample from the Longueuil combined sewer system collected during dry weather were higher (2.3 mg l^{-1} for P_{tot} and 16 mg l^{-1} for N-TKN).

Measured total coliforms were consistently above 80,000 UFC/100 ml in all analyzed samples from both sites, except for the July 17 event in Boucherville (>60,000 UFC/100 ml). Work by Haramoto *et al.* (2006a) on 47 samples from Tokyo Bay, Japan, are consistent with

these results and indicate major increases in total coliforms in the receiving environment after rainfall events. As for fecal coliforms, values ranged from >60,000 to >80,000 UFC/100 ml in Longueuil and 17,000 to >60,000 UFC/100 ml in Boucherville. Compared to values reported in the literature, fecal coliform concentrations measured in the study were higher than those reported by Donovan *et al.* (2008) for a combined sewer overflow (>30,000 UFC/100 ml) in Newark, United States. In combined systems, bacteriological pollution is directly derived from household wastewaters, in addition to several other external sources such as excrement of warm-blooded animals, the presence of street solid or plant debris. However, such high concentrations of fecal coliforms in a strictly pluvial system are surprising and reflect the fact that, contrary to popular belief, contamination is present is such a system. Fecal matter is thought to come from several sources including warm-blooded animal (dogs, cats) excrements, cross connections in the wastewater system, the remobilization of inlet well deposits and the presence of street solids or plant debris (Bertrand-Krajewski, 2006).

- **Inter-event and inter-site EF variability**

As far as fluxes are concerned, CV values are higher for Longueuil than for Boucherville and EF values vary greatly from one event to the next, their mean values being higher for Longueuil than for Boucherville. This could be explained by the fact that flow volumes are higher in Longueuil because of the larger area drained (on the order of 2.67 times larger than the Boucherville catchment area). These significant volumes translate into considerable flow within the sewer systems which erodes deposits accumulated in collectors during dry spells and contribute to the primary source of TSS, COD and $CBOD_5$ within the combined system. A number of studies have highlighted the importance of this contribution of deposits within combined wastewater systems to UWWD pollution (Gromaire, 1998; Kafi *et al.*, 2008; Krejci *et al.,* 1987). Chebbo and Gromaire (2004) argue that from 26 to 82% of all TSS, COD and $CBOD_5$ pollution in the Marais area of Paris, France, is derived from the combined system during rainfall events, while less than 30% is derived from surface runoff water. Although relatively low, fluxes observed in the present study fall within the ranges reported in the literature. Thus, Becouze (2010) reported MEF values for a combined sewer site in

Lyon, France, ranging from 2,000 to 17,000 g.ha active^{-1} compared to 100-25,000 g.ha active^{-1} for a storm catchment, while COD values ranged from 3,000 to 48,000 g.ha active^{-1} for a combined system compared to 200-20,000 g.ha active^{-1} for a storm catchment. Kafi *et al.* (2008) noted higher median EF values for six combined sewer systems in Paris, France, including TSS (15,000-35,000 g.ha active^{-1}), COD (26,000-57,000 g.ha active^{-1}), $CBOD_5$ (12,000-21,000 g.ha active^{-1}) and N-TKN (2,000-3,000 g.ha active^{-1}). The low values observed in the present study may be due to differences in land use, rainfall patterns in the area, the season of the year, as well as methods used for cleaning streets and inlet wells. There is no P_{tot} value reported in the literature that can be used for comparison purposes.

- **CSO and separated storm sewer ratios for EMC and EF values**

Results presented above reveal large inter-event and inter-site variations in EMC and EF values measured at the outfalls of the two catchment areas. Table 3.5 shows the CSO/separated storm sewer ratios of EMC and EF values for rainfall events observed at both sites for each of the monitored parameters.

Tableau 3.5 Longueuil CSO and Boucherville storm sewer ratios for EMC and EF values

Site	Event N°	RATIO EMCs						RATIO EFs					
		TSS	COD	$CBOD_5$	P_{tot}	N-TKN	Cl^-	TSS	COD	$CBOD_5$	P_{tot}	N-TKN	Cl^-
CSO Longueuil/ Storm sewer Boucherville	1	17.3	7.73	16.4	9.23	10.0	0.65	4.78	2.13	4.53	2.55	2.76	0.18
	2	7.69	5.35	5.57	6.32	5.77	7.46	38.7	26.9	28.1	31.8	29.0	37.5
	3	1.90	1.05	1.25	2.25	2.00	0.69	2.17	1.20	--	2.57	2.28	0.79
	4	7.43	5.00	8.56	8.70	6.67	0.68	20.3	13.7	23.4	23.8	18.2	1.85
	5	2.75	7.56	16.8	14.6	12.5	2.32	0.04	0.12	--	0.23	0.20	0.04
	6	11.7	12.1	14.4	14.7	16.5	1.82	19.8	20.3	24.3	24.8	27.8	3.07
	7	12.6	--	11.2	10.8	7.95	0.74	1.20	--	1.06	1.03	0.75	0.07
	8	2.35	2.60	4.50	3.21	4.17	1.42	4.68	5.17	8.95	6.40	8.29	2.82
	Minimum	1.90	1.05	1.25	2.25	2.00	0.65	0.04	0.12	1.06	0.23	0.20	0.04
	Maximum	17.3	12.1	16.8	14.7	16.5	7.46	38.7	26.9	28.1	31.8	29.0	37.5
	Mean	7.97	5.91	9.83	8.73	8.19	1.97	11.5	9.93	15.0	11.6	11.2	5.80
	CV (%)	70	62	59	54	57	117	119	106	77	111	109	222

CSO: combined sewer overflow; EMC: event mean concentration; EF: event flux; CV: coefficient of variation; --: not available

Aside from Cl^-, CV values for EMC ratios are relatively homogeneous (54-70%), whereas those for EF ratios show relatively a large dispersion (77-119%). These results reflect a substantial EMC and EF variability between events at both sites. The highest ratios observed are for EF values. The $CBOD_5$ values show the highest ratio when the COD ratio is lowest, except for Cl^-, which shows the lowest ratios. In general, mean EMC ratios highlight the fact that EMC values are higher at Longueuil than at Boucherville, a fact which is even more striking for EF values for the same pollution parameters. These results support the fact that erosion of accumulated deposits in the combined sewer system during rain events and household wastewaters play essential roles. Thus, estimates based on the duration of sampled overflows and the maximum capacity of the combined system in dry weather (maximum flow of 275 $l.s^{-1}$ prior to loading of the two regulators) reveal that, aside from the July 10, August 13 and October 6, 2013 events, which show very low TR and VD, Longueuil wastewater volumes account for 18% to 48% (mean of 32%) of UWWD entering the receiving environment. This suggests that low TR rainfall events, which produce low VD at the Longueuil CSO, are less diluted because they comprise a higher proportion of wastewater. This would account for higher EMCs, but lower EFs for these events that produced low TR and VD values in Longueuil. Finally, these results confirm the notion that less intense rainfall events are more deleterious to receiving environments. The variability of Cl^- components, which are soluble in times of wet weather, is rather different than that of other pollutants, which is consistent with the low ratio of Cl^- EMC values (1.97) for the two sites and the fact that Cl^- values are not linked to accumulation of solids as deposits in the combined sewer system.

In summary, an analysis of data measured at the outfalls of both catchment areas reveals considerable inter-event and inter-site variability of EMC and EF values for the two areas. This variability is related to several factors, including the major contribution of deposits accumulated in the combined system during periods of dry weather, as well as the variability of rainfall events (Table 3.3) that allowed discharges at both outfalls to be characterized.

3.5.2 Analysis of correlations between rainfall variables and EMC and EF values

Table 3.6 shows matrices of correlations between EMC and EF values of pollutant indicators (TSS, COD, $CBOD_5$, P_{tot}, N-TKN and Cl^-) and local rainfall variables (RD, TR, RI, VD and DAT). The main objective of the study was to analyze the influence of rainfall variables on pollutant indicators in the two catchments areas, only local rainfall variables are the object of interest in this study, which takes place on the surface watershed. Regional catchment parameters (Table 3.1) generally used to describe variability between sites (Brezonik et Stadelmann, 2002) are therefore assumed to be constant for all monitored rainfall events. Results in Table 3.6 differ significantly between sites and contamination indicators (EMCs and EFs). Coefficients of correlation are generally higher for EF values than for EMC values.

Tableau 3.6 Analysis of Pearson correlation between major rainfall variables and EMCs and EFs values at the two sites

Site	Pollution parameter	EMCs					EFs					Critical values of Pearson at level of	
		RD	TR	RI	VD	DAT	RD	TR	RI	VD	DAT	5% (2-tailed)	1% (2-tailed)
CSO Longueuil	TSS	0.180	-0.181	-0.525	-0.375	**0.850****	0.638	**0.803***	0.518	**0.770***	-0.102	0.707	0.834
	COD	0.171	-0.227	-0.562	-0.523	**0.763***	**0.727**	**0.838****	0.453	**0.716***	-0.134		
	$CBOD_5$	-0.049	-0.423	-0.633	-0.631	**0.793***	0.604	**0.789***	0.438	**0.739***	-0.141		
	P_{tot}	0.065	-0.335	-0.633	-0.601	**0.769***	0.702	**0.864****	0.427	**0.758***	-0.183		
	N-TKN	-0.010	-0.442	-0.618	-0.705	**0.726***	**0.712**	**0.866****	0.505	**0.796***	-0.182		
	N- $NH4^+$	-0.345	-0.696	-0.616	-0.903	0.421	0.565	0.885	0.406	**0.914**	-0.411		
	Cl^-	-0.472	**-0.772**	-0.062	-0.620	0.611	0.089	0.345	**0.927****	**0.813***	0.063		
Storm sewer Boucherville	TSS	-0.101	-0.362	-0.454	-0.271	0.572	0.184	0.192	-0.249	0.575	-0.186	0.707	0.834
	COD	-0.521	**-0.755**	-0.437	-0.457	0.085	0.384	0.270	-0.204	**0.947****	-0.541		
	$CBOD_5$	-0.180	-0.636	-0.460	-0.659	**0.896****	0.333	0.171	-0.353	0.637	0.089		
	P_{tot}	-0.124	-0.615	-0.432	-0.393	**0.786***	0.244	0.083	-0.231	**0.727***	-0.193		
	N-TKN	-0.136	-0.582	-0.251	-0.473	**0.826***	0.239	0.020	-0.023	0.624	-0.088		
	N- $NH4^+$	-0.325	-0.505	-0.166	-0.603	0.791	-0.094	0.131	0.079	0.411	-0.015		
	Cl^-	-0.318	-0.376	0.169	-0.337	0.433	-0.182	-0.035	0.401	0.199	-0.114		

CSO: combined sewer overflow; RD: rainfall duration; TR: total rainfall; RI: maximal rainfall intensity in 5 min; VD: volume discharged; DAT: dry antecedent time. Correlation is significant at the 5% level; ** correlation is significant at the 1% level.*

- **Correlation between EMC and rainfall variables**

Table 3.6 shows that, in Longueuil, aside from Cl^- which is negatively correlated with TR, all monitored parameters show a significant positive correlation with DAT only, which suggests that pollutants accumulate in times of dry weather prior to rainfall events. As Cl^- represents soluble components, its negative significant correlation with TR is not surprising. In general, all pollution indicators are negatively correlated with RD, TR, RI and VD, which underscores the fact that more dilute runoff is generated by longer-lived or more intense rainfall events or by events that produce large runoff volumes. A similar trend is seen in Boucherville, although it is not significant for TSS and COD values. Limited TSS deposition in Boucherville due to the short duration of dry weather spells accounts for this. In Longueuil, on the other hand, contaminants are primarily related to erosion and resuspension of accumulated deposits within the system during dry spells. Other studies support these observations including work by Brezonik et Stadelmann (2002) in Minnesota, USA, which found EMCs to be positively correlated with DAT and negatively correlated with TR. More recently, Wang *et al.* (2013) made similar observations for the Chongquing campus catchment area, in China. Our results are consistent with water quality monitoring results by Francey *et al.* (2010) for seven separate systems in Melbourne, Australia, and reveal that conventional hydrological parameters (RI, RD and TR) may not be as robust at predicting EMCs as DAT (Table 3.7). This analysis also provides insight upon which to base the choice of variables for statistical modeling of EMCs.

- **Correlation between EF values and rainfall variables**

Table 3.6 shows that EF values for monitored parameters are positively correlated with RD, TR, RI and VD at both sites, except for RI, which is negatively correlated at Boucherville. In Longueuil, however, correlations with TR and VD are statistically significant for all parameters except Cl^- , which is strongly significantly correlated with RI. In addition, COD and N-TKN are also significantly correlated with RD. In Boucherville, COD and P_{tot} show a strong positive correlation with VD. These results indicate that as TR and VD increase, so do the resulting EF values.

Rapport-Gratuit.com

The strong correlation between EF values and both TR and VD is not surprising given that these two rainfall variables are significantly linearly correlated (Section 3.4). In fact, Sabin *et al.* (2005) found that VD was related to TR through a simple linear relationship whereby 99% of VD variability is explained by TR for runoff during rainfall events in Los Angeles, USA. In combined systems, large volumes resulting from rainfall produce large in-system flows that contribute to eroding particles deposited in times of dry weather. Thus, flow velocities in dry spells (v=0.46 m/s) estimated using probes placed in the combined system are lower than the critical self-cleaning velocity (v=0.6 m/s), whereas velocities recorded during rainfall events range from 1.26 to 4.43 m/s except for the July 10 (v=0.51 m/s) and October 6 (v=0.26 m/s) events. Furthermore, EFs for both sites are negatively correlated with DAT, which suggests that shorter dry spells are associated with larger fluxes, and vice versa. Indeed, the great area of Longueuil sitting on a homogenous clay platform characterized by an impermeability coefficient ranging from 10^{-7} m/s to 10^{-10} m/s (MDDEFP, 2011). Thus, a short period for dry weather spells such as is observed in this study could result in rapid soil saturation and thus contribute to rapidly increasing discharge volumes, leading to enhanced contaminant fluxes in the combined system.

This is consistent with other studies, including Brezonik et Stadelmann (2002) who found contaminant fluxes to be positively correlated with TR and RI, but negatively correlated with DAT. Findings by Maniquiz *et al.* (2010) from Yongin City, Korea, are consistent with these results while those by Wang et al. (2013) show an opposite trend. In contrast to EMC values, conventional rainfall parameters TR and VD should be good predictors of EF values in a combined system, while for the storm sewer system, VD is the dominant variable (Table 3.7). In addition to these results, the analysis provides insight on which to base the choice of variables for statistical modeling of EF values.

- **Proportion of the variability of EMC and EF values explained by rainfall variables**

Table 3.7 shows the coefficient of determination (R^2) matrices for both sites in terms of percent variability of EMC and EF values explained by different rainfall variables, R^2 being

the square of the Pearson coefficient of correlation (Table 3.6) in the case of a linear regression. Data in Table 3.7 show large variations in the proportion of EMC and EF variability explained by rainfall variables. In Longueuil, the highest percentage (72%) of explained EMC variability is for DAT explaining the variability of TSS. Indeed, DAT is a dominant factor for explaining the other monitored parameters, except for NH_4^+ and Cl^-, 60% of the EMC variability of which is explained by TR. In Boucherville, 80% of $CBOD_5$ variability is explained by DAT, which also explains a large portion of P_{tot} (62%) and N-TKN (68%) variability, while TR explains 57% of COD variability. In contrast, RD accounts for little to no EMC variability, while RI, VD and TR are minor contributors.

Tableau 3.7 Proportion of EMC and EF variability explained by rainfall variables

Site	Pollution parameter	EMCs					EFs					Critical values of Pearson at level of	
		RD	TR	RI	VD	DAT	RD	TR	RI	VD	DAT	5% (2-tailed)	1% (2-tailed)
CSO Longueuil	TSS	3%	3%	28%	14%	**72%**	41%	**65%**	27%	**59%**	1%	**50%**	**70%**
	COD	3%	5%	32%	27%	**58%**	**53%**	**70%**	20%	**51%**	2%		
	$CBOD_5$	0%	18%	40%	40%	**63%**	36%	**62%**	19%	**55%**	2%		
	P_{tot}	0%	11%	40%	36%	**59%**	49%	**75%**	18%	**58%**	3%		
	N-TKN	0%	20%	38%	49.7%	**53%**	**51%**	**75%**	25%	**63%**	3%		
	N- $NH4^+$	12%	48%	38%	82%	18%	32%	78%	16%	**84%**	17%		
	Cl^-	22%	**60%**	0%	38%	37%	1%	12%	**86%**	**66%**	0%		
Storm sewer Boucherville	TSS	1%	13%	21%	7%	33%	3%	4%	6%	33%	3%	**50%**	**70%**
	COD	27%	**57%**	19%	21%	1%	15%	7%	4%	**90%**	29%		
	$CBOD_5$	3%	40%	21%	43%	**80%**	11%	3%	12%	41%	1%		
	P_{tot}	2%	38%	19%	15%	**62%**	6%	1%	5%	**53%**	4%		
	N-TKN	2%	34%	6%	22%	**68%**	6%	0%	0%	39%	1%		
	N- $NH4^+$	11%	26%	3%	36%	63%	1%	2%	1%	17%	0%		
	Cl^-	10%	14%	3%	11%	19%	3%	0%	16%	4%	1%		

CSO: combined sewer overflow; RD: rainfall duration; TR: total rainfall; RI: maximal rainfall intensity in 5 min; VD: volume discharged; DAT: dry antecedent time. EMC: event mean concentration; EF: event flux

For EFs, the highest percentage for Boucherville is 90% of COD variability explained by VD, which also accounts for 53% of P_{tot} variability at that site. In Longueuil, TR and VD explain large proportions (69% and 57%, on average) of EF variability for all parameters except Cl^-, consisting of soluble components, for which RI and VD explain 86% and 66% of the variability, respectively. The greater number of large percentages of explained EF

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

variability in Longueuil suggests that flux models perform better than concentration models. These results are consistent with work by Métadier (2011), who assessed statistical models using continuous turbidity measurement data for the Écully combined sewer system and the Chassieu storm water system in Lyon, France.

In summary, statistical analysis of Pearson correlations between rainfall variables and EMC and EF values highlights the fact that estimating EMCs and EFs is possible with simple rainfall parameters (DAT for EMC values, TR and VD for EF values). The analysis also reveals a clear difference in terms of correlations between the two sites, indicated by relatively heterogeneous percentages of explained variability between sites (Table 3.7). Thus, while similar in nature and sign for both sites, correlations are more robust (significant) for the combined system site than for the storm sewer site for the same monitored rainfall variables and pollutant parameters (Table 3.6). Overall, the analysis of percentages shown in Table 3.7 supports conclusions by Gromaire (1998) that rainfall event characteristics account only in part for variations in pollutant concentrations and masses generated during rainfall events in the Marais, Paris, France experimental catchment area. Other studies could not confirm this conclusion and have revealed correlations between EMC values and catchment characteristics that are not significant (Brezonik et Stadelmann, 2002; Rodriguez-Hernandez *et al.,* 2013). Future work should lead to a more consistent picture.

Results also reveal generally higher coefficients of correlation for EFs than for EMCs, which is consistent with observations by Dembélé (2010), who tested several statistical models as part of work aimed at modelling TSS, COD and primary contaminant event fluxes for urban effluent in the Ecully combined system and Chassieu storm sewer system in Lyon, France. This author concludes that it seems easier to obtain a robust model for event masses than for event mean concentrations, due to the fact that mass, which is the product of concentration and discharged volume, is strongly linked to discharged volume, itself only one of the variables accounting for concentration.

Finally, two hypotheses deriving from the analysis of correlation matrices in Figure 3.2 may account for the results presented: (1) changes in EMCs or EFs of TSS, COD, $CBOD_5$, P_{tot} and N-TKN are linked in times of wet weather. An analysis of the distribution of these pollution indicators as a function of TSS could provide insight into patterns observed during wet weather; (2) variations in rainfall variables (RD, TR, RI, VD and DAT) over time differ from site to site despite similar percentages of impervious surface and runoff coefficients (Table 3.1). An analysis of linear correlations between VD and other rainfall variables should shed light on observed EF patterns at both sites and help predict whether factors other than the type of system affect the source mechanism for pollution. These two questions are addressed in the following sections.

3.5.3 Distribution of EMC and EF values of COD, $CBOD_5$, Ptot and N-TKN as a function of TSS

Simple linear regression analysis was used to describe the relationships between the EMC and EF values of TSS and of the other monitored parameters (COD, $CBOD_5$, Ptot and N-TKN), as shown in Figure 3.2.

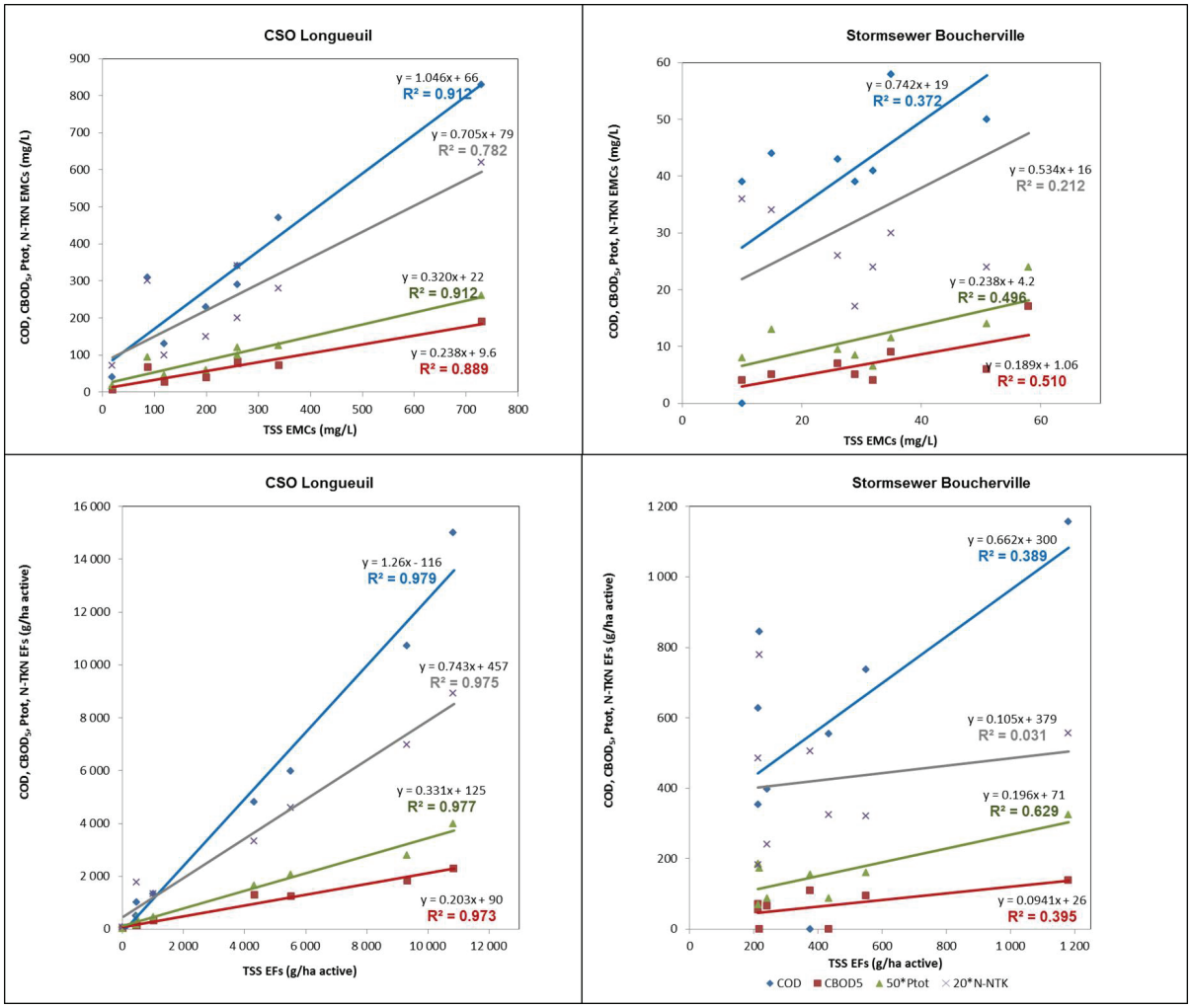

Figure 3.2 Positive correlations between TSS and COD, $CBOD_5$, Ptot, N-TKN

- **EMC values**

Results in Fig. 3.2 reveal a strong positive linear correlation between TSS and other pollution indicators for the Longueuil CSO, as shown by coefficients of determination values (R^2). Because this coefficient is the square of the Pearson coefficient of correlation, comparing values of the square root of R^2 with critical values from the Pearson table (Table 3.6) brings out the statistically significant nature of the relationships between TSS, and COD, $CBOD_5$, P_{tot} and N-TKN. Thus, TSS plays a primary role in explaining the EMC variability for organics (91% for COD and 88% for $CBOD_5$) and nutrients (91% for P_{tot}, 78% for N-TKN). This may be due to the fact that TSS comprise large solid components of these types of

contaminants. In contrast, coefficients of determination R^2 for Boucherville are relatively low, suggesting a weak simple linear correlation and limited dependence between these contaminants and TSS. These results strongly suggest that scouring occurs in the combined sewer system during rainfall events, which leads to resuspension of TSS, partly comprised of particulate COD, $CBOD_5$, P_{tot} and N-TKN components (as reflected by the observed correlations). Incidentally, results for Cl^-, which are soluble components, show a very weak correlation with TSS (R^2=0.165). Czemiel Berndtsson (2014) compared storm water contamination at four sites characterized by different traffic levels in Telleborg, Sweden, and showed a strong linear dependence between P_{tot} concentrations and TSS.

- **EF values**

In Longueuil, simple linear correlations are positive and even more robust, with R^2 values in excess of 0.97 for all monitored pollution indicators. In other words, EFs for COD, $CBOD_5$, P_{tot} and N-TKN and for TSS are related through a linear model which assigns 97% of the variability of these pollutant parameters to TSS. EFs are essentially related to large volumes eroding deposits accumulated in the system during dry spells, as indicated by flow velocities estimated in the system. Resuspension of these deposits produces a large flux of pollutions adsorbed on TSS. In Boucherville, linear correlations between TSS and pollutant parameters, although positive, are quite weak, as evidenced by coefficient of determination values. Weaker correlations for the Boucherville storm sewer site compared to the Longueuil site are also consistent with runoff not being the main source of EFs during rainfall events. Results in Figure 3.2 are likely due to the fact that EF values depend on EMCs, runoff volume and catchment surface area, all factors which are strongly dependent on rainfall (Maniquiz et al. 2010).

Analysis of correlations between TSS and organics (COD, $CBOD_5$), on one hand, and between TSS and nutrients (P_{tot}, N-TKN) on the other, reveals that, in wet weather, these pollutants are present as adsorbed phases on TSS which, as such, act as tracers. Indeed, TSS variability explains 97% of the EF variability for these pollutants. This also explains why, in Table 3.6, these pollution indicators all show the same sign of correlation and statistical

significance with respect the different rainfall variables. Thus, the choice of a technique which reduces TSS would also limit these pollutants.

3.5.4 Univariate analysis of correlation between VD and conventional rainfall parameters

Linear regression was used to describe the patterns of VDs at the outfalls of the two catchment areas over time as a function of the different conventional rainfall variables (Fig. 3.3).

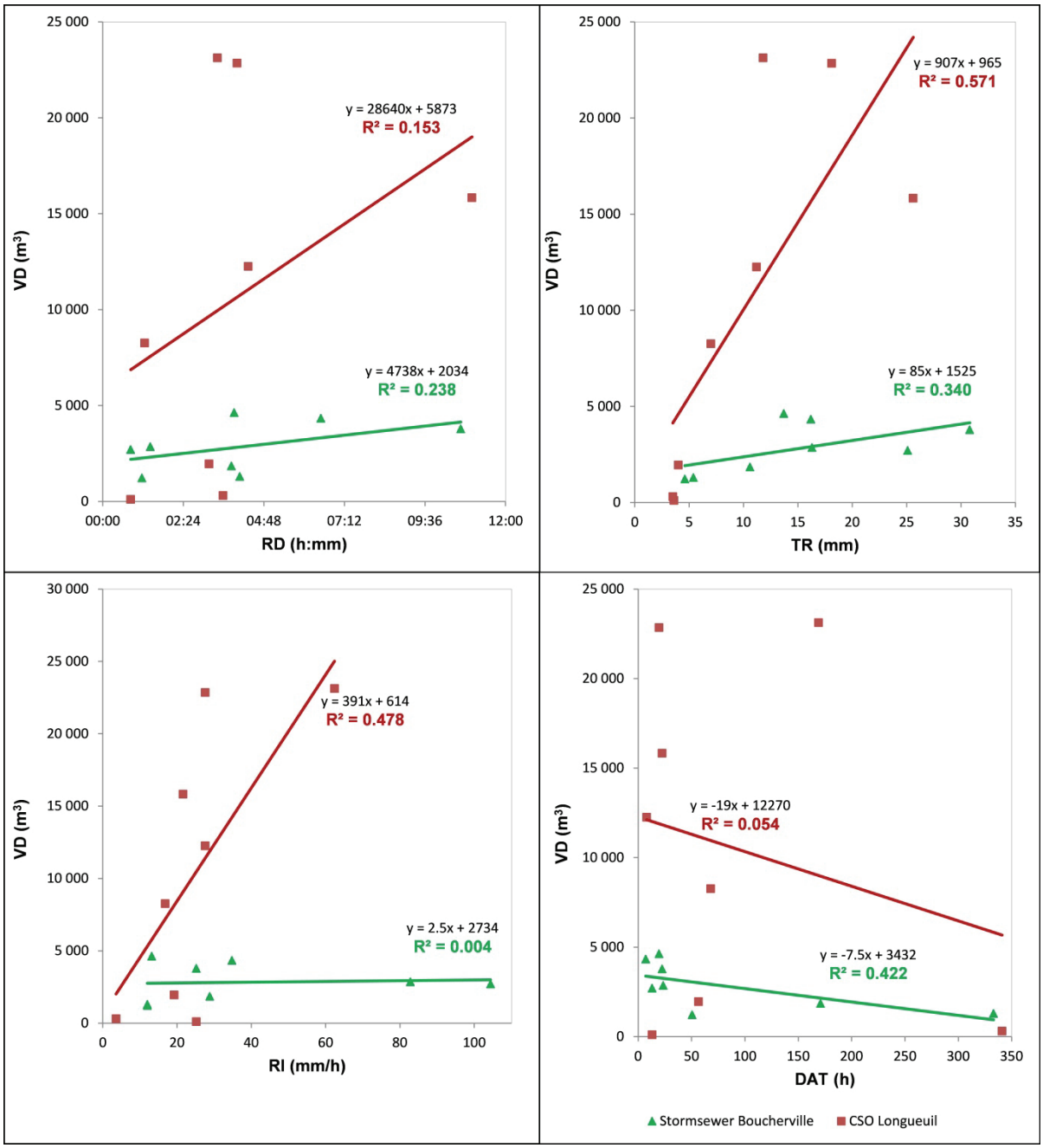

Figure 3.3 Correlation between VD and rainfall variables RD, TR, RI and DAT

Figure 3.3 shows that in Longueuil, TR is the variable associated with the highest coefficient of determination (R^2=0.571), other variables producing R^2 ranging from moderately to very low, including RI (R^2=0.478), RD (R^2=0.153) and DAT (R^2=0.054).

For the Boucherville storm sewer site, the highest coefficient of determination is obtained for DAT (R^2=0.422), for which the slope of the linear regression is negative, whereas the coefficients of determination for other variables are generally low to almost nil: TR (R^2=0.340), RD (R^2=0.238) and RI (R^2=0.004). Figure 3.3 also shows that, regardless of the variable, linear regression slopes are consistently larger for Longueuil than for Boucherville, which may account for greater VD mobilization in this catchment area and hence, the generation of large pollutant fluxes. Thus, a more strongly sloped catchment area leads to faster inflow to the sewer system and hence large volumes at the outfall, unlike a shallow sloped catchment area, in which water flows slowly or may even pool on surfaces, leading to infiltration or retention losses and, as a result, lower volumes at the outfall. The linear correlation between VD and TR is positive and it is significant (ρ=0.05) in Longueuil, whereas in Boucherville, while there is also a positive correlation, it is not significant. Not surprisingly, therefore, monitored pollutant parameters (Table 3.6) simultaneously show the same statistical significance with TR and VD in Longueuil. This also shows that, in statistical modeling aimed at predicting EF values, only one or the other of these two rainfall variables need be used.

Data in Table 3.7 do, however, show that the best percentages of variance explained between EFs and rainfall variables are provided by TR for the combined system, while VD is more robust for the storm sewer system, suggesting that the choice of variables should be based on the type of system modeled and on available data. VD does however appear more robust for modeling quality when assessing both types of systems together. Several factors may account for the different VD patterns observed at the two sites, including land use features (catchment slope and response time, street slope, collector slope, percent impervious area, runoff coefficient, inlet well spacing on streets) and, potentially, the total drainage area in Longueuil, which is 2.67 times that in Boucherville (Table 3.1). These factors affect flow patterns, particularly in older areas such as Longueuil, built in the 1950's, when the slopes of streets and wastewater systems were set so as to bring all wastewaters into the sewer system, while in Boucherville, a relatively recent district (1990), there are retention ponds, streets have fewer inlet wells and are laid out so as to reduce fast inflow to the sewer system.

For these built areas, aside from revitalization (re-zoning to include different approaches aimed at promoting rainfall retention and vegetation, etc.) and sewer system separation, measures for reducing large volumes are more complex and costly due to the presence of numerous existing constraints.

The linear correlation between VD and DAT is stronger for Boucherville, although the slope of the regression line is negative, while this correlation is almost nil for Longueuil, which shows that DAT does not play a determining role in VD mobilization in Longueuil. This may also mean that, in Longueuil, VD is not a factor which limits the mobilization of deposited pollutants. The negative sign of the dependence suggests that shorter DAT values are associated with larger VDs, and vice versa. Indeed, short DATs lead to rapid soil saturation (since, during times of intense or closely spaced rain events, VD at the outfall is not just a function of the percentage of impervious surfaces, but rather of the total surface area of the catchment) and hence, shorter catchment response time, which results in immediate water runoff during rain events. In Boucherville, the linear relationship between VD and RI has a near zero slope, which may be due to the fact that the rainfall intensity variable depends on the spatial distribution of rain and is not as good a reflection of runoff and hence flow. This result shows that RI does not play a primary role in determining VD in Boucherville, which may also mean that VD is not a limiting factor of pollutant mobilization during rainfall at that site.

In summary, although the two monitored sites show rather similar runoff coefficients and percentages of impervious surface area (Table 3.1), results reveal that VD dynamics (the discharge at outfall variable) varies from site to site for the same rainfall variables as a result of substantial differences in land features between the two catchment areas, as well as differences in design slopes for the two wastewater systems. This contributes to fast mobilization and runoff of large volumes of wastewater in Longueuil, leading to higher flow rates in the system, and hence massive scouring of deposits in the Longueuil combined system compared to Boucherville, accounting for the significantly higher EF values recorded at Longueuil.

Rapport-Gratuit.com

These results suggest that factors (land features, sewer system and street design criteria) other than the type of system affect the mechanism responsible for producing pollutant fluxes in the catchment areas studied.

3.6 Conclusion

This study based on a multi-pronged approach produced the following results. Because of a substantial contribution from deposits accumulated in the combined sewer system during dry spells, EMC and EF values are significantly higher in CSO discharges than in storm water discharges. Separated storm water discharges do, however, contain fecal and total coliforms in significant amounts sometimes comparable to those observed in the combined system overflow. Discharges analyzed as part of this study may be categorized as highly diluted urban discharges based on a comparison with values in the literature. In the absence of any ecotoxicological risk assessment, however, it is impossible to draw conclusions about their impact on the receiving water body.

Statistical analysis of Pearson correlations between EMC and EF values and rainfall variables reveals that DAT is the rainfall variable that best predicts EMC values, explaining 61%, on average, of EMC variability for all monitored pollutant parameters with the exception of Cl^-, while the best variables to estimate EF values are TR (69%) and VD (57%). Indeed, strong positive correlations that are significant (ρ=0.05) were observed between EMCs and DAT, while EF values were found to be significantly positively correlated with TR and VD, larger values of TR or VD being associated with larger fluxes. These results show that simple rainfall variables influence EMC and EF values and are good predictors to consider when choosing variables for statistical modeling of UWWD quality. The simple linear regression method reveals that TSS in CSO and, to a lesser extent, in runoff adsorb a substantial proportion of organics (COD, $CBOD_5$) and nutrients (P_{tot}, N-TKN) and hence, act as tracers. Indeed, TSS variability accounts for 97% of EF variability for these pollutants. Thus, the choice of a technique which reduces TSS would also limit these pollutant parameters.

Univariate analysis of VD as a function of rainfall variables gives insight into the EF production dynamics at both sites, which is linked to land development and the design slopes of streets and wastewater systems. The features contribute to rapid VD mobilization over the catchment area, leading to increased flow in the combined system, thereby producing large pollutant inputs at the outfall. This has major impacts on the production of pollutant fluxes in wet weather and leads to the conclusion that pollutant fluxes in UWWD flowing into receiving water bodies increase with increasing urbanization. Thus, the integration in long-term land use planning of new qualitative and quantitative rainwater management approaches based on source control (non-structural) practices appears essential for reducing urban runoff. To this end, a revision of design criteria for water transfer channels (streets, wastewater systems, etc.) including shallower slopes to slow down inflow into receiving environments will be required.

This study sheds light on the influence of simple rainfall variables on the generation process of urban pollution in wet weather and is an essential contribution for informing decisions about the variables to use for statistical modelling of urban effluent quality. Given the huge volumes involved, urban effluent contributes significantly to pollutant inputs into receiving water bodies, a situation which, in a climate change context, may get much worse as a result of more frequent, shorter and more intense rainfall events.

3.7 Acknowledgments

The authors wish to thank the Longueuil (Québec, Canada) agglomeration for financial support for the sampling program and for allowing publication of the results for research purposes.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

CHAPITRE 4

ARTICLE 3: ASSESSMENT OF THE ECOTOXICOLOGICAL RISK OF SEWER OVERFLOWS FOR AN AQUATIC SYSTEM USING A COUPLED « SUBSTANCES AND BIOESSAIS » APPROCH

Eustache Gooré Bi[1], Frédéric Monette[1], Johnny Gasperi[2], Yves Perrodin[3]

[1]Département du génie de la construction, École de technologie supérieure,

1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3.

[2]Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech,

61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.

[3]Université de Lyon; ENTPE; Laboratoire LEHNA UMR CNRS 5023;

Rue Maurice Audin, Vaulx-en-Velin Cedex, France.

Publié dans la revue « Environmental Science Pollution and Research » le 15 octobre 2014

Vol. 22, issue 6, p. 4460-4474. DOI: 10.1007/s11356-014-3650-9.

4.1 Résumé

Très peu d'outils sont disponibles pour évaluer l'impact des surverses d'égout unitaire sur les milieux aquatiques récepteurs. L'objectif principal de ce travail consiste à évaluer le risque écotoxicologique des surverses d'égout unitaire sur un écosystème aquatique de surface par une approche couplée « substances et bioessais ». Des échantillons d'eaux usées d'une surverse d'égout unitaire de la ville de Longueuil, Canada, ont été prélevés pour différents événements pluvieux d'une saison estivale et ont été analysés pour un large panel de paramètres de pollution (n=116). Par ailleurs, quatre bioessais ont été conduits sur des organismes représentatifs des milieux aquatiques de surface (Pimephales promelas, Ceriodaphnia dubia, Daphnia magna et Oncorhynchus mykiss). Les données analysées n'ont pas montré de risques écotoxicologiques pour les organismes du fleuve Saint-Laurent, principalement en raison de la forte dilution des effluents. Toutefois, l'approche par substances a mis en évidence que les paramètres Ptot, Al, chlore total résiduel, Cr, Cu, Pyrene, N-NH_4+, Pb et Zn nécessitent une surveillance plus spécifique en raison de leur contribution au danger écotoxicologique de l'effluent. Les essais d'écotoxicité chronique ont mis en évidence l'impact potentiel des rejets du débordement du réseau unitaire sur les espèces Pimephales promelas et Ceriodaphnia dubia alors que les essais de toxicité aigus n'ont pas montré d'effets sur *Daphnia magna* et *Oncorhynchus mykiss*, rappelant ainsi l'importance des tests chroniques dans une démarche de caractérisation de l'écotoxicité d'un effluent. Au final, l'étude permet de conclure que l'approche couplée « substances et bioessais » est fiable et robuste en vue de l'évaluation du risque écotoxicologique lié à des rejets complexes tels que les surverses d'égouts unitaires.

4.2 Abstract

Very few tools are available for assessing the impact of combined sewer overflows (CSOs) on receiving aquatic environments. The main goal of the study was to assess the ecotoxicological risk of CSOs for a surface aquatic ecosystem using a coupled "substance and bioassay" approach. Wastewater samples from the city of Longueuil, Canada CSO were collected for various rainfall events during one summer season and analyzed for a large panel

of substances (n=116). Four bioassays were also conducted on representative organisms of surface aquatic systems (*Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Oncorhynchus mykiss)*. The analytical data did not reveal any ecotoxicological risk for St. Lawrence River organisms, mainly due to strong effluent dilution. However, the substance approach showed that, because of their contribution to the ecotoxicological hazard posed by the effluent, total phosphorus (P_{tot}), aluminum (Al), total residual chlorine, chromium (Cr), copper (Cu), pyrene, ammonia ($N\text{-}NH_4^+$), lead (Pb) and zinc (Zn) require more targeted monitoring. While chronic ecotoxicity tests revealed a potential impact of CSO discharges on *Pimephales promelas* and *Ceriodaphnia dubia*, acute toxicity tests did not show any effect on *Daphnia magna* or *Oncorhynchus mykiss*, thus underscoring the importance of chronic toxicity tests as part of efforts aimed at characterizing effluent toxicity. Ultimately, the study leads to the conclusion that the coupled "substance and bioassay" approach is a reliable and robust method for assessing the ecotoxicological risk associated with complex discharges such as CSOs.

Keywords: Combined sewer overflow (CSO). Urban wastewater pollution. Ecotoxicological risk assessment. Bioassays. Physicochemical analysis.

4.3 Introduction

Urban wet weather discharges (UWWD) refer to all waters that fall in an urban watershed and then flow directly to the receiving environment without going through a treatment system. They include rainwater, runoff water, discharges at the outlet of storm sewer systems and combined sewer overflows (CSOs) (Hémain, 1987). There is general agreement in the scientific community over the fact that rainwater falling in an urban catchment and flowing through it comes out highly polluted and may, as a result, be harmful to natural settings (Casadio *et al.*, 2010; Dyer *et al.*, 2003; Passerat *et al.*, 2011). In wet weather, urban runoff is collected by the combined sewer system and increases flow in pipes, often beyond the capacity of the wastewater treatment plants. The excess water, called CSO, which combine

both non-treated urban wastewater and runoff water into the same sewer system, is discharged directly into receiving waters at overflow points.

CSOs are known to have high concentrations of organic matter, total suspended solids (TSS) (Casadio *et al.*, 2010; Goore Bi *et al.*, 2014), metals, pesticides, polychlorinated biphenyls (PCBs), volatile organic compounds (VOCs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polybrominated diphenyl ethers (PBDE), phtalates, alkylphenols and bisphenol A (Dembélé, 2010; Gasperi *et al.*, 2009; Zgheib *et al.*, 2012). Previous studies of the impacts of overflows on receiving waters have highlighted their harmful effects (species extirpation, trophic chain contamination, algal blooms and stream eutrophication, etc.) and the severity of this problem (Casadio *et al.*, 2010; Ellis, 2000; Passerat *et al.,* 2011). As a result, many authors have concluded that UWWD are a significant pollutant transport vector to underground and surface aquatic environments (Burton and Pitt, 2002; Chocat *et al.*, 2007). Krejci *et al.* (2005) noted that although all wastewater spills affect the receiving environment, they do not necessarily threaten its ecological equilibrium. This is because, in addition to discharge quality, the potential impacts to streams in urban settings also depend on the hydrological regime and morphological state. Maniquiz *et al.* (2010) pointed out the difficulty of accurately quantifying the impact of these pollutants on receiving waters even when the explanatory variables of the phenomenon are known. Non-treated wastewaters discharged into receiving waters represent a key issue for managers because they pose numerous risks including health risks, ecotoxicological risks and economic imbalance risks. For this reason, ecotoxicological risk assessments are a necessary component in UWWD management.

The field of ecotoxicological risk assessment is relatively new (Rivière, 1998) and draws on more well-established and standardized methods used in health risk assessments (Hayet *et al.,* 2009). It was only in 1998, following work by Suter (1993), that the United States Environmental Protection Agency (US-EPA) published an official methodology entitled Guidelines for ecological risk assessment (ERA) (US-EPA, 1998), today considered as the reference in this field (Hayet *et al.*, 2009; Perrodin *et al.*, 2011). Two general approaches

may be used to assess ecotoxicological risks associated with municipal discharges (Perrodin, 2012): the substance approach and the bioassay approach. Hayet (2006) underscores the fact that bioassay methodologies were developed to assess the ecological risk of an ”overall mixture” as pollutant source, while substance-based methodologies were developed to assess the ecological risk of a single substance developed for commercial applications (e.g. pharmaceuticals, cosmetics, chemicals, pesticides, etc.). There are few tools available for assessing the ecological risks of pollutant sources comprising a mixture of substances such as CSOs, a mix of interacting substances with possible synergistic, inhibiting or antagonist effects. Unlike dry weather wastewaters which undergo many treatment steps prior to their discharge, CSOs are not treated and comprise very complex mixtures carrying significant TSS fluxes to receiving waters, TSS having been shown to be a tracer for a large number of urban pollutants (Casadio *et al.*, 2010; Gooré Bi *et al.*, 2014).

These characteristics of overflows require a methodology that takes into account all substances that pose a potential risk and their possible interactions. Previous studies of combined sewer overflows have focused primarily either on their hydrological (Goore Bi *et al.,* 2014; Maniquiz *et al.,* 2010, etc.) or their physical and chemical properties (Gasperi *et al.*, 2009, 2011; Lessard and Lavallée 1985; Sabin *et al.*, 2005; Zgheib *et al.*, 2012, etc), but rarely on their ecotoxicity. Most studies of water quality in North America and Europe use performance criteria based on threshold values set by relevant standards and regulations in effect. The physical and chemical characterization of substances is commonly used to constrain values of quality indicators in CSOs and treatment plant effluent (Gasperi *et al.*, 2011; Sidhu *et al.,* 2012; Zgheib *et al.*, 2012). Many studies have used the bioassay approach to study the toxicity of chemicals in complex urban runoff mixtures (Kayhanian *et al.,* 2008; Marsalek *et al.*, 1999; Scholes *et al.*, 2007; Tang *et al.*, 2013). But despite concerns regarding potential risks for ecosystems, very few authors have focused on ecotoxicological risk assessment of CSOs for surface aquatic ecosystems (Angerville, 2009).

The main goal of this study is to develop a methodology for assessing ecotoxicological risks linked to CSOs for surface aquatic ecosystems using a coupled substance and bioassay

approach. This will allow an assessment of how the two approaches complement each other. This pilot study focuses on CSOs from the Rolland-Therrien combined sewer system in the city of Longueuil, in Quebec, Canada, for rainfall events during one summer. Like many cities in the world built in the first half of the twentieth century, the city of Longueuil is served by combined sewers on over 70% of its territory. These networks, mostly located near the receiving watercourse, collect all wastewaters from urban activity and are strongly affected by runoff and urbanisation. The study area is representative of very old urban centers served by combined sewer systems that produce overflows.

4.4 Materials and methods

4.4.1 Experimental framework

4.4.1.1 Study site

The study was carried out on a combined catchment in the city of Longueuil, a near southern suburb of Montreal, Canada (Figure 4.1). This 1,240-ha combined catchment serves a moderate density residential area (47,000 inhabitants, or 38 inhabitants/ha) located in downtown Longueuil, primarily comprising multi-family housing units (80%), public infrastructure (10%), an industrial area (5%) and a regional park (5%). The area is characterized by relatively high road traffic on its main roadways (150,000-200,000 vehicles/day). The catchment is drained by the Rolland-Therrien combined collector, which is equipped with two Innovex-type regulators to restrict wet weather input to the only downstream water treatment plant (450,000 m^3/day). Excess flow is discharged directly into the receiving environment through a valve-type storm overflow. This overflow is identified as a high-impact structure because it will be directly influenced by future city development. The study was conducted in 2013 over the period from May to October, which is the low-flow period for receiving water bodies in the region.

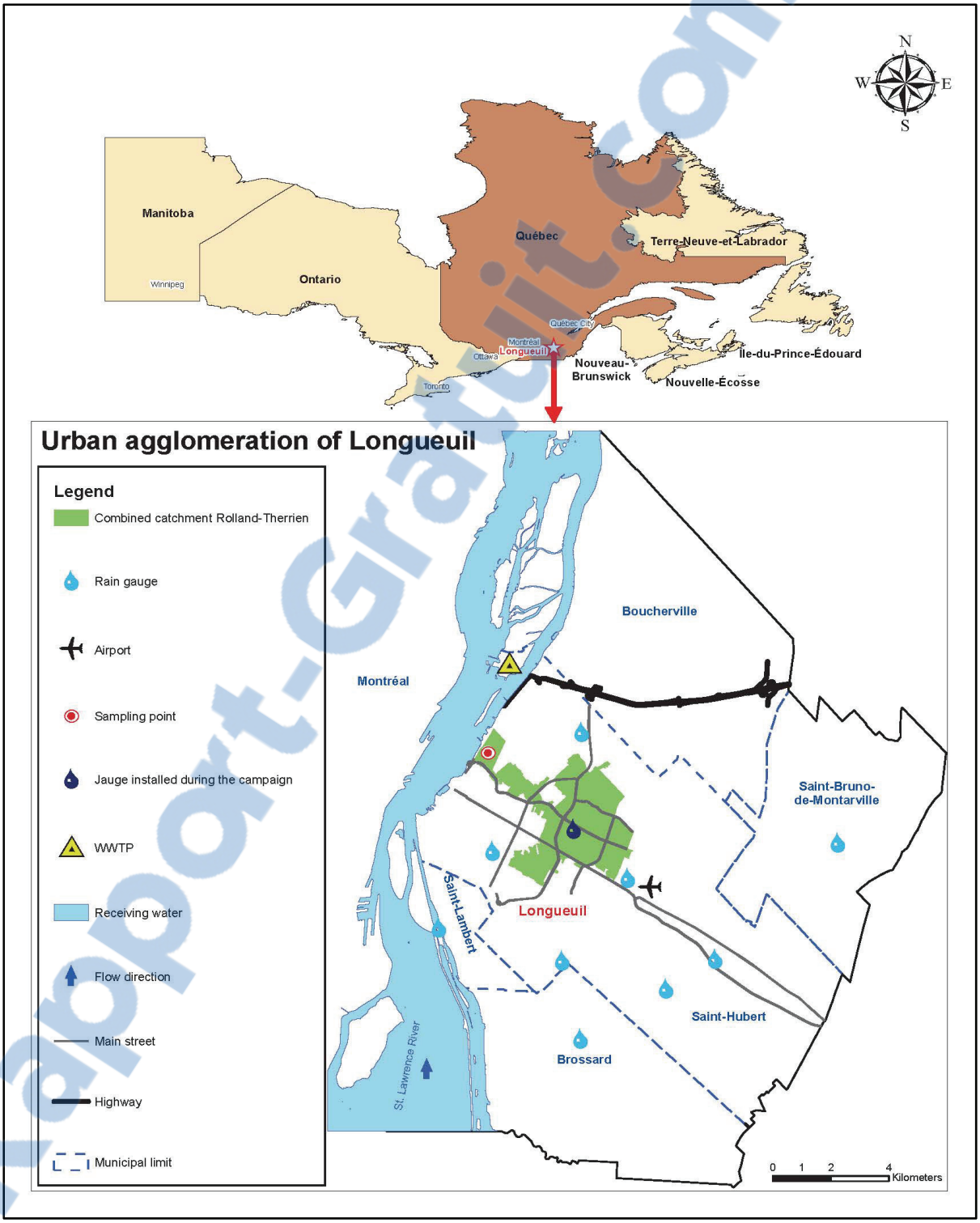

Figure 4.1 Catchment location

Rapport-Gratuit.com

4.4.1.2 Receiving water body

The receiving water body for the Rolland-Therrien CSO is the St. Lawrence River. This watercourse is a strategic North American waterway, with 55,000 ha of wetlands along its shores between the cities of Kingston (Ontario, Canada) and Trois-Rivières (Quebec, Canada) (Environment Canada, 2008b). The St. Lawrence River is the main water supply source for the city of Longueuil and over 3.5 million residents of the Province of Quebec, Canada. However, urban discharges constitute a significant source of pollution for this water body which receives 50% of wastewater discharges from the province of Quebec, Canada.

4.4.1.3 Rainfall monitoring and dilution factor

Rainfall was continuously recorded every 5 minutes using an Isco 674 rain gauge placed in the middle of the experimental catchment (Figure 4.1). When large variations in precipitation were observed at the site, the measurements were validated using existing rain gauges operated by the Longueuil agglomeration on its territory (Figure 4.1). Bertrand-Krajewski (2006) contends that two precipitation events are independent if the effects of the first have ceased by the time the second one starts, and this criterion was used to identify individual rainfall events.

The dilution factor, expressed as volume percent of CSO discharges in the receiving water body was determined for each rainfall event as the ratio of the mean flow rate of discharge from the Longueuil CSO (Q_{cso}) to flow rate in the receiving water body (St. Lawrence River; Q_{River}). The flow rate in the receiving water body for each day of the study period was characterized using historical flow data for the St. Lawrence River upstream from the overflow location, at the LaSalle station (Environment Canada Hydrology and Ecohydraulics Division). Table 4.1 shows dilution factors and the main characteristics of the eight rainfall events intercepted in the study area and used to quantify CSO discharges during the selected period, including rainfall duration (RD), total rainfall (TR), dry antecedent time (DAT) and volume discharged (VD).

Tableau 4.1 Main characteristic of rainfall, discharges and dilution factors between the CSO Longueuil and the receiving river

Rainfall main characteristics					CSO Longueuil		River	Dilution factor
Event N°	Event date (2013)	RD (hh:mm)	TR (mm)	DAT (h)	VD (m^3)	Q_{cso} (m^3/s)	Q_{river} (m^3/s)	Qcso/Qriver (%)
1	July 10	03:10	4.0	56.5	1,954	0.357	8,460	0.0042
2	July 17	03:25	11.8	169	23,126	4.40	8,380	0.0525
3	July 19	04:20	11.2	8.0	12,251	2.21	8,270	0.0267
4	August 1	01:15	7.0	68	8,259	1.74	8,030	0.0217
5	August 13	00:50	3.6	13	105	0.03	7,840	0.0004
6	September 12	11:00	25.6	22.5	15,830	2.03	8,320	0.0244
7	October 6	03:35	3.5	341	305	0.08	7,290	0.0011
8	October 7	04:00	18.1	19.5	22,847	2.42	7,350	0.0329
	Minimum	*00:50*	*3.5*	*8.0*	*105*	*0.03*	*7,290*	*0.0004*
	Maximum	*11:00*	*25.6*	*341*	*23,126*	*4.40*	*8,460*	*0.0525*
	Mean	*03:56*	*10.6*	*87.2*	*7,879*	*1.66*	*7,993*	*0.0205*
	CV (%)	*79*	*75*	*132*	*136*	*89*	*6.0*	*88*

CSO: combined sewer overflow; RD: rainfall duration; TR: total rainfall; DAT: dry antecedent time; VD: volume discharged; Q_{cso} : CSO mean flow; Q_{river} : river flow; CV: coefficient of variation.

Data in Table 4.1 show relatively large variations between events, as indicated by coefficient of variation (CV) values. Except for the September 12 event, the duration of which is shown to be 11 hours, all other events have relatively uniform characteristics (CV≈75%) with RD less than 6 hours, which is typical of rainfall events in the region and during the season studied (Rivard, 2005). DAT values are on the order of one week or less, except for the event 7 that occurred on October 6, which has a DAT of about two weeks. This close succession of rainfall events may serve to restrict the accumulation of pollutants on developed surfaces, thus limiting pollutant remobilization by runoff (Maniquiz *et al.*, 2010). Unlike the relatively uniform distribution of rainfall events, CSO discharges show large variations in volumes and thus flow rates, as indicated by their respective CV values. This variability of flow rates could result in disequilibrium conditions for organisms in the receiving water body by altering the normal hydrodynamic conditions. However, variations in flow rate in the

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

receiving river are small, as indicated by its CV. Dilution factors shown as percentages of CSO discharge in the receiving river are small, ranging from 0.0004% for the August 13 event, to 0.0525% for the July 17 event. These low values reflect the large dilution capacity of the receiving river and may suggest a limited impact of effluents discharged through this CSO. In the remainder of the study, only the lowest dilution event corresponding with the highest dilution factor (0.0525%), or the most critical period, will be used for calculating the concentrations to which the receiving water is exposed. These concentrations are referred to as Predicted Environmental Concentrations (PEC).

4.4.2 Ecotoxicological risk assessment methodology

The ecotoxicological risk assessment methodology used in the study includes six steps based on the cause and effect principle (Van Coillie, 2011) shown in Figure 4.2. This methodology is described in detail in the following sections.

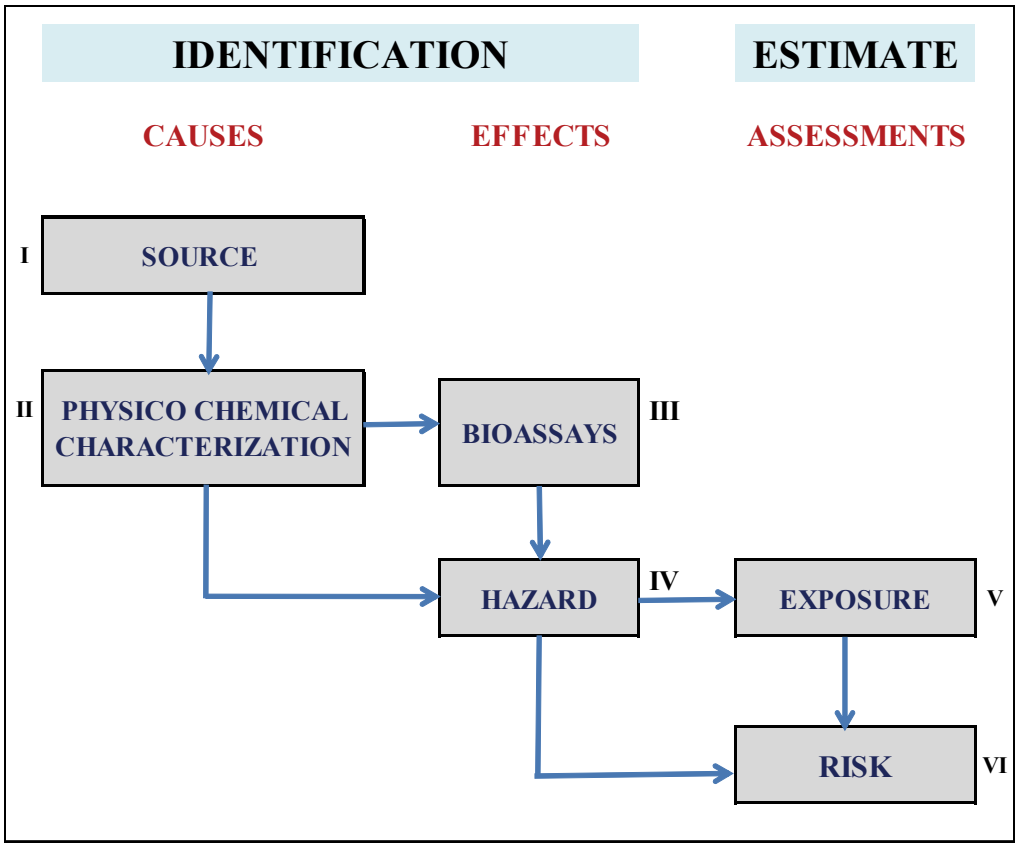

Figure 4.2 Ecotoxicological risk assessment methodology
Adapted from Van Coillie (2011, p. 94)

4.4.2.1 Sources of substances and physicochemical characterization of CSO discharges

Wastewaters and storm waters from the whole catchment flow by gravity to the combined collector, as shown in Figure 4.3, a conceptual model for the case considered. Thus, for the present case, the following hypothesis was formulated: direct discharge of combined sewer overflows in a surface aquatic ecosystem may alter its proper functioning.

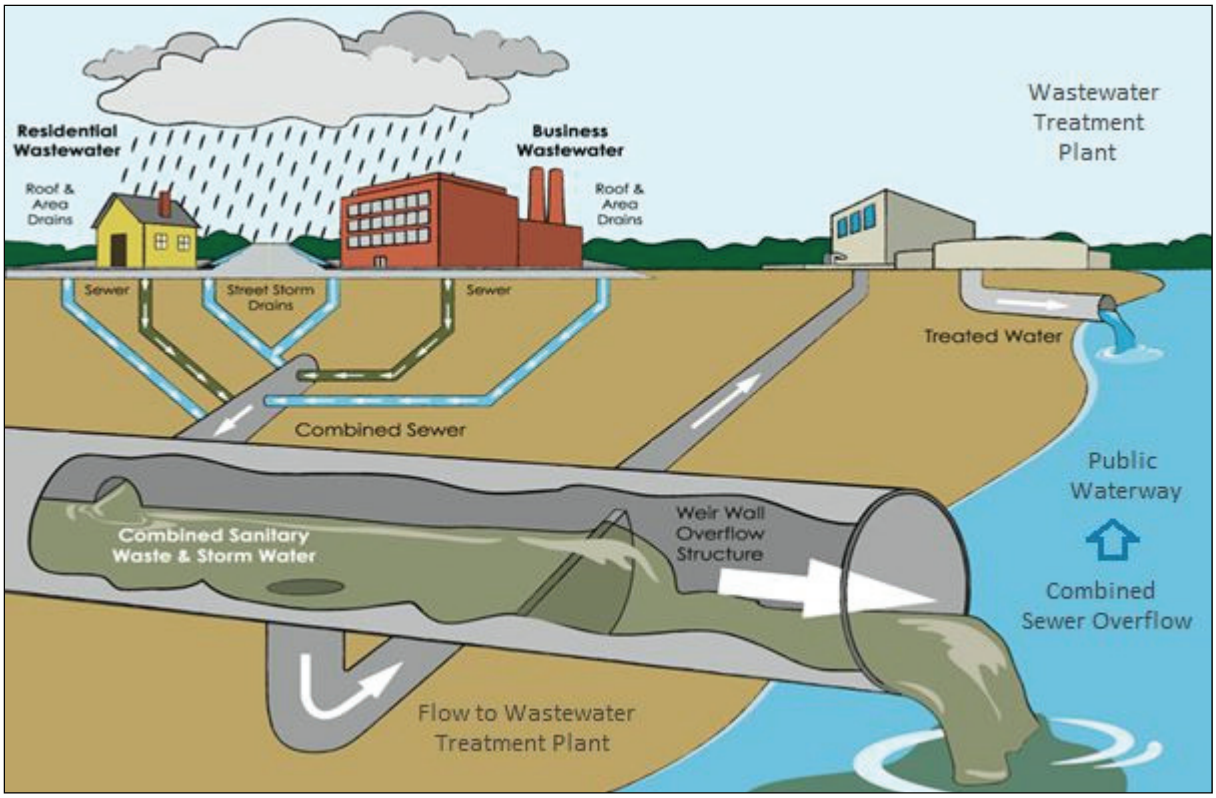

Figure 4.3 Conceptual model considered in study
Adapted from the City of Cincinnati, USA

A CSO sampling program for individual rainfall events was carried out from May to October 2013. To include all possible effects, a large panel of substances of potential concern (n=116, cf. Tables 4.2 and 4.3) was sought, consistent with the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2009). Samples were collected in accordance with the *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyse environnementale of the Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec* (CEAEQ) using an Isco 6700 autosampler equipped with a 701 module for continuous pH and temperature measurement, and a Isco 4150 area-velocity flow logger. The device was placed in a control chamber downstream from the overflow point for the combined collector. All devices were fitted with a data logging system set to record at 5-minute intervals. The autosampler sampling program was set to start when a certain water level was detected by a float switch connected to it on the downstream side of the overflow channel wall and to a control station monitored at all times by two operators.

Automated sampling stopped when 24 1-liter bottles were filled or after 6 hours (the set maximum duration of rainfall events). The sampling methodology involved sampling flow proportional volumes at constant time intervals. Containers were single-use glass bottles maintained at 4°C. For each rainfall event, an average sample was produced for analytical purposes. All chemical analyses were carried out on whole samples in accordance with standard methods listed in Table 4.2. However, the micropullutants (metals, pesticides, VOCs, PAHs and PCBs) indicated in Table 4.3 were only analyzed in three samples corresponding to the July 10, 17 and 19, 2013 rainfall events. Because the mean value is sensitive to extreme values (Mourad, 2005), the volume-weighted mean was used to determine the mean concentration of each pollution parameter monitored.

Tableau 4.2 Monitored pollution parameters and chemical groups and corresponding analytical methods

Pollutant Parameter or group	Unit	Standards Methods reference	Pollutant Parameter or group	Unit	Standards Methods reference
pH		N/A	Chlorides (Cl^-)	mg/L	SM 4500-CL
Temperature	°C	N/A	Fluoride (F^-)	mg/L	SM 4500-F
Conductivity	mS/cm	SM 2510	Sulfates (SO_4^{2-})	mg/L	SM 4500-SO_4^{2-}
TSS	mg/L	MA. 104-S.S.1.1	Metals (9)	µg/L	MA.200-Met 1.2
COD	mg/L	MA.315- DCO 1.1	PAHs (18)	µg/L	MA.403- PAH 4.1
$CBOD_5$	mg/L	MA.315- DBO 1.1	Pesticides (35)	µg/L	SW846 8081,8082
P_{tot}	mg/L	MA.200- Met 1.2	PCBs	µg/L	MA.400-PCB 1.0
$N\text{-}NH_4^+$	mg/L	MA.300- N 1.1	VOCs (13)	µg/L	MA.400-VOC 1.1
$N\text{-}NO_3^-$	mg/L	MA.300-ions 1.3	Phenolics compounds (27)	µg/L	MA.400-Phe 1.0
Total residual chlorine	mg/L	N/A			

MA: analytical method of CEAEQ; SM: Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2012); $CBOD_5$: Carbonaceous biochemical oxygen demand incubates for 5 days at 20°C ± 1°C. (): Pollutant number in the group; PAH: polycyclic aromatic hydrocarbons; VOC: volatil organics compound; PCB: Polychlorinated Biphenyls

Tableau 4.3 List of micropollutants analyzed

POLLUTANT GROUP	POLLUTING SUBSTANCE ANALYSED
Heavy metals	Aluminum (Al), arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), zinc (Zn), mercury (Hg).
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)	Acenaphtene, anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(a,i)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(j)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(g,h,i)perylene, benzo(k)fluoranthene, chrysenes, dibenzo(a,h)anthracene, fluoranthene, fluorene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphtalene, phenanthrene, pyrene.
Pesticides	Aldrin, dieldrin, a-chlordane, g-chlordane, o,p-DDD, p,p-DDD, o,p-DDE, p,p-DDE, o,p-DDT, p,p-DDT, lindane, endosulfan I (alpha), endosulfan II, endrin, heptachlor, heptachlor epoxide, hexachlorobenzene, methoxychlor, aroclor 1016, aroclor 1221, aroclor 1232, aroclor 1242, aroclor 1248, aroclor 1254, aroclor 1260, alpha-BHC, beta-BHC, delta-BHC, endosulfan sulfate, endrin aldehyde, endrin ketone, mirex, octachlorostyrene, oxychlordane, toxaphene.
Polychlorinated Biphenyls (PCBs)	Total of PCBs.
Volatil organic compounds (VOCs)	Benzene, dichloro-1,2 ethene, chloroform, trichloroethene, dichloro-1,3 propene, toluene, tetrachloroethene, ethylbenzene, xylenes (o,m,p), tetrachloro-1,1,2,2 ethane, dichloro-1,4 benzene, dichloro-1,2 benzene.
Phenolitics compounds	Phenol, 2-chlorophenol, 3-chlorophenol, 4-chlorophenol, o-Cresol, p-Cresol, m-Cresol, 2-nitrophenol, 2,4-dimethylphenol, 2,3-dichlorophenol, 2,6-dichlorophenol, 3,4-dichlorophenol, 3,5-dichlorophenol; 2,4+2,5-dichlorophenol, 2,3,5-trichlorophenol, 2,4,6-trichlorophenol, 2,4,5-trichlorophenol, 2,3,4-trichlorophenol, 2,3,6-trichlorophenol, 3,4,5-trichlorophenol, 2,4-dinitrophenol, 4-nitrophenol, 2,3,5,6-tetrachlorophenol, 2,3,4,6-tetrachlorophenol, 2,3,4,5-tetrachlorophenol, 2-methyl-4,6-dinitrophenol, pentachlorophenol.

4.4.2.2 Assessment of the ecotoxicity of waters discharged at the CSO

The ecotoxicity of CSO discharges was assessed through bioassays conducted on four representative organisms of surface aquatic ecosystems, using wastewater samples collected during the August 1, 2013 rainfall event (Table 4.1). All bioassays were carried out in a Québec MDDEFP accredited laboratory following protocols listed in Table 4.4.

Tableau 4.4 Summary of bioassays conducted

Toxicity type	Organism	Standard Methods reference	Critical effect searched	Length of exposure
Chronic toxicity	Pimephales promelas	SPE1/RM/22	Growth and survival	7 days
	Ceriodaphnia dubia	SPE1/RM/21	Reproduction and survival	6 days
Acute toxicity	Daphnia magna	SPE1/RM/14	Mobility	48 hours
	Oncorhynchus mykiss	SPE1/RM/13	Mortality	96 hours

SPE1/RM= Biological test reference method (set of environmental protection, Environment Canada)

4.4.2.3 Assessment of the overflow discharge hazard, exposure and risk

In the dual approach selected for the study, the ecotoxicological hazard of an effluent is defined not only based on its concentrations of chemical pollutants, but also on its overall toxicity. In both cases, assessment of this hazard is done through a comparison of values measured for the effluent with reference values called the Predicted No Effect Concentrations (PNEC). For the study, PNEC values were derived from aquatic quality criteria set by government authorities for protecting receiving waters. For the effluent as a whole, PNEC values are estimated from concentrations in the effluent (%) which produce no effect on the most sensitive species tested, divided by a safety factor (also called an extrapolation factor) to account for the fact that only a limited number of species are tested while the objective is to protect the ecosystem as a whole. For the bioassays conducted (two acute toxicity assays and two chronic toxicity assays for two different trophic levels), the European Chemicals Bureau recommends a safety factor of 50 (ECB, 2003).

Exposure assessment involves the estimation of PEC values in the receiving river by applying the strictest dilution factor (Table 4.1) to mean and maximum concentrations values (C_{mean} and C_{max}) obtained through chemical analysis. Finally, risk is estimated by integrating all data on exposures and effects to obtain a likelihood of harmful effects on the ecosystems (Hayet *et al.*, 2009). The PEC/PNEC risk ratio method was used in the present study.

When PEC/PNEC is less than 1, the risk is deemed acceptable or marginal, whereas when it is larger than 1, the ecotoxicological risk is considered inacceptable, larger ratio values indicating more inacceptable risk.

4.5 Results and Discussion

4.5.1 Physicochemical characterization of CSOs

Table 4.5 shows results of the chemical analysis of wastewater samples collected from overflow discharges. Except for $N\text{-}NO_3^-$ and $CBOD_5$, all routine parameters were detected in 100% of analyzed samples.

Tableau 4.5 Concentrations of substances at CSO Longueuil

Pollution parameter	LOD	Unit	Sample size	CSO Longueuil				Pollution parameter	LOD	Unit	Sample size	CSO Longueuil			
				Min	Max	Mean	%[f]					Min	Max	Mean	%[f]
ROUTINE PARAMETERS								**PAHs**							
pH	-	-	8	7.1	7.9	7.4	100	Benzo (a) antracene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.1	33
Temperature	-	°C	8	17	24	22	100	Benzo (a) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Conductivity	-	µS/cm	8	200	580	300	100	Chrysene	0.10	µg/L	3	<	0.40	0.12	33
TSS	2.00	mg/L	8	19.0	730	187	100	Fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.60	0.13	67
COD	10.0	mg/L	8	41.0	830	231	100	Indeno (1,2,3-cd) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
$CBOD_5$	4.00	mg/L	8	<	190	42.3	88	Naphthalene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
P_{tot}	0.01	mg/L	8	0.40	9.40	1.36	100	Phenanthrene	0.10	µg/L	3	<	0.30	0.10	33
$N\text{-}NH_4+$	0.02	mg/L	8	1.20	7.40	1.94	100	Pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.50	0.12	33
$N\text{-}NO_3^-$	0.2	mg/L	8	<	0.40	0.25	38	Benzo (ghi) perylene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Chloride (Cl^-)	0.05	mg/L	8	14.0	59.0	26.1	100	Benzo (e) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Total residual chlorine	0.00	mg/L	8	0.00	0.04	0.02	100	Benzo (b) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.30	0.11	33
Fluoride (F^-)	0.10	mg/L	3	0.10	0.20	0.11	100	Benzo (j) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
Sulfate (SO_4^{2-})	5.00	mg/L	3	31.0	59.0	49.8	100	Benzo (k) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
METALS								**VOCs**							
Aluminum (Al)	10.0	µg/L	3	510	3000	2136	100	Chloroform	1.00	µg/L	3	<	2.50	2.01	67
Arsenic (As)	1.00	µg/L	3	<	1.60	1.39	67	Toluene	1.00	µg/L	3	<	1.60	1.03	33
Cadmium (Cd)	0.20	µg/L	3	<	0.31	0.27	67	**PHENOLICS COMPOUNDS**							
Chromium (Cr)	5.00	µg/L	3	<	13.0	10.3	67	Phenol	1.00	µg/L	3	1.00	2.00	1.67	100
Copper (Cu)	1.00	µg/L	3	8.10	48.0	34.7	100	p-Cresol	1.00	µg/L	3	<	3.00	2.29	67
Mercury (Hg)	0.10	µg/L	3	<	<	<	0	**PESTICIDES**							
Nickel (Ni)	2.00	µg/L	3	2.10	8.30	6.19	100	Substances not detected	0.05	µg/L	3	<	<	<	0
Lead (Pb)	0.50	µg/L	3	2.20	17.0	11.8	100	**PCBs**							
Zinc (Zn)	7.00	µg/L	3	41.0	200	129	100	Substances not detected	0.02	µg/L	3	<	<	<	0

<: below the limit of detection (LOD); CSO: Combined sewer overflow; f: Frequency of occurrence for substance (%); n = 3 samples for 10, 17, 19/07/2013 events

Measured routine parameter values fall in the ranges reported in the literature. Thus, Bertrand-Krajewski (2006) reports TSS values in the 176-2500 mg l^{-1} range and COD values in the 42-900 mg l^{-1} range. Work by Lessard et Lavallée (1985) on five combined catchments in Quebec City, Canada, produced mean values for the catchments of 276 mg l^{-1} TSS and 142 mg l^{-1} COD, while Gasperi *et al.* (2011) found mean values of 209 mg l^{-1} TSS and 274 mg l^{-1} COD for the Clichy, France, combined system. These results are similar to those measured by Angerville (2009) on a sample from a storm overflow in Lyon, France (340 mg l^{-1} TSS and 390 mg l^{-1} COD). The biodegradability of an effluent is determined using the COD/$CBOD_5$ ratio, which can be used to classify waters and provides insight on the source of organic pollution. For the study, this ratio was estimated at 5.4, which suggests that organic matter discharged at the CSO is not very biodegradable and as such, does not easily lend itself to biological treatment (> 5.0). Characterization of dry weather wastewater for the same system as part of the study produced TSS (60 mg l^{-1}), COD (260 mg l^{-1}) and $CBOD_5$ (65 mg l^{-1}) values which yield a COD/$CBOD_5$ of 4. Rapid degradation of the situation is therefore thought to be linked to increasing COD and decreasing $CBOD_5$ during rainfall events. Work by Paffoni (1994) on the characterization of waters discharged in wet weather at the Clichy, France, treatment plant, confirms this observation by showing that COD and TSS concentrations are considerably higher during discharge events than during dry weather, while BOD_5 shows an opposite trend. This explains the high COD/$CBOD_5$ value recorded in the present study.

Two factors primarily account for TSS, COD and $CBOD_5$ values measured in this study: the contribution of wastewaters, which represent on average 32% of overflow volumes at the Longueuil CSO during wet weather and, most importantly, the significant contribution of accumulated deposits in the combined system. Thus, flow velocities during dry spells (v=0.46 m/s) estimated using probes placed in the combined sewer system are lower than the critical self-cleaning velocity (v=0.6 m/s), whereas velocities recorded during rainfall events range from 1.26 to 4.43 m/s except for the July 10 (v=0.51 m/s) and October 6 (v=0.26 m/s) events. This suggests that particles accumulate by sedimentation in the system during dry spells and are resuspended during rainfall events. In wet spells, these

Rapport-Gratuit.com

factors result in significant TSS fluxes to the receiving river. Previous studies have shown that, during rainfall events, TSS act as tracers of organic matter, nutrients (Casadio *et al.,* 2010; Gooré Bi *et al.*, 2014) and metals (Berndtsson, 2014), thus representing a potential contamination hazard for the receiving environment.

Of nine metals analyzed, only Hg concentrations were lower than the detection limit of the analytical method used. The highest maximum concentration was for Al, followed by Zn and Cu, whereas As and Cd concentrations were the lowest (Table 4.5). Maximum Cu, Pb and Zn concentrations measured in this study are considerably lower than values reported in other studies. Kafi *et al.* (2008) measured high maximum concentrations in Paris for Cu (267 $\mu g\ l^{-1}$), Pb (396 $\mu g\ l^{-1}$) and Zn (2,040 $\mu g\ l^{-1}$), while Gromaire *et al.* (2002) had previously produced similar concentrations for the Marais combined catchment, in Paris, France, of Cu (208 $\mu g\ l^{-1}$), Pb (377 $\mu g\ l^{-1}$) and Zn (3,343 $\mu g\ l^{-1}$). Values for the Marais, the ancient central district of Paris, are thought to result from Zn corrosion from zinc- and lead-bearing roofing and gutter materials and automotive brake residues. However, work by Sabin *et al.* (2005) in Los Angeles, United States, on urban runoff water showed that atmospheric deposits are an important source of metal residue in urban areas and may contribute up to 57-100% of metal fluxes in urban runoff (57 % for Zn; 100% for Ni and Pb). Because the overflows are a combination of domestic wastewaters and urban runoff waters, these factors may account for the concentrations observed.

PAH concentrations close to detection limits were measured in 33% of samples, except for fluoranthene, which was measured in 67% of samples. In addition, some PAHs (benzo(j)fluoranthene and benzo(e)pyrene) not included in the US-EPA list of 16 traditionally monitored PAHs were detected in 33% of samples analyzed. This suggests that other substances not traditionally monitored should be included in the list of substances of potential concern. Analytical results for storm runoff waters in Beirut, Lebanon, by Kouzayha *et al.* (2011) showed that the more volatile and soluble light PAHs are abundant during colder winter months (January and February), while heavy PAH concentrations were lower and decreased during rainy months. An assessment of the distribution of some isomer

compounds revealed the essentially pyrolitic origin of atmospheric PAHs in Beirut, being derived from fossil fuel combustion (Kouzayha *et al.*, 2011). This supports observations by Bertrand-Krajewski (2006), who interprets PAHs in wastewaters to be derived from external sources and it would account for high PAH concentrations obtained in the present study for a summer deemed rainy in the study area. Compared to other values in the literature, maximum concentrations of fluoranthene (0.6 µg l^{-1}), chrysene (0.4 µg l^{-1}), phenanthrene (0.3 µg l^{-1}) and pyrene (0.5 µg l^{-1}) obtained in this study are 2 to 13 times higher than values measured by Angerville (2009) for the Barge bridge storm overflow, in France: fluoranthene (0.08 µg l^{-1}), chrysene (0.03 µg l^{-1}), phenanthrene (0.13 µg l^{-1}) and pyrene (0.07 µg l^{-1}). Incidentally, high road traffic (150,000-200,000 vehicles/day) on some roadways in the catchment studied may explain the PAH concentrations observed. Table 4.5 also shows that chloroform and toluene are the two VOCs detected, in 67 % and 33 % of cases, respectively. Maximum chloroform and toluene concentrations are lower than values measured in wastewaters in the combined catchment during dry spells (chloroform 6.6 µg l^{-1}; toluene 2.2 µg l^{-1}), and Gasperi *et al.* (2011) obtained higher dry weather concentrations for the Paris, France, combined system (chloroform 3.0 µg l^{-1}; toluene 6.7 µg l^{-1}). Table 4.5 also shows that phenol and p-Cresol, the only phenolic compounds measured, were detected in 100% and 67% of cases, respectively.

Organochlorine pesticides and PCB concentrations are lower than the limits of detection for the analytical method used (Table 4.5). This is similar to results from other studies. Thus, Angerville (2009) detected no pesticides or PCBs in a combined storm overflow in Lyon, France. Usage bans and the effective cessation of the use of many of these compounds in Canada, combined with the limits of detection of the analytical protocols and limited industrial and agricultural activities may in part account for their absence in Longueuil.

Ultimately, no clear evidence for scouring of impervious surfaces was found, possibly due to the shortness of dry spells between rainfall events (usually less than a week during summer), leading to limited accumulation of pollutants on the ground and hence, the absence of some expected micropollutants, with the isolated detection of low concentrations of PAHs, of some

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

metals, of phenolic compounds and of VOCs, while PCB and pesticide concentrations are lower than their limits of detection. In contrast, erosion of deposits accumulated in the combined system during dry spells represents, along with wastewaters, the main sources of pollution in UWWD, accounting for the relatively high values of routine parameters (TSS, COD, $CBOD_5$, P_{tot}) and metals (Al, Zn, Cu).

4.5.2 Assessment of the ecotoxicity of combined sewer overflows

Bioassay results are presented in Table 4.6. In general, the data show that the effluent discharged at the Longueuil CSO does pose a potential long-term ecotoxicity threat for *P. promelas* and *C. dubia*, but has no short-term ecotoxicity effect on *D. magna* and *O. mykiss*. The physicochemical parameters monitored as part of the bioassays remained within the ranges defined in Table 4.5, which indicates that the effluent did not undergo any significant physicochemical change during ecotoxicological testing.

Tableau 4.6 Results of toxicity tests on different organisms for the CSO effluent

Bioassay main characteristics					**Physicochemical parameter during assay**			
Toxicity type	Organism	Mesured indicator	% v/v Sample concentration	Toxicity value (U.T.c or U.T.a)	pH	T (°C)	Conductivity (µS/cm)	DO (mg/L)
Chronic toxicity	*Pimephales promelas*	LC_{25} Growth and survival	41	2.5	8.2-7.0	24.0-26.0	258-442	8.1-0.2
	Ceriodaphnia dubia	LC_{25} Reproduction and survival	31	3.2	7.9-7.2	24.0-26.0	265-440	8.5-0.5
Acute toxicity	*Daphnia magna*	LC_{50}-48h Mobility	> 100	< 1	8.1-7.4	19.9-21.0	404-419	9.2-3.8
	Oncorhynchus mykiss	LC_{50}-96h Mortality	> 100	Non-lethal	6.6-7.9	15.4-14.7	294-516	8.3-9.8

LC_{25} or LC_{50}: lethal concentration that kills 25% or 50% of exposed organisms; DO: dissolved oxygen

For *P. promelas*, LC_{25} was reached with 41% of the effluent tested, while for *C. dubia,* LC_{25} was reached at a slightly lower proportion (31%) of effluent. In contrast, acute toxicity tests conducted on *D. magna* and *O. mykiss* showed an absence of short-term ecotoxicity for these two species. In summary, of all the bioassays conducted, only the chronic toxicity assays on *C. dubia* and *P. promelas* were critical for the tested organisms, pointing to long-term ecotoxicity of the effluent. These results underscore the importance of chronic toxicity assays for assessing the ecotoxicity of an effluent and reveal that *C. dubia* is the most sensitive

species. For the remainder of the paper, the only assay considered will be the chronic toxicity assay conducted on this species.

4.5.3 Hazard assessment of combined sewer overflows

4.5.3.1 Assessing potential hazard using the substance approach

For the different substances analyzed (Table 4.5), the potential ecotoxicological hazard was derived for mean (C_{mean}) and maximum (C_{max}) effluent concentration scenarios. Table 4.7 shows PNEC values for each parameter obtained using aquatic quality criteria and corresponding hazard indices. Data in Table 4.7 include large hazard indices for several pollutants, the most critical of which are P_{tot}, Al, Total residual chlorine, Cr, Cu, Pyrene, N-NH_4^+, Pb and Zn. These substances are therefore potentially hazardous for organisms in the receiving river.

Tableau 4.7 Hazard indices assessment by “substances” approach

Pollution parameters	N° C.A.S.	Unit	Concentration CSO		PNEC		Hazard Index	
			C_{mean}	C_{max}	Value	Reference	C_{mean}/PNEC	C_{max}/PNEC
ROUTINE PARAMETERS								
P_{tot}	007723-14-0	mg/L	1.36	9.40	0.03	MDDEFP, 2013	45.3	313
$N\text{-}NH_4$+	--	mg/L	1.94	7.40	1.37	Angerville, 2009	1.42	5.40
$N\text{-}NO_3^-$	--	mg/L	0.25	0.40	2.90	MDDEFP, 2013	0.09	0.14
Chlorides (Cl^-)	--	mg/L	26.1	59.00	230	MDDEFP, 2013	0.11	0.26
Total residual chlorine	--	mg/L	0.02	0.04	0.002	MDDEFP, 2013	10.0	20.0
Fluoride (F^-)	--	mg/L	0.11	0.20	0.2	MDDEFP, 2013	0.55	1.00
Sulphates (SO_4^{2-})	--	mg/L	49.8	59.0	500	MDDEFP, 2013	0.10	0.12
METALS								
Aluminium (Al)	007429-90-5	µg/L	2136	3000	28.7	MDDEFP, 2013	74.4	104
Arsenic (As)	007440-38-2	µg/L	1.39	1.60	36.0	MDDEFP, 2013	0.04	0.04
Cadnium (Cd)	007440-43-9	µg/L	0.27	0.31	9.30	MDDEFP, 2013	0.03	0.03
Chrome (Cr)	007440-47-3	µg/L	10.3	13.0	4.10	INERIS, 2012	2.51	3.17
Copper (Cu)	007440-50-8	µg/L	34.7	48.0	3.70	MDDEFP, 2013	9.38	13.0
Nickel (Ni)	007440-02-0	µg/L	6.19	8.30	8.30	MDDEFP, 2013	0.75	1.00
Lead (Pb)	007439-92-1	µg/L	11.8	17.0	8.50	MDDEFP, 2013	1.39	2.00
Zinc (Zn)	007440-66-6	µg/L	129	200	86.0	MDDEFP, 2013	1.50	2.33
PAHs								
Fluoranthene	000206-44-0	µg/L	0.13	0.60	1.60	MDDEFP, 2013	0.081	0.375
Naphtalene	000091-20-3	µg/L	0.10	0.10	11.0	MDDEFP, 2013	0.009	0.009
Phenanthrene	000085-01-8	µg/L	0.10	0.30	1.40	MDDEFP, 2013	0.071	0.214
Pyrene	000129-00-0	µg/L	0.12	0.50	0.012	INERIS, 2012	10.0	41.7
VOCs								
Toluene	000108-88-3	µg/L	1.03	1.60	2.00	MDDEFP, 2013	0.515	0.800
PHENOLIC COMPOUNDS								
Phenol	000108-95-2	µg/L	1.67	2.00	450	MDDEFP, 2013	0.006	0.007

C.A.S: Chemical abstract service; CSO: Combined sewer overflow; MDDEFP: Ministry of Sustainable Development and Environment of Quebec; C_{max}:Pollutant maximum concentration; C_{mean}: Pollutant mean concentration.; PNEC: Predicted no effect concentration; Angerville, 2009: Ph D Thesis, INSA of Lyon, France; INERIS: National expert at the service of environmental safety under the supervision of the French Ministry of Ecology, Energy, Sustainable Development and Land planning.

4.5.3.2 Assessing effluent ecotoxicity hazard using the bioassay approach

Data in Table 4.6 show an LC_{25} of 41% for *P. promelas*, which suggests that, according to the effluent ecotoxicological quality nomenclature proposed by Santiago *et al.* (2002), the overflow discharge qualifies as “ecotoxic”.

Similarly, an LC_{25} of 31% for *C. dubia* for the same effluent represents a slightly elevated ecotoxicity of the effluent for this species, while still in the same toxicity class defined using criteria from Santiago *et al.* (2002). Consequently, the studied effluent poses a significant potential ecotoxicological hazard for organisms in the receiving environment.

4.5.4 Risk assessment for overflow wastewaters

4.5.4.1 Substances approach

PEC_{mean} and PEC_{max} exposure values estimated using the most conservative dilution ratio and two effluent concentration scenarios (mean and maximum) are presented in Table 4.8, along with calculated risk indices. Data in Table 4.8 show all calculated risk indices to be lower than 1, which is mainly explained by the strong dilution (at least 1,900 times, or a dilution factor of 0.0525%) of CSO discharges in the receiving river. Because their risk indices are close to 0.1, some substances (including P_{tot} and *Al*) warrant close monitoring. Thus, the data obtained show that discharges at the Longueuil CSO pose an ecotoxicological risk for a watercourse producing a dilution factor 10 times lower than that for the St. Lawrence River, or a factor of 1:190 (10:1,900), corresponding to a critical flow rate of 838 m^3/s (8,380 $m^3/s/10$) (Table 4.1).

Tableau 4.8 Risk indices calculated by the substance approach

Pollution parameters	N° C.A.S.	Unit	Estimated PEC with dilution factor		PNEC		Estimated Risk Index	
			PEC_{mean}	PEC_{max}	Value	Reference	PEC_{mean}/PNEC	PEC_{max}/PNEC
ROUTINE PARAMETERS								
P_{tot}	007723-14-0	mg/L	0.0007	0.0049	0.03	MDDEFP, 2013	0.0238	0.1645
$N\text{-}NH_4^+$	--	mg/L	0.0010	0.0039	1.37	Angerville (2009)	0.0007	0.0028
NO_3^-	--	mg/L	0.0001	0.0002	2.90	MDDEFP, 2013	0.0000	0.0001
Chlorides (Cl^-)	--	mg/L	0.0137	0.0310	230	MDDEFP, 2013	0.0001	0.0001
Total chlore residual	--	mg/L	0.00001	0.00002	0.002	MDDEFP, 2013	0.0053	0.0105
Fluoride (F^-)	--	mg/L	0.0001	0.0001	0.20	MDDEFP, 2013	0.0003	0.0005
Sulphates (SO_4^{2-})	--	mg/L	0.0261	0.0310	500	MDDEFP, 2013	0.0001	0.0001
METALS								
Aluminium (Al)	007429-90-5	µg/L	1.121	1.575	28.7	MDDEFP, 2013	0.0391	0.0549
Arsenic (As)	007440-38-2	µg/L	0.0007	0.0008	36.0	MDDEFP, 2013	0.00002	0.00002
Cadnium (Cd)	007440-43-9	µg/L	0.0001	0.0002	9.30	MDDEFP, 2013	0.00002	0.00002
Chrome (Cr)	007440-47-3	µg/L	0.0021	0.0068	4.10	INERIS, 2012	0.00051	0.00166
Copper (Cu)	007440-50-8	µg/L	0.0182	0.0252	3.70	MDDEFP, 2013	0.0049	0.0068
Nickel (Ni)	007440-02-0	µg/L	0.0032	0.0044	8.30	MDDEFP, 2013	0.0004	0.0005
Lead (Pb)	007439-92-1	µg/L	0.0062	0.0089	8.50	MDDEFP, 2013	0.0007	0.0011
Zinc (Zn)	007440-66-6	µg/L	0.0677	0.1050	86.0	MDDEFP, 2013	0.0008	0.0012
PAHs								
Fluoranthene	000206-44-0	µg/L	0.00007	0.00032	1.60	MDDEFP, 2013	0.000043	0.000197
Naphtalene	000091-20-3	µg/L	0.00005	0.00005	11.0	MDDEFP, 2013	0.000005	0.000005
Phenanthrene	000085-01-8	µg/L	0.00005	0.00016	1.40	MDDEFP, 2013	0.000038	0.000113
Pyrene	000129-00-0	µg/L	0.00006	0.00026	0.012	INERIS, 2012	0.005250	0.021875
VOCs								
Toluene	000108-88-3	µg/L	0.00054	0.00084	2.00	MDDEFP, 2013	0.000270	0.000420
PHENOLIC COMPOUNDS								
Phenol	000108-95-2	µg/L	0.00088	0.00105	450	MDDEFP, 2013	0.0000019	0.0000023

C.A.S: Chemical abstract service; PEC: Predictive environmental concentration; PNEC: Predicted no effect concentration; MDDEFP: Ministry of Sustainable Development and Environment of Quebec; PEC_{max}: PEC with pollutant maximum concentration; PEC_{mean}: PEC with pollutant mean concentration; Angerville, 2009:Ph D Thesis, insa of Lyon, France; INERIS: National expert at the service of environmental safety under the supervision of the French Ministry of Ecology, Energy, Sustainable Development and Land planning.

4.5.4.2 Bioassay approach

Table 4.9 shows calculated risk indices for PEC_{mean} and PEC_{max}, corresponding to the mean and maximum dilution factors for the study period (Table 4.1). These results show that risk indices are in all cases lower than 1. As for the substance approach, this is mainly due to the strong dilution of overflow discharges in the receiving watercourse.

Using data from the study, it was determined that the CSO discharges would be ecotoxic for dilution factors lower than 161.3 (1/0.0062), representing a watercourse with a flow rate lower than 710 m^3/s (4.4 $m^3/s \cdot 161.3$).

In summary, by combining results of the two approaches, it is possible to show that Longueuil CSO discharges would have a significant impact on watercourses with flow rates lower than 838 m^3/s, such as the Saint John River downstream from Mactaquac, New Brunswick, Canada (809 m^3/s), the Murray River in Wentworth, Australia (450 m^3/s), or the Seine River in Paris, France (328 m^3/s). These results show that the impact of combined sewer overflows depends on the hydrological regime of the receiving river and the characteristics of the discharged overflow (Krejci *et al.*, 2005).

Tableau 4.9 Value of risk indices calculated by bioassays approach

Characteristic of most sensitive organism tested		**Safety factor** (SF)	**PEC** (%)		**Estimated PNEC** (%)	**Risk Index**	
Organism	LC_{25} (%)		PEC_{mean}	PEC_{max}	LC_{25}/SF	$PEC_{mean}/PNEC$	$PEC_{max}/PNEC$
Ceriodaphnia dubia	31	50	0.0205	0.0525	0.620	0.033	0.085
LC_{25} : lethal concentration that kills 25% (no effect concentration on exposed organism); PEC: predicted environmental concentration; PNEC: predicted no effect concentration							

4.6 Complementary nature of the two ecotoxicological risk assessment approaches

The foregoing sections show that ecotoxicological risk assessment using the substance approach complements the bioassay assessment approach. The latter approach is reliable and robust because it accounts for all pollutants (including those not analyzed) and their potential interactions. The characterization of physicochemical parameters, for its part, provided insight on those substances likely to pose a risk for ecosystems. Ultimately, the two approaches yield similar risk levels (risk indices around 0.1 in both cases), which supports the overall assessment results. This dual approach has already been used by several authors to characterize various types of effluents.

Work by Boillot *et al.* (2007) on effluents from a hospital in France showed that the usual physicochemical parameters (COD, BOD_5, TSS, conductivity, pH) analyzed concurrently in the different samples collected indicate that overall effluent pollution is correlated with the ecotoxicity of the samples. Kayhanian *et al.* (2008) investigated the toxicity of stormwater runoff from urban highway sites near Los Angeles, USA. Results indicated that the toxicity to water fleas and *P. promelas* (fathead minnows) of the most toxic samples was mostly, but not entirely, due to copper and zinc. Chapman *et al.* (2000), for their part, found that toxicity is correlated with an increase in hardness, salinity and total dissolved solids and associated with negative effects on *D. magna*.

Some authors have set threshold values for physicochemical parameters below which no risk for the environment is observed (Postma *et al.,* 2002; Torres-Guzman *et al.*, 2010). More recently, in a study on Cyprus, Vasquez et Fatta-Kassinos (2013) highlighted a weak correlation between physicochemical and biological assessments, suggesting that the two approaches are necessary and should be applied in parallel to produce more conclusive results about the quality of effluents from treatment plants. In a pilot study of the ecotoxicological assessment of effluents from a treatment plant in the Trancao River catchment, in Portugal, Mendonça *et al.* (2009) showed that potential issues highlighted by the chemical assessment of samples did not always reflect the effects noted during bioassays on organisms. Conversely, some samples produce effects on tested organisms when chemical analysis reveals no potential risk. Exceedance of some wastewater quality indicators (conductivity) has also been reported in previous studies, which did not lead to increased toxicity (Bakopoulou *et al.*, 2011). Such observations underscore the importance of combining the substance approach with the bioassay approach to produce a reliable and robust assessment for more effective environmental protection. Indeed, while bioassays yield insight on the toxicity potential of a sample under specific experimental conditions, Santiago *et al.* (2003) argue that taken alone, they cannot reveal which agent(s) are responsible for these observed effects, thus showing their limited ecological representativeness. Ellis (2000) confirmed this approach by arguing that UWWD represent a complex type of environmental pollution whose toxic potential cannot be constrained by chemical analysis alone.

However, the environmental representativeness of bioassays is limited because it is difficult to compare effects on organisms observed in the laboratory with *in situ* effects on whole ecosystems. Thus, according to Devez (2004), bioassays are complimentary to chemical analyses and the observation of *in situ* effects in polluted environments. This latter approach, which was not included in the present study, may be part of future efforts focusing on the St. Lawrence River.

4.7 Conclusions and future considerations

The coupled substance and bioassay approach for assessing the risks associated with CSO discharges used in this study shows that the Rolland-Therrien CSO in the city of Longueuil are not toxic as far as the St. Lawrence River is concerned. This is primarily due to the fact that flow rates from the overflow are very low compared with flow rates in the St. Lawrence itself, resulting in a very high capacity for the river to dilute overflow discharges. As a result, no risk for the receiving river is expected, and discharges from the Longueuil CSO should have marginal impacts on this watercourse. Data do show, however, that Longueuil CSO discharges would pose an ecotoxicological risk if they were discharged into a different watercourse with flow rates roughly ten times lower.

The physicochemical approach highlighted the critical nature of some substances that will require more targeted monitoring due to the potential hazard they pose. These include P_{tot}, Al, Total residual chlorine, Cr, Cu, Pyrene, $N\text{-}NH_4^+$, Pb and Zn.

Results of ecotoxicological tests on *D. magna* and *O. mykiss* have shown that these overflow discharges do not pose a short-term ecotoxicity risk. In contrast, reproduction tests with *C. dubia* and growth tests with *P. promelas* did show that these organisms are sensitive to overflow wastewaters, confirming the importance of conducting chronic ecotoxicity assays.

Finally, the study highlights the complementary nature of two methods often used separately for assessing the quality of urban discharges. Indeed, the coupled substance and bioassay approach is a robust approach to include in UWWD management. It will, however, require several improvements, including the following: (i) chronic ecotoxicity assays will preferably

Rapport-Gratuit.com

need to be conducted on organisms that do not require prior sample filtration (as is required for *C. dubia*), given the important contribution of the particulate fraction to the ecotoxicity of this type of effluent; (ii) indirect ecotoxicity linked with potential bioaccumulation of certain pollutants in trophic chains will need to be considered; (iii) the accumulation of certain pollutants such as heavy metals or PCBs in sediments, which may ultimately have an impact on organisms in these sediments, will have to be included in the assessment; (iv) other potential discharges in the same receiving river will also need to be considered.

Finally, as urbanization progresses, with a concomitant increase in impervious surfaces, combined sewer overflows will increasingly contribute to pollutant inputs into receiving environments. In a climate change context, this situation could get worse as the frequency of short duration, high intensity rainfall events increases. Thus, monitoring the quality of UWWD, including CSO, using the proposed coupled substance and bioassay method is a reliable and robust approach for assessing present and future ecotoxicological risks associated with this type of discharge.

4.8 Acknowledgments

The authors wish to thank The Longueuil (Québec, Canada) agglomeration for financial support for the sampling program and for allowing publication of the results for research purposes.

CHAPITRE 5

ARTICLE 4: QUANTITATIVE AND QUALITATIVE ASSESSMENT OF THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON A COMBINED SEWER OVERFLOW AND ITS RECEIVING WATER BOBY

Eustache Gooré Bi[1], Frédéric Monette[1], Philippe Gachon[2], Johnny Gaspéri[3], Yves Perrodin[4],

[1]Départment du génie de la construction, École de technologie supérieure, 1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3.

[2]Centre pour l'Étude et la Simulation du Climat à l'Échelle Régionale (ESCER), Université du Québec à Montréal (UQAM)

[3]Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.

[4]Université de Lyon; ENTPE; Laboratoire LEHNA UMR CNRS 5023; Rue Maurice Audin, Vaulx-en-Velin Cedex, France.

Publié dans la revue « Environmental Science Pollution and Research » le 14 avril 2015

ISSN 0944-1344. DOI: 10.1007/s11356-015-4411-0.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

5.1 Résumé

Les projections du modèle régional de climat canadien (MRCC) pour le sud de la province du Québec (Canada) suggèrent une augmentation des événements de précipitations extrêmes à l'horizon 2050 (2041-2070). L'objectif principal des travaux de recherche réalisés consistait à évaluer quantitativement et qualitativement l'impact de la majoration de 20 % des intensités de pluie ayant entrainé à l'été 2013 des débordements de la surverse d'égout unitaire Rolland-Therrien de la Ville de Longueuil (Canada). Le modèle PCSWMM 2013 a été utilisé pour évaluer la sensibilité de cette surverse sous le climat actuel (2013) et futur (2050). Les variables quantitatives simulées (débit de pointe (Q_{cso}) et volume déversés (VD)) ont servi de base pour déterminer les indices de risque écotoxicologique et les flux événementiels (EFs) véhiculés au Fleuve St-Laurent (SL). Les résultats ont mis en évidence des augmentations à l'horizon 2050 (par rapport à 2013) de 15 à 500 % pour VD et de 13 à 148 % pour Q_{cso} sur la base de huit événements pluvieux de la période de mai-octobre. Ces résultats démontrent que (i) les relations entre les précipitations et les variables caractérisant les surverses d'égout unitaire ne sont pas linéaires et (ii) les changements dans les régimes de précipitations nécessitent de revoir les critères de conception des infrastructures hydrauliques existantes. Les EFs déversés au Fleuve SL seront 2,24 fois plus importants dans le futur par rapport à la période présente (2013) du fait des grands VD engendrés par les changements climatiques (CC). Cela a pour conséquence des apports excessifs au milieu récepteur de matières en suspension (TSS), traceurs de nombreux polluants urbains (matières organiques et nutritives, métaux, etc.). Les indices de risque écotoxicologique augmenteront de plus de 100 % en 2050 par rapport à 2013. Compte tenu des VD significatifs en jeu, et bien que les scénarios de CC soient sujets à de nombreuses incertitudes, des stratégies d'adaptation de ce réseau de drainage aux effets des CC devront être élaborées.

5.2 Abstract

Projections from the Canadian Regional Climate Model (CRCM) for the southern part of the Province of Québec, Canada, suggest an increase in extreme precipitation events for the 2050 horizon (2041-2070). The main goal of this study consisted in a quantitative and

qualitative assessment of the impact of the 20% increase in rainfall intensity that led, in the summer of 2013, to overflows in the "Rolland-Therrien" combined sewer system in the City of Longueuil, Canada. The PCSWMM 2013 model was used to assess the sensitivity of this overflow under current (2013) and future (2050) climate conditions. The simulated quantitative variables (peak flow, Q_{cso}, and volume discharged, VD) served as the basis for deriving ecotoxicological risk indices and event fluxes (EFs) transported to the St. Lawrence River (SL). Results highlighted 15 to 500% increases in VD and 13 to 148% increases in Q_{cso} by 2050 (compared to 2013), based on eight rainfall events measured from May to October. These results show that (i) the relationships between precipitation and combined sewer overflow variables are not linear and (ii) design criteria for current hydraulic infrastructure must be revised to account for the impact of CC arising from changes in precipitation regimes. EFs discharged into the SL River will be 2.24 times larger in the future than they are now (2013) due to large VDs resulting from climate change (CC). This will in turn lead to excessive inputs of total suspended solids (TSS) and tracers for numerous urban pollutants (organic matter and nutrients, metals) into the receiving water body. Ecotoxicological risk indices will increase by more than 100% by 2050 compared to 2013. Given that substantial VDs are at play, and although CC scenarios have many sources of uncertainty, strategies to adapt this drainage network to the effects of CC will have to be developed.

Keywords: Climate change (CC) impact study, combined sewer overflows (CSOs), hydrological modeling, extreme precipitation events, water quality, ecotoxicological risks assessment.

5.3 Introduction

There is now general agreement over the fact that human-induced climate change (CC) is inevitable and that the impacts of this change pose a threat to populations, infrastructures and the urban environment (IPCC, 2013; Khedun et Singh, 2014; Wilby *et al.,* 2007; Whitehead *et al.,* 2009). With growing urbanization leading to increasingly extensive impervious surfaces and enhanced CC effects on urban drainage, changes in urban runoff are an issue of

growing concern (Denault *et al.*, 2006; Semadeni-Davies *et al.*, 2008, etc.), the consequences of which are increasingly rapid/large inputs to receiving water bodies and changes to their natural water balance (Carrière *et al.*, 2007; Delpla *et al.*, 2009, etc.). The impacts of urbanization on the water cycle are essentially related to surfaces becoming impervious, resulting in a marked reduction in the infiltration capacity of soils and more vulnerable drainage systems subjected to larger and faster water inputs. Unless urban planning measures are developed to counter these historic trends, the percentage of rain that runs off will increase with urban development, inexorably leading to higher runoff flows and volumes (Braud *et al.*, 2013; Chocat, 1997). This situation, when it happens, will have various repercussions on humans and infrastructures, from complaints and claims to political and social pressure put on urban drainage system managers, in addition to resulting in costs in damages for municipalities (Kunkel *et al.*, 1999; Watts *et al.*, 2003). Moreover, anticipated changes in air temperature and precipitation could affect flow in receiving watercourses, alter sediment morphology and transport, change the kinetics of chemical reactions and hence the mobility and dilution of pollutants discharged by wastewater systems and storm drains in urban settings (Burton et Pitt, 2002; Caissie *et al.*, 2014; Casadio *et al.*, 2010; Chocat *et al.*, 2007; Passerat *et al.,* 2011; Whitehead *et al.*, 2013, etc.). The combination of all these factors has already led to significant impacts on the ecological state of hydrosystems and hydrobiological habitats in aquatic ecosystems in surface water bodies (Bogardi *et al.*, 2012; Caissie *et al.*, 2014, etc.). Thus, while characterized by large uncertainties, climate change is shaping up to be a key determinant of the quantity and quality of surface waters, including those derived from urban catchments (Astaraie-Imani *et al.*, 2012; Christensen *et al.,* 2007; Even *et al.*, 2007; Masson *et al.,* 2013; Semadeni-Davies *et al.*, 2008). Available climate scenarios generally suggest that extreme precipitation events will increase during the 21st century compared to current climate, especially in North America and in the northern regions of Europe (IPCC, 2013; Mailhot *et al.*, 2012; Khedun et Singh, 2014, etc.).

For southern Québec in particular, a recent study by Eum *et al.* (2014) suggests a consistent and systematic increase (for all the climate model simulations available), in fall, winter and spring, of the number of days with precipitation and of intensities per wet days by

2050 (compared to current climate). According to this study, an increase in precipitation intensity per wet days is also suggested in summer, but with a decrease in wet days (i.e. less frequent, more intense summer rains). For urban drainage system managers, this raises concerns about the growing issue of runoff discharge and design parameters for drainage structures. Network sensitivity modelling remains an excellent tool for guiding management policies to prepare for such situations (Fletcher *et al.,* 2013; Schellart *et al.,* 2011). Although the causes, consequences and interpretations of this sensitivity are diverse, there is general agreement on the fact that sensitivity studies are important for a better understanding, interpretation and use of the results of climate projections at the regional scale (Élia et Côté, 2010). In this context, it makes sense to examine the way current urban drainage systems would respond to future changes in precipitation regime (in terms of intensity, duration and frequency).

Thus, the main objective of this study is a quantitative and qualitative assessment of the impact of CC on combined sewer overflows (CSOs). This should provide a better appreciation of differences between present and future conditions and allow more prudent planning of guidelines for investments to come. Indeed, while the potential impacts of CC on CSOs have been addressed in many studies estimating the frequency and duration of overflows (Fortier et Mailhot, 2014), few studies have focused on the assessment of volumes discharged and peak flows (Q_{cso}), much less on the qualitative impacts of CSOs. This study looks at potential changes, in the future, affecting (i) VD and Q_{cso}, (ii) event fluxes (EFs) of pollutants transported during wet periods, and (iii) the ecotoxicological risk indices of CSOs for surface aquatic systems.

The study focuses on the “Rolland-Therrien” combined catchment in the City of Longueuil (Province of Québec, Canada), for which a variety of observational data are available (Gooré Bi *et al.,* 2014, 2015). Wastewater discharges from the Rolland-Therrien CSOs into the St. Lawrence (SL) River are perceptible during nearly all rainfall events and represent a potential source of pollution for this surface water body (Gooré Bi *et al.*, 2015). Because the SL River is the main source of drinking water for the City of Longueuil and more than half of

the population of the Province of Québec (Rousseau *et al.*, 2004) and because urban discharges are an important source of pollution for this environment, an increase in extreme precipitation in the future may cause a deterioration of the level of service of this overflow and have deleterious effects on the availability and quality of SL River water resources due to extreme low flows in this river in the future.

5.4 Climate change scenario

Climate change (CC) scenarios are the most influential variable in any climate warming impact study. How they are developed depends on the data available and goals sought (Gooré Bi *et al.*, *under review*). For this study, the CC scenario was developed based on two sets of considerations: extreme precipitation events in the study area and hydrodynamic conditions of the SL River.

5.4.1 Extreme precipitation events in southern Quebec, Canada

As far as urban drainage studies are concerned, the description of precipitation rests essentially on the analysis of Intensity-Duration-Frequency (IDF) curves as design tools for hydraulic works (Liew *et al.,* 2014; Roux, 1996; Srivastav *et al.*, 2014; etc.). The relationships between maximum intensities of rainfall events and their recurrence intervals are used to estimate more reliably the dimensions of works, taking into account the risk of failure (Gooré Bi *et al.*, *under review*). The development of IDF curves is based on the intensities of extreme rainfall events that must be considered in designing and managing urban drainage systems. In other words, daily or seasonal mean precipitation values should not be used for designing and managing hydraulic infrastructure. Many studies have characterized extreme precipitation in southern Québec. Using the statistical analysis of simulated precipitation series from CRCM (version 3.7.1) for this region, Mailhot *et al.* (2007) showed that high intensity, short duration (2-6h) rainfall events will increase by 50% in the 2050 horizon (2041-2070), which suggests that the frequency of floods and sewer back-ups and overflows in urban areas resulting from future rainfall events that exceed the capacity of current drainage systems is likely to increase.

Many studies cited in the literature confirm the increase in extreme precipitation and suggest that this increase will be larger than changes in total precipitation (Burn et Taleghani, 2013; Eum *et al.*, 2013; Groisman *et al.*, 2005; Jeong *et al.,* 2013a; Kharin *et al.,* 2007; Mladjic *et al.*, 2011, etc.). In some regions, this increase would be the result of increasing temperature (Allan et Soden, 2008; Kharin *et al.*, 2007; Solaiman *et al.*, 2011; Srivastav *et al.*, 2014, etc.). The work by Mailhot *et al.* (2012) remains the most extensive characterization of extreme rainfall events, with estimates of associated increases and uncertainties for each region of Canada. Results of this study showed a generalized Canada-wide increase in extreme events, with a median variation of 12-18%. They also suggest that the Prairies, southern Ontario and southern Quebec will see the strongest increases in maximum precipitation intensities from May to October (Mailhot *et al.*, 2012). For the Greater Montreal area, an increase of about 18% associated with a 4.4% coefficient of variation (CV) was estimated. The Québec Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) recommended, in its recent guidelines for storm water management (MDDEFP, 2011), that a 20% mark-up be applied to historical IDF curve data in designing minor drainage systems (underground sewage pipe networks), and a 10% mark-up be applied in designing major systems (surface drainage: street, retention ponds, etc.) to account for CC.

Given the broad consensus established by previous studies and with the aim of managing future risks, the scenario that maximizes CC selected for the present study predicts a 20% increase in current rainfall events lasting less than 6 h for the 2050 horizon (2041-2070). This increase applies to maximum intensities of current rainfall events in southern Québec, in particular the City of Longueuil territory.

5.4.2 Flow in the St. Lawrence River at Montreal

The SL River accounts for 80% of water volumes used in Québec (Rousseau *et al.,* 2004). Sourced in the Great Lakes, it flows into the Gulf of SL and the Atlantic Ocean. The SL

River is fed by two main sources: Lake Ontario (6,000-9,000 m^3/s) and the Ottawa River (1,000-8,000 m^3/s) (Morin and Bouchard 2000).

Based on scenarios from the fifth IPCC report (IPCC, 2013), mean temperature at the surface of the Earth should increase by 0.3 to 4.8°C by 2100, compared to 1986-2005. This will result in variations in mean sea level, which should increase by 17-38 cm by 2050 and by 26 cm-1 m by 2100, mainly as a result of the thermal expansion of water and melting of glaciers (IPCC, 2013). Several studies confirmed this trend for the Montreal area. Hudon *et al.* (2010) noted a 1.3°C (0.027°C/yr) increase in annual water temperature in the SL River over the period from 1960 to 2007. More recently, using a multi-site approach centered on the Greater Montreal area, Jeong *et al.* (2013b) found that monthly mean temperatures (T_{max}, T_{min}) will increase by 2.0-4.7°C and 2.7-5.4°C, respectively, for the 2061-2100 period, compared to the 1961-2000 period. Results also show that future temperatures (T_{max}, T_{min}) will increase more rapidly in winter than in the other seasons. Results by Eum *et al.* (2013), obtained using a multi-model approach for the 2041-2070 period, support this trend. These authors note that temperature changes will be higher in the SL River valley, with 6°C and 8°C increases, respectively, in summer and winter. This warming would lead to greater evaporation and hence decreasing streamflow in the study area (Boyer *et al.*, 2010; Croley, 2003; Mortsch *et al.*, 2000, etc.). Indeed, an analysis of trends in streamflow in Canadian rivers by Zhang *et al.* (2001) showed that mean annual streamflow in several rivers in southern Canada has decreased compared to the 1900-1998 interval.

At the level of Lake Ontario to the SL River (Great Lakes-SL watershed, US, Canada), Croley (2003) noted, based on data from four generalized circulation models (GCM), a 4 to 24% decrease in mean annual streamflow for the 2050 horizon (2040-2069), compared to the 1961-1990 period, while Fegherazzi *et al.* (2005) found a 1 to 8% decrease in streamflow in the Ottawa River, the other main source of SL River waters. Mortsch *et al.* (2000) had previously observed that AOGCM-simulated climate change would lead to a 40% decrease in mean monthly flows in Montreal by 2100 compared to the 1900-1990 period. This is interpreted to result from higher winter temperatures leading to much lower winter ice cover

in the Great Lakes (the main source of the SL River) and, in turn, enhanced evaporation (Croley, 2003; Mortsch *et al.,* 2000). Hudon *et al.* (2010) observed that, during the period from 1919 to 2007, annual mean flow in the SL River in Montreal had decreased significantly to 8,000m^3/s, while water levels decreased consistently by about 3.6 cm/yr from 1955 to 1982. Based on the consensus established by previous work, Talbot *et al.* (2006) argued that a 2 to 4°C increase in temperature would result in a 24% decrease in mean flow in Lake Ontario, lowering water levels by about 1 m in some areas along the SL River. Recent studies (Jeong *et al.*, 2013b; Eum *et al.*, 2014) in the Greater Montreal area predicted an even greater rise in temperature, suggesting that the decrease in flow in the SL River at Montreal could be higher in the future, although this prediction has many uncertainties.

Based on these consistent observations suggesting both a maximum decrease in flow in the two main SL River tributaries, including a 24% decrease for Lake Ontario and an 8% decrease for the Ottawa River on one hand, and a 40% decrease in flow in the SL River at Montreal on the other hand, the CC-maximizing scenario selected for the present study involves a 40% decrease in mean flow in the SL River for the 2050 horizon (2041-2070) at Montreal, a large urban agglomeration adjacent to the City of Longueuil in southern Québec, Canada.

5.5 Materials and methods

5.5.1 The "Rolland-Therrien" experimental catchment

The study was undertaken in the "Rolland-Therrien" combined catchment within the limits of the City of Longueuil, a near southern suburb of Montreal, in southern Québec, Canada (Figure 5.1). Characteristics of this catchment are presented in Table 5.1. The area is characterized by relatively high road traffic on its main arterial roads (150,000 to 200,000 vehicles/day). It is drained by the Rolland-Therrien combined collector, which is equipped with two regulators to restrict wet weather flow to 1.25 m^3/s to the only water treatment plant (450,000 m^3/day) located downstream. Excess flow is discharged directly into the SL River through a storm overflow.

Rapport-Gratuit.com

Tableau 1 Tableau 5.1 Physical characteristics of the “Rolland-Therrien” combined catchment

Catchment	Total area (ha)	Population (inhab)	Diameter pipe (mm)	Impervious percentage (%)	Land use distribution (%)				Runoff coefficient (C_r)	Active area (ha)
					Residential	Comercial & institutional	Industrial	Park		
Combined sewer Longueuil	1,240	47,000	3,600	30	80	10	5	5	0.40	496

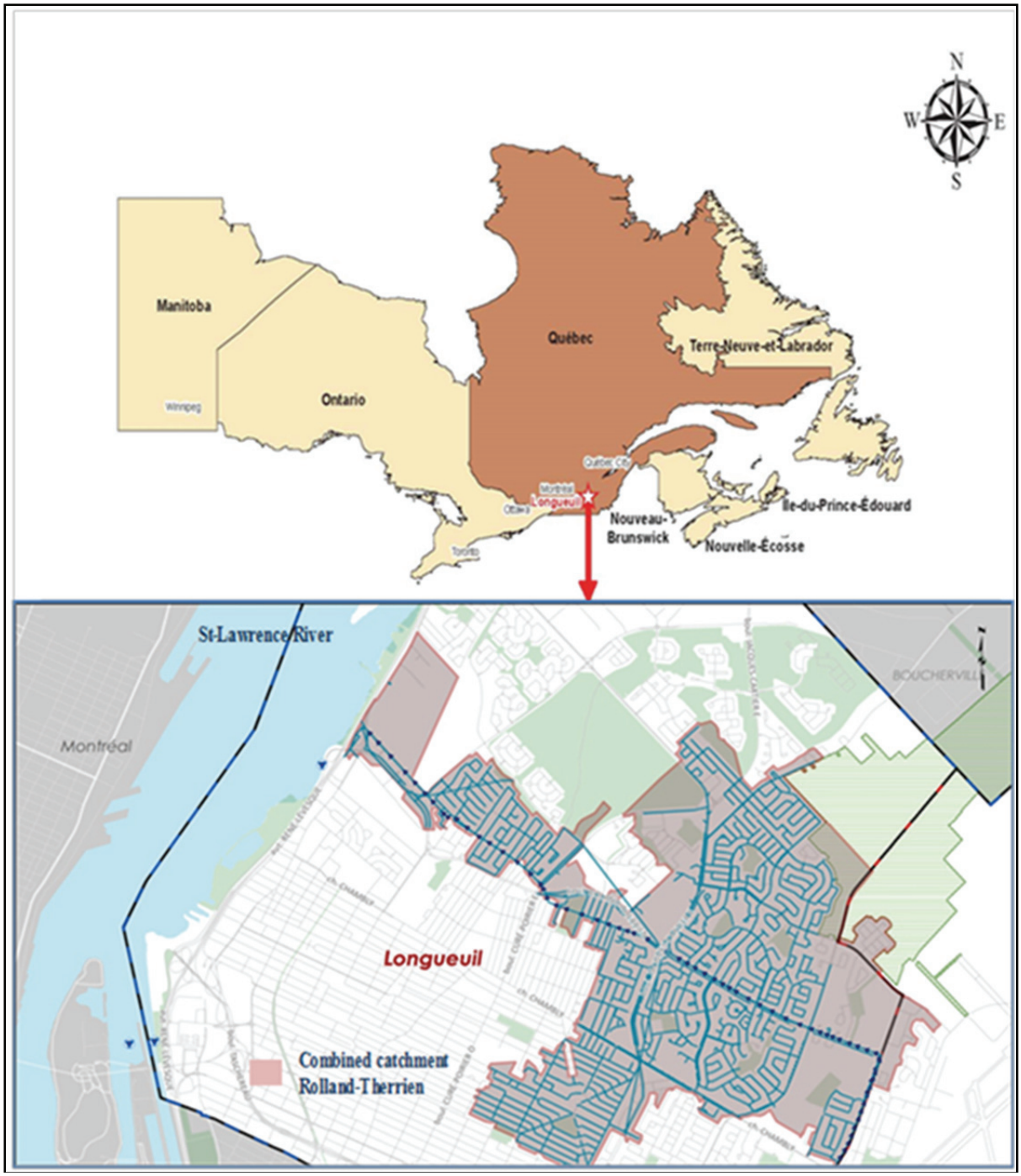

Figure 5.1 Location of the “Rolland-Therrien” combined catchment

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

5.5.2 Observational data

An extensive programme aimed at characterizing the "Rolland-Therrien" combined sewer system looked at rainfall events during the period from May to October 2013, which is the low-flow period for receiving water bodies in the study area. During that period, eight rainfall events that led to sewer overflows in the Rolland-Therrien combined sewer system were monitored and used to constrain the following quantitative variables: rainfall duration (RD), total rainfall (TR), maximum rainfall intensity at 5 minutes (RI), dry antecedent time (DAT), volume discharged (VD), peak CSO flow (Q_{cso}) and dilution factor (Q_{cso}/Q_{SL}) (Table 5.2). The dilution factor, expressed as volume percent of CSO discharges in the receiving water body, was determined for each rainfall event as the ratio of Q_{cso} to the flow rate in the SL River (Q_{SL}). Daily Q_{SL} values for the study period were determined using historical flow data for the SL River upstream from the overflow location, at the LaSalle station (Environment Canada).

Tableau 5.2 Rainfall data and observed CSO discharge characteristics
Adapted from Gooré Bi *et al.* (2014)

Rainfal main characteristics						**CSO Longueuil**		**River**	**Dilution factor**
Event N°	Event date (2013)	RD (hh:mm)	TR (mm)	RI (mm/h)	DAT (h)	VD (m^3)	Q_{cso} (m^3/s)	Q_{SL} (m^3/s)	$Q_{cso}/Q_{River\ SL}$ (%)
1	July 10	03:10	4.00	19.2	56.5	1,950	1.26	8,460	0.015
2	July 17	03:25	11.8	62.4	169	23,100	7.90	8,380	0.094
3	July 19	04:20	11.2	27.6	8.00	12,300	3.84	8,270	0.046
4	August 1	01:15	7.00	16.8	68.0	8,300	2.67	8,030	0.033
5	August 13	00:50	3.60	25.2	13.0	105	0.10	7,840	0.001
6	September 12	11:00	25.6	21.6	22.5	15,800	3.12	8,320	0.038
7	October 6	03:35	3.50	3.60	341	305	0.21	7,290	0.003
8	October 7	04:00	18.1	27.6	19.5	22,800	3.08	7,350	0.042
	Minimum	*00:50*	*3.50*	*3.60*	*8.00*	*105*	*0.10*	*7,290*	*0.001*
	Maximum	*11:00*	*25.6*	*62.4*	*341*	*23,100*	*7.90*	*8,460*	*0.094*
	Mean	*03:56*	*10.6*	*25.5*	*87.2*	*10,300*	*2.77*	*7,846*	*0.034*
	CV (%)	*79*	*75*	*66*	*132*	*90*	*90*	*6*	*88*

CSO: combined sewer overflow; RD: rainfall duration; TR: total rainfall; RI: maximal rainfall intensity in five minutes; DAT: dry antecedent time; VD: volume discharged; Q_{cso}: CSO peak flow; $Q_{River\ SL}$: St-Lawrence River flow; CV: coefficient of variation.

A physicochemical characterization of the rainfall events was done that included global parameters, metals and some organic pollutants such as pesticides, polychlorinated biphenyls (PCBs), phenolic compounds, volatile organic compounds (VOCs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Event mean total concentrations (EMCs) of the global parameters, as well as minimum, maximum and mean volume-weighted concentrations are presented in Tables 5.3 and 5.4.

Detailed descriptions of the experimental framework and analytical protocols used for this observation programme are presented in Gooré Bi et al. (2014, 2015a).

Tableau 5.3 Event mean total concentrations of routine parameters
Adapted from Gooré Bi *et al.* (2015a)

Event (2013)	**VD** (m^3)	**EMCs** (mg/L)				
		TSS	COD	$CBOD_5$	Ptot	N-TKN
July 10	1,950	260	340	82	2.40	17.0
July 17	23,100	200	230	39	1.20	7.50
July 19	12,300	19.0	41.0	5.00	0.36	3.60
August 1	8,300	260	290	77	2.00	10.0
August 13	105	88.0	310	67	1.90	15.0
September 12	15,800	340	470	72	2.50	14.0
October 6	305	730	830	190	5.20	31.0
October 7	22,800	120	130	27	0.90	5.00
Minimum	*105*	*19.0*	*41.0*	*5.00*	*0.36*	*3.60*
Maximum	*23,100*	*730*	*830*	*190*	*5.20*	*31.0*
Mean	*10,300*	*187*	*231*	*42.3*	*1.36*	*8.03*

VD: volume discharged; EMC: event mean concentration; TSS: total suspended solids; COD: chemical oxygen demand; $CBOD_5$: carbonaceous biochemical oxygen demand at 5 days; P_{tot}: total phosphorus; N-TKN: total kedjal nitrogen.

Tableau 5.4 Concentrations of pollution parameters monitored
From Gooré Bi *et al.* (2014)

Pollution parameter	LOD	Unit	Sample size	CSO Longueuil				Pollution parameter	LOD	Unit	Sample size	CSO Longueuil			
				Min	Max	Mean	%[f]					Min	Max	Mean	%[f]
ROUTINE PARAMETERS								**PAHs**							
pH	-	-	8	7.1	7.9	7.4	100	Benzo (a) antracene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.1	33
Temperature	-	°C	8	17	24	22	100	Benzo (a) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Conductivity	-	µS/cm	8	200	580	300	100	Chrysene	0.10	µg/L	3	<	0.40	0.12	33
TSS	2.00	mg/L	8	19.0	730	187	100	Fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.60	0.13	67
COD	10.0	mg/L	8	41.0	830	231	100	Indeno (1,2,3-cd) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
$CBOD_5$	4.00	mg/L	8	<	190	42.3	88	Naphthalene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
P_{tot}	0.01	mg/L	8	0.40	9.40	1.36	100	Phenanthrene	0.10	µg/L	3	<	0.30	0.10	33
$N\text{-}NH_4+$	0.02	mg/L	8	1.20	7.40	1.94	100	Pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.50	0.12	33
$N\text{-}NO_3^-$	0.2	mg/L	8	<	0.40	0.25	38	Benzo (ghi) perylene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Chloride (Cl^-)	0.05	mg/L	8	14.0	59.0	26.1	100	Benzo (e) pyrene	0.10	µg/L	3	<	0.20	0.11	33
Total residual chlorine	0.00	mg/L	8	0.00	0.04	0.02	100	Benzo (b) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.30	0.11	33
Fluoride (F^-)	0.10	mg/L	3	0.10	0.20	0.11	100	Benzo (j) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
Sulfate (SO_4^{2-})	5.00	mg/L	3	31.0	59.0	49.8	100	Benzo (k) fluoranthene	0.10	µg/L	3	<	0.10	0.10	33
METALS								**VOCs**							
Aluminum (Al)	10.0	µg/L	3	510	3000	2136	100	Chloroform	1.00	µg/L	3	<	2.50	2.01	67
Arsenic (As)	1.00	µg/L	3	<	1.60	1.39	67	Toluene	1.00	µg/L	3	<	1.60	1.03	33
Cadmium (Cd)	0.20	µg/L	3	<	0.31	0.27	67	**PHENOLICS COMPOUNDS**							
Chromium (Cr)	5.00	µg/L	3	<	13.0	10.3	67	Phenol	1.00	µg/L	3	1.00	2.00	1.67	100
Copper (Cu)	1.00	µg/L	3	8.10	48.0	34.7	100	p-Cresol	1.00	µg/L	3	<	3.00	2.29	67
Mercury (Hg)	0.10	µg/L	3	<	<	<	0	**PESTICIDES**							
Nickel (Ni)	2.00	µg/L	3	2.10	8.30	6.19	100	Substances not detected	0.05	µg/L	3	<	<	<	0
Lead (Pb)	0.50	µg/L	3	2.20	17.0	11.8	100	**PCBs**							
Zinc (Zn)	7.00	µg/L	3	41.0	200	129	100	Substances not detected	0.02	µg/L	3	<	<	<	0

<: below the limit of detection (LOD); CSO: Combined sewer overflow; f: Frequency of occurrence for substance (%); n = 3 samples for 10, 17, 19/07/2013 events

5.5.3 Impact model and calibration

The Rolland-Therrien combined catchment was modeled using a personal computer version of the Storm Water Management Model (SWMM) hydrological and hydraulic software developed by the United States Environmental Protection Agency (US-EPA). This model, built on the PCSWMM 2013 platform for the present CC impact study, does not include a water-quality module. The 1,420-ha area of the combined catchment was subdivided into 820 sub-catchments drained by a simplified grid involving 2,371 sewer pipes and 2,338 sewer manholes connected to the main 3,600-mm diameter (ϕ) collector that drains the catchment as a whole (Figure 5.1). In this model, only storm and combined sewer pipes with $\phi \geq 600$mm and sanitary system pipes with $\phi \geq 375$mm were considered.

Land uses and impervious surface percentages are shown in Table 5.1. Before being run, the model was fitted to data for the eight rainfall events observed in summer 2013 (Table 5.2) using the sensitivity based radio tuning calibration (SRTC) tool in PCSMWW 2013. This tool recommends selecting uncertainty parameters with tolerance values initially defined in the model, including *surface area, impervious percentage, drainage width, slope, Manning pipe roughness coefficient, storage on impervious surfaces, storage on permeable surfaces, maximum infiltration rate and minimum infiltration rate*. The model was calibrated in two different ways depending on the type of rainfall event, with one calibration for high intensity events and another calibration for low intensity events.

The model was therefore calibrated by optimizing the value of a numerical criterion called objective function, based on the model error. The Nash and Sutcliffe (1970) efficiency criterion, based on the mean quadratic error, is commonly used as objective function in hydrology to measure differences between observations and simulations. For this study, this criterion, defined in equation 5.1, was used to measure the performance of peak flow simulations.

$$NSE = \left(1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - Q_{mean})^2}\right) \tag{5.1}$$

where NSE is the Nash and Sutcliffe (1970) efficiency criterion, Q_{obs} is observed flow, Q_{sim} is simulated flow and Q_{mean} is the observed mean flow.

NSE may range from -∞ to 1. A positive value of NSE implies that the model yields a better prediction of the mean value of measured flow. The closer NSE is to 1, the better model performance is. In general, model performance is considered sufficient if NSE is greater than 0.4 (Cladière et al., 2014; Nash et Sutcliffe, 1970). Aside from NSE, the coefficient of determination R^2 and relative errors between observed and simulated hydrographs were also used as assessment criteria (Chow *et al.,* 2012; James, 2003; etc.). There is general agreement that the closer R^2 is to 1, the better the model calibration is.

5.5.4 Data analysis

The CC impact assessment in the present study involved comparing the variables of interest (RI, VD, Q_{cso}, flux, risk index, etc.) for two times periods, namely the current or reference period (2013) and a future period (2050). Both a quantitative and a qualitative analysis of data obtained as part of the study were done. First, quantitative variables (VD, Q_{cso}) were simulated for the 2050 horizon using the fitted model for the CC scenario involving a 20% increase in RI values of observed rainfall events (Table 5.2). Second, quality indicators such as event fluxes (EFs, in g) were estimated for the two times periods according to equation 5.2.

$$EF = EMC_i \cdot VD \tag{5.2}$$

where EMC_i is the mean event concentration for event in g/m^3 and VD (m^3) is the volume discharged.

In this study, total event mean concentrations (EMCs) were assumed constant for the two time periods and set equal to values obtained from physicochemical analyses carried out in summer 2013 (Table 5.3 et 5.4). Because simulated volumes for the 2050 horizon increase with respect to the reference period (Table 5.6), and given that physicochemical analysis focused on the total fraction of composite samples collected at constant time intervals and at flow-proportional volumes, it is likely that these concentrations will decrease in the future, since collected samples will then be more diluted. Indeed, the trend defined by data in Table 3 shows that, depending on dry antecedent times before rainfall events, EMCs are lower for large volume events, and conversely. However, given the uncertainties associated with climate scenario projections and considering the maximizing scenario for future risk management, keeping EMCs constant (2013) is a conservative approach in the absence of a model to predict concentrations of monitored pollution parameters.

A similar approach was used to assess the future impacts of CSOs on the SL River. New dilution factors for the 2050 horizon were estimated based on simulated Q_{cso} and

predicted Q_{SL} (consistent with the scenario involving a 40% decrease in mean flow in the SL River). The lowest dilution factor corresponding to the most critical discharge was used to derive the concentrations that define SL River exposure. Ecotoxicological risk indices arising from CSOs for the SL River ecosystems were then determined using the "substances" approach, as proposed by Gooré Bi *et al.* (2014). By comparing these values with current climate (2013) values, it was possible to estimate the qualitative impact of CSOs from the "Rolland-Therrien" combined overflow for the CC scenarios considered. Thus, concentrations that define the exposure of the receiving water body, called Predicted Environmental Concentrations (PECs), were estimated by applying the highest dilution factor to maximum concentration values obtained by chemical analysis (Table 5.3). Risk assessment using the substance approach involves comparing PEC values with a reference value called the Predicted No Effect Concentration (PNEC), taken, for the purposes of this study, from aquatic quality criteria set by government authorities for the protection of receiving water bodies (e.g. MDDEP, 2013, etc.).

As part of the current study, risk was then estimated using the PEC/PNEC risk ratio method. When this ratio is less than 1, the ecotoxicological risk is deemed acceptable or marginal. When it is greater than 1, the ecotoxicological risk is deemed unacceptable. Gooré Bi *et al.* (2014) provide a more detailed description of the methods used to derive risk indices and the aquatic quality criteria for surface waters used in this study.

5.6 Results and discussion

5.6.1 Quantitative assessment of the impact of climate change

5.6.1.1 Model calibration

Given their relatively constraining characteristics (RD, TR, DAT, RI, VD), the model did not detect VD and Q_{cso} values for the July 10 and August 13, 2013, low-TR events. As a result, only six of the eight rainfall events (Table 5.2) were used to calibrate the model for the study site. Figure 5.2 shows the hydrograph for the best calibration, namely for the July 17 event.

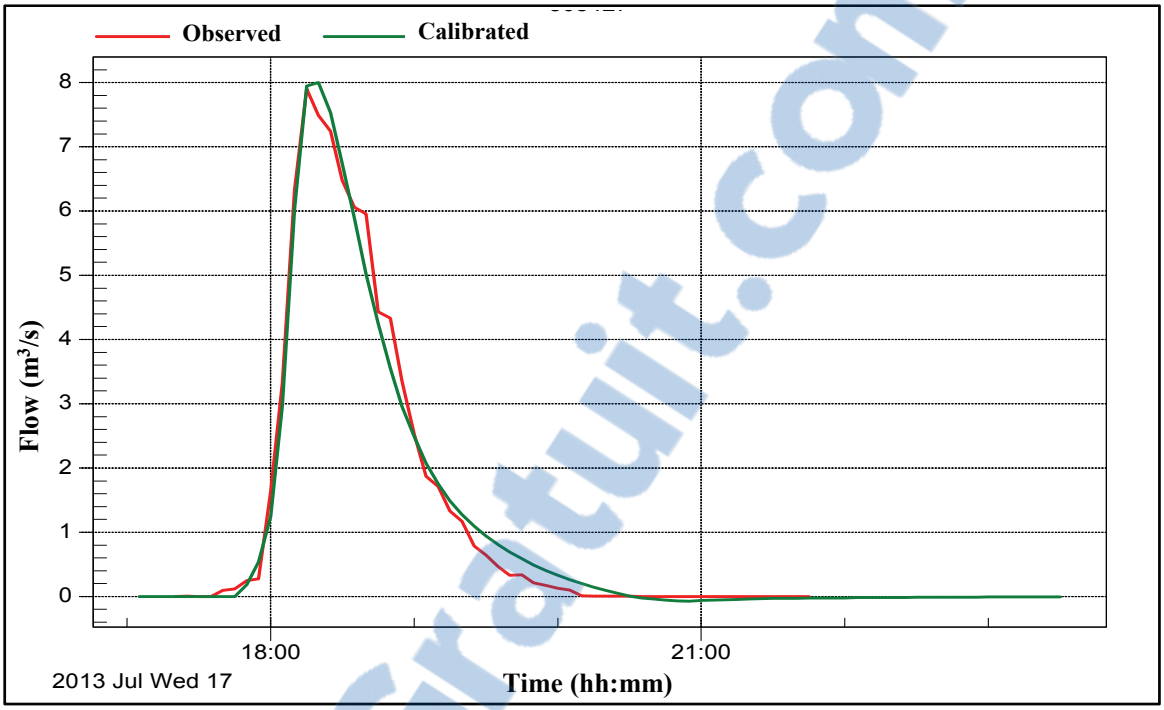

Figure 5.2 Calibration results for the best fit event of July 17, 2013

Table 5.5 compares VD and Q_{cso} values for each of the six events selected, indicating the performance of the model in reproducing the variables of interest. Two trends come out of the analysis, as follows: high intensity events (e.g. July 17, October 7) show a much better fit than low intensity events (e.g. October 6) or long duration event (e.g. September 12), as shown by model quality indicators (Table 5.5). Thus, NSE ranges from 0.094 to 0.989, while the coefficient of determination ranges from 0.325 to 0.989. For the July 17 and October 7, 2013, rainfall events, NSE values are greater than 0.924, confirming the robustness of the model at reproducing high intensity rainfall events. For low intensity or duration rainfall events (e.g. September 12, October 6), NSE values from 0.094 to 0.504 underline the poor performance of the model in reproducing this type of rainfall event. More generally, low relative errors are observed for VD (0-18%) and Q_{cso} (1.1-24%) for high intensity events, suggesting a better performance of the model for these variables. As far as performance criteria are concerned, James (2003) noted that +25% to -15% variations in peak flows and +20% to -10% variations in volume are acceptable with a minimum of three events for calibration.

Rapport-Gratuit.com

Tableau 5.5 Summary of model fit parameters

Event (2013)	**Observed**		**Calibrated**		**Quality parameter**		**Relative error (%)**	
	VD (m^3)	Q_{CSO} (m^3/s)	VD (m^3)	Q_{CSO} (m^3/s)	NSE	R^2	VD	Q_{cso}
July 17	23,100	7.90	23,100	7.99	0.989	0.989	0	1.1
July 19	12,300	3.84	16,300	4.51	0.523	0.823	33	17
August 1	8,300	2.67	11,300	3.32	0.783	0.974	36	24
September 12	15,800	3.12	17,100	2.68	0.094	0.325	8	-14
October 6	305	0.21	350	0.12	0.504	0.515	16	-43
October 7	22,800	3.08	18,800	2.70	0.924	0.949	-18	-12
Minimum	*305*	*0.21*	*350*	*0.12*	*0.094*	*0.325*	*-18*	*-43*
Maximum	*23,100*	*7.90*	*23,100*	*7.99*	*0.989*	*0.989*	*36*	*24*
Mean	*13,800*	*3.47*	*14,500*	*3.55*	*0.636*	*0.763*	*12.6*	*-4.32*

VD: volume discharged; Q_{CSO}: CSO peak flow; NSE: Nash and Sutcliffe Efficiency (1970); R^2: coefficient of determination.

The performance and robustness of the model used in this study are therefore sufficient for monitoring and characterizing extreme events in a CC context. Other studies in the literature confirm the fact that SWMM is better at reproducing VD and Q_{cso} values for extreme events. Work by Beling *et al.* (2011) on various urban catchments in Santa Maria, Brazil, have yielded coefficients of determination (R^2) ≥ 0.90 and 19.9% and 18.7% errors, respectively, for Q_{cso} and VD for the Alto da Colina I site. In the adjacent Cancela residential site, $R^2 \geq 0.94$ and 9.8% and 23.9% errors, respectively, were derived for Q_{cso} and VD. Recently, for a residential catchment in Skudai, Malaysia, Chow *et al.* (2012) obtained consistent SWMM results with $R^2 \geq 0.992$ and a 5.9 % error for Q_{cso}. For relatively low intensity events (e.g. October 6, 2013), errors for VD (16%) and Q_{cso} (-43%) are high, albeit acceptable for tracking VD. Along the same lines, Beling *et al.* (2011) observed 182% and 137% errors, respectively, for Q_{cso} and VD at the Alto da Colina II site, in Brazil. These results point to the difficulty involved in modeling low intensity rainfall events (James, 2003).

In the context of managing water quality in combined sewer overflow receiving water bodies, this poor performance could hinder the exact assessment of EFs discharged in these water bodies (Gooré Bi *et al.*, 2015).

Several factors could account for the discrepancies observed between VD and Q_{cso} values in this study. First, modelling of the studied system is simplified by using large-diameter pipes ($\phi \geq 600$mm for combined system pipes and $\phi \geq 375$mm for sanitary system pipes). In this primarily residential catchment, many sub-areas are drained by combined sewer pipes with $\phi \leq 600$mm and sanitary pipes with $\phi \leq 300$mm. In these areas, it is the smaller-diameter; sometime strongly sloped pipes that transport water to the main pipes and, ultimately, to the 3,600 mm collector, while larger pipes often serve to retain water in the system, in addition to being affected by functional failures (dips, obstructing debris, etc.) in some cases. This may account for the model being unable to detect flows arising from low intensity rains. Possible errors may also arise from rainfall intensity and flow measurements in the system. Moreover, measuring instruments and their performance (installation limitations, operator error, number, network coverage) are potential sources of error. Soil conditions (saturated or not), the variability or distribution of rainfall over time and its precise timing (either synchronous with wastewater production peaks or not) must also be taken into account when assessing model errors and network behavior, given the combined nature of the system, which also includes dry spell flows from industrial and residential sources.

Irrespective of these limitations, the mean values of projected relative errors for this site for the six events are 12.6% for VD and -4.32% for Q_{cso}, while mean NSE is $0.636 \geq 0.40$, indicating good model performance (Cladière *et al.*, 2014; Nasch et Sutcliffe, 1970) compared to results in the literature (Beling *et al.*, 2011; Chow *et al.*, 2012; Finney and Gharabagni, 2011; Irvine *et al.*, 1993; James, 2003). The large proportion of high intensity rain events during the May-October period in the study area plays a particularly important role in explaining this model performance.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

5.6.1.2 Estimation of VD and Qcso

Figure 5.3 compares the observed (2013) and simulated (2050) hydrographs for the July 17 event, which yields the best model performance. Table 5.6 shows differences in RI, VD and Q_{cso} between the two time periods.

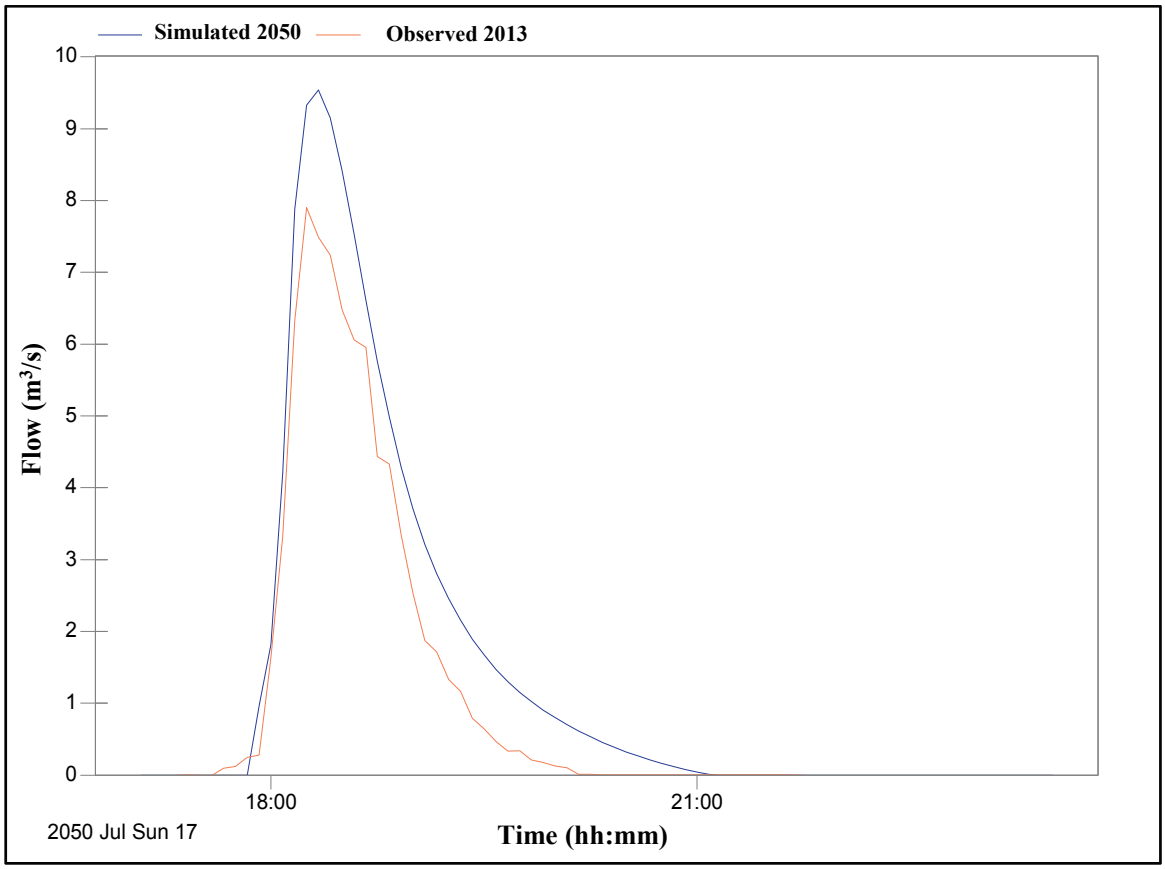

Figure 5.3 Comparison of observed (2013) and simulated (2050) hydrographs

Tableau 5.6 Comparison of current (2013) and future (2050) VD and Q_{CSO}

Event	**Reference climate** (2013)			**Futur climate** (2050)			**Increase** (2050/2013) in %			**Ratio** (2050/2013)		
	RI (mm/h)	VD (m^3)	Q_{cso} (m^3/s)	RI (mm/h)	VD (m^3)	Q_{cso} (m^3/s)	RI	VD	Q_{cso}	RI	VD	Q_{cso}
July 17	62.4	23,100	7.90	74.9	32,400	9.54	20	40	21	1.2	1.4	1.2
July 19	27.6	12,300	3.84	33.1	28,400	6.31	20	132	64	1.2	2.3	1.6
August 1	16.8	8,300	2.67	20.2	16,100	4.40	20	95	65	1.2	1.9	1.6
September 12	21.6	15,800	3.12	25.9	24,100	3.54	20	52	13	1.2	1.5	1.1
October 6	3.6	305	0.21	4.30	1,800	0.52	20	500	148	1.2	6.0	2.5
October 7	27.6	22,800	3.08	33.1	26,300	3.53	20	15	14	1.2	1.2	1.1
Minimum	*3.60*	*305*	*0.21*	*4.30*	*1,800*	*0.52*	*20*	*15*	*13*	*1.2*	*1.2*	*1.1*
Maximum	*62.4*	*23,100*	*7.90*	*74.9*	*32,400*	*9.54*	*20*	*500*	*148*	*1.2*	*6.0*	*2.5*
Mean	*25.0*	*13,800*	*3.5*	*30.0*	*21,500*	*4.64*	*20.0*	*139*	*54*	*1.2*	*2.4*	*1.5*

CSO: combined sewer overflow; RI: maximal rainfall intensity in five minutes; VD: volume discharged; Q_{cso}: CSO peak flow.

Results show that a 20% increase in RI (2013) leads to different increases in VD and Q_{cso} for the 2050 horizon depending on the event considered. The mean VD increase (139%) is greater than the mean Q_{cso} increase (54%). The highest VD (500%) and Q_{cso} (148%) increases are observed for the October 6 event, whereas the smallest VD (15%) and Q_{cso} (13%) increases are for the October 7 and September 12 events, respectively. For the critical July 17 event that produced the highest VD and Q_{cso} under both current and future conditions, a 40% increase in VD and a 21% increase in Q_{cso} are observed.

These results underscore two important observations: (i) the relationships between precipitation and sewer overflow variables (VD, Q_{cso}) are not linear; and (ii) the current design criteria for hydraulic infrastructure must be revised to account for changes in precipitation regimes, particularly for overflow works that discharge excess waters into receiving water bodies. Several studies in the literature confirm results presented here. In the Fredrikstad, Norway, urban catchment, Nie *et al.* (2009) showed that 20%, 30% and 50% increases in precipitation would lead, respectively, to 36%, 54% and 89% increases in VD. Work by Chiew *et al.* (2011) along the southeast coast of Australia showed that a 10% increase in annual precipitation would increase surface runoff by 20-30% and, as a result, lead to sewer overflows. In an earlier study of the Malvern combined catchment in

Burlington, Ontario, Canada, Waters *et al.* (2003) showed that a 15% increase in design rainfall intensity in the PCSWMM 2000 model would produce 19% and 13% increases, respectively, in runoff volume and peak flow.

Results of the current study suggest enhanced degradation of hydraulic and environmental capacities of the studied overflow leading to significant VD inputs to the SL River by 2050. Data from the study indicate that the capacity of the 3,600 mm combined collector with a 35 m^3/s design flow is not at issue. Instead, it is the fact that flow rate to the wastewater treatment plant (WWTP) is limited to 1.25 m^3/s that will pose a growing problem in the future. Indeed, the 1,240-ha combined catchment will produce 10.79 m^3/s (2050) peak flows upstream from the two flow regulators, while flow at the WWTP is limited to 1.25 m^3/s. To prevent back-ups and flooding in residential areas located upstream, the frequency and abundance of discharges into the SL River will increase if no action is taken to counter the predicted failure of the studied system. Thus, in addition to optimal management practices (OMP) enhancing retention at the source and storm water infiltration, VD and Q_{cso} data obtained for the current and future periods for the critical July 17 event may be used, for instance, to design retention and settling ponds to treat excess wastewater produced in this catchment in wet periods.

5.6.2 Qualitative assessment of the impact of climate change

Qualitative assessment was carried out using EFs and ecotoxicological risk indices at the outlet into the St. Lawrence River.

5.6.2.1 Estimating EFs of pollutants discharged at the CSO

Table 5.7 compares EF values for basic parameters for the two time horizons (2013 and 2050). In general, EFs show substantial variability between these periods and between events, as indicated by higher CV values for current than for future climate.

For identical concentrations at both time scales, this difference is explained by the large variability of rainfall events (short or long duration, low or high intensity, etc.) leading to much more variable VDs in the current period. Several studies have highlighted the variability of EFs in current climate (Kafi *et al.*, 2008; Dembélé, 2010). Conversely, future events are relatively homogeneous as shown by their relatively smaller CV values (59-79%), indicating events of similar importance (order) producing relatively similar VD values. Mean EF values are roughly 2.4 times higher for the future timeframe (2050) than for the present (2013). This suggests that, for the May-October period, EFs transported to the St. Lawrence River will show little variations in their frequency of occurrence (Fortier et Mailhot 2014) and will be abundant and of nearly uniform magnitude in future climate, thus putting higher stress on the receiving water body.

Tableau 5.7 Comparison of EFs (in kg) of routine parameters for the two periods

Event	**EFs (kg) - 2013**					**EFs (kg) - 2050**					**Ratio** (2050/2013)
	TSS	COD	$CBOD_5$	P_{tot}	N-TKN	TSS	COD	CBOD5	P_{tot}	N-TKN	
July 17	4,600	5,300	900	28.0	173	6,500	7,400	1,300	38.8	243	1.4
July 19	230	500	60.0	4.50	44.1	540	1,200	142	10.2	102	2.3
August 1	2,100	2,400	650	16.5	82.6	4,200	4,700	1,200	32.2	161	1.9
September 12	5,400	7,400	1,100	40.0	222	8,200	11,300	1,700	60.2	337	1.5
October 6	220	250	60	1.60	9.40	1,300	1,500	348	9.54	57	6.0
October 7	2,700	3,000	620	20.6	114	3,200	3,400	711	24.0	132	1.2
Minimum	*220*	*250*	*60*	*1.60*	*9.40*	*540*	*1,200*	*142*	*9.54*	*57*	*1.2*
Maximum	*5,400*	*7,400*	*1,100*	*40.0*	*222*	*8,200*	*11,300*	*1,700*	*60.2*	*337*	*6.0*
Mean	*2,500*	*3,100*	*570*	*18.4*	*108*	*4,000*	*5,000*	*900*	*29.1*	*172*	*2.4*
CV (%)	*84*	*89*	*77*	*78*	*74*	*74*	*79*	*67*	*66*	*59*	*76*

EF: event flux; TSS: total suspended solids; COD: chemical oxygen demand; $CBOD_5$: carbonaceous biochemical oxygen demand at 5 days; P_{tot} : total phosphorus; N-TKN: total kedjal nitrogen; CV: coefficient of variation.

The increase in variability is greater for maximum values, which are nearly 6 times higher in future climate, for all tracked parameters, due to larger VDs in the future (Table 5.5).

These larger volumes lead to large flows over the network that erode sediments deposited within the pipes during dry spells and, as such, contribute to the main source of TSS, COD and $CBOD_5$ in the combined system. Several studies have already highlighted the important contribution of sediments in combined sewer systems to pollution in urban effluent (Gooré Bi *et al.* 2015; Gromaire, 1998; etc.). Since TSS are tracers for many urban pollutants in rainy periods (Ellis *et al.*, 2005; Gooré Bi *et al.,* 2015; Marsalek *et al.*, 1992), discharges observed as part of this study represent a significant sediment input to the SL River. These discharges could produce esthetic impacts related to strong turbidity and the presence of suspended matter, for instance (Dufresne *et al.*, 2009; Yan *et al.*, 2014), microbial impacts due to the present of fecal and total coliforms at concentrations in excess of 60,000 UFC/100 mL (Gooré Bi *et al.*, 2015), and physicochemical impacts related, in particular, to substantial amounts of organics and nutrients (COD, $CBOD_5$, P_{tot}, $N\text{-}NH_4^+$), as indicated by ratios (2050/2013) greater than 1 in Table 5.7.

5.6.2.2 Ecotoxicological risk assessment using the substance approach

The analysis of the combined effects of the increase in Q_{cso} and decrease in mean flow (40%) in the SL River is carried out using dilution factors presented in Table 5.8 for the two time periods studied. The most critical dilution factors (0.094% for 2013 and 0.190% for 2050) were obtained for the July 17 event. Table 5.9 compares ecotoxicological risk indices derived for various pollutants discharged by CSOs. $PEC_{Max\text{-}2013}$ and $PEC_{Max\text{-}2050}$ exposure values were estimated from the highest dilution percentage and maximum concentration scenario for pollutants discharged into the SL River.

Tableau 5.8 Dilution factors for current (2013) and future (2050) climate

Event date	CSO Longueuil		SL River		Dilution factor		
	$Q_{cso\text{-}2013}$ (m^3/s)	$Q_{cso\text{-}2050}$ (m^3/s)	$Q_{River\text{-}2013}$ (m^3/s)	$Q_{River\text{-}2050}$ (m^3/s)	Q_{cso}/Q_{River} (2013, %)	Q_{cso}/Q_{River} (2050, %)	Ratio (2050/2013)
July 17	7.90	9.54	8,380	5,028	0.094	0.190	2.0
July 19	3.84	6.31	8,270	4,962	0.046	0.127	2.7
August 1	2.67	4.40	8,030	4,818	0.033	0.091	2.7
September 12	3.12	3.54	8,320	4,992	0.038	0.071	1.9
October 6	0.21	0.52	7,290	4,374	0.003	0.012	4.1
October 7	3.08	3.53	7,350	4,410	0.042	0.080	1.9
Minimum	*0.21*	*0.52*	*7,290*	*4,374*	*0.003*	*0.012*	*1.9*
Maximum	*7.90*	*9.54*	*8,380*	*5,028*	*0.094*	*0.190*	*4.1*
Mean	*3.47*	*4.64*	*7,940*	*4,764*	*0.043*	*0.095*	*2.6*
CV (%)	*72*	*66*	*6*	*6*	*69*	*63*	*33*

CSO:combined sewer overflow; SL River: St-Lawrence River; CV: coefficient of variation; Q_{cso}: CSO peak flow; Q_{River}: St-Lawrence River flow.

Tableau 5.9 Risk index values calculated using the "substances" approach

Pollution parameter	Unit	Estimated PEC with dilution factor		PNEC		Estimated Risk Index	
		$PEC_{Max-2013}$	$PEC_{Max-2050}$	Value	Reference	$PEC_{Max-2013}/PNEC$	$PEC_{Max-2050}/PNEC$
Routine parameters							
P_{tot}	mg/L	0.0089	0.0178	0.03	MDDEFP, 2013	0.295	0.595
$N\text{-}NH_4^+$	mg/L	0.007	0.0140	1.37	Angerville *et al.,* 2013	0.005	0.010
NO_3^-	mg/L	0.0004	0.0008	2.90	MDDEFP, 2013	0.0001	0.0003
Chlorides (Cl^-)	mg/L	0.0556	0.1119	230	MDDEFP, 2013	0.0002	0.0005
Total chlore residual	mg/L	0.00000	0.0001	0.002	MDDEFP, 2013	0.019	0.038
Fluoride (F^-)	mg/L	0.0002	0.0004	0.20	MDDEFP, 2013	0.001	0.002
Sulphates ($SO4^{2-}$)	mg/L	0.0556	0.1119	500	MDDEFP, 2013	0.0001	0.0002
Metals							
Aluminium (Al)	µg/L	2.828	5.6921	28.7	MDDEFP, 2013	0.099	0.198
Arsenic (As)	µg/L	0.0015	0.0030	36.0	MDDEFP, 2013	0.00004	0.0001
Cadnium (Cd)	µg/L	0.0003	0.0006	9.30	MDDEFP, 2013	0.00003	0.0001
Chrome (Cr)	µg/L	0.0123	0.0247	4.10	INERIS, 2012	0.003	0.006
Copper (Cu)	µg/L	0.0453	0.0911	3.70	MDDEFP, 2013	0.012	0.025
Nickel (Ni)	µg/L	0.0078	0.0157	8.30	MDDEFP, 2013	0.001	0.002
Lead (Pb)	µg/L	0.0160	0.0323	8.50	MDDEFP, 2013	0.002	0.004
Zinc (Zn)	µg/L	0.1885	0.3795	86.0	MDDEFP, 2013	0.002	0.004
PAHs							
Fluoranthene	µg/L	0.00057	0.0011	1.60	MDDEFP, 2013	0.0004	0.001
Naphtalene	µg/L	0.00009	0.0002	11.0	MDDEFP, 2013	0.00001	0.00002
Phenanthrene	µg/L	0.00028	0.0006	1.40	MDDEFP, 2013	0.0002	0.0004
Pyrene	µg/L	0.00047	0.0009	0.012	INERIS, 2012	0.039	0.079
VOCs							
Toluene	µg/L	0.00151	0.0030	2.00	MDDEFP, 2013	0.001	0.002
Phenolic compounds							
Phenol	µg/L	0.00189	0.0038	450	MDDEFP, 2013	0.000004	0.0001

PCB: polychlorinated Biphenyls, VOC: volatil organic compounds; PAH: polycyclic aromatic hydrocarbons; PEC: Predictive environmental concentration; PNEC: Predicted no effect concentration; MDDEFP: Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (Québec); PEC Max : PEC with pollutant maximum concentration; INERIS: Institut national de l'environnement industriel et des risques (France).

For the two time periods, all calculated risk index values (PEC/PNEC) are below 1. The strong dilution of CSO discharges in the SL River, respectively 1,060 times for the reference period (2013) and 530 times for the future period (2050), accounts in large part for these observations. For nearly all pollution parameters, the risk potential will double in the future compared to the present. The situation remains critical for many substances, particularly in

future climate, for which risk indices are greater than 0.01 (Al, N-NH_4^+, total residual chlorine, Cu, pyrene), even approaching 0.6 (P_{tot}). Work by Gooré Bi *et al.* (2014a) on mean event flows showed ecotoxicological risk indices below 0.01, indicating that the maximizing scenario with peak flows results in higher risks. These results show that effluent discharged at the Longueuil overflow poses a potential ecotoxicological risk for the SL River in a future climate situation. Data from the study assume that there is a risk for a watercourse leading to a CSO dilution factor roughly 1.7 times lower than that for the SL River, or a dilution factor of 310 (527/1.7), corresponding to a critical flow for that watercourse of 2,958 m^3/s (5,028 m^3/s/1.7) (Table 5.8). Thus, by 2050, Longueuil CSO discharges would significantly impact watercourses such as the Nile at Nyungwe, Rwanda (2,830 m^3/s), the Rio São Francisco at Monts Canastra, Brésil (2,943 m^3/s) or the Huang He, at Qinghai, China (2,571 m^3/s).

For current climate (2013), it was possible to determine from data presented here that CSO discharges would pose an ecotoxicological risk for a watercourse with a CSO dilution factor roughly 3.4 lower than current flow in the SL River, or a dilution factor of 312 (1,061/3.4), corresponding with a critical flow for the water course of 2,465 m^3/s (8,380 m^3/s/3.4) (Table 5.8). Conversely, it was possible to establish by iteration, using data from the study, that for the 0.32% dilution factor, CSO discharges would pose an actual ecotoxicological risk for the SL River for both the present (2013) and future (2050) climate situations. P_{tot} turns out to be the main substance for which the ecotoxicological risk index would be higher than 1, while risk indices for other substances would increase significantly. Under current conditions (2013), this is equivalent to an effluent with a critical discharge rate of 26.8 m^3/s (8.380 $m^3/s \cdot 0.32\%$) (Table 5.8), which is 3.4 times higher than the current Q_{cso} (7.90 m^3/s). In future climate (2050), for the projected CC scenarios used in this study, it would correspond with an effluent with a critical discharge rate of 16.1 m^3/s (5.028 $m^3/s \cdot 0.32\%$) (Table 5.8), which is double the current Q_{cso} (7.90 m^3/s). The 40% decrease in mean flow in the SL River projected for the 2050 horizon accounts for this decrease in critical effluent discharge rate over time. The deterioration of hydrodynamic and morphological conditions in the SL River linked with CC leads to greater ecotoxicological

Rapport-Gratuit.com

risk from non-treated effluent discharges to the aquatic ecosystem in this watercourse. The calculated risk would also be higher if all combined sewer discharges to the SL River were considered. In addition, aquatic quality criteria set by government authorities will certainly have become more stringent by 2050. These considerations and projections are not taken into account as part of this study.

As water intakes for drinking water supply are almost certainly vulnerable in this environment, adaptation to the effects of CC becomes imperative. To maintain a better level of service in future climate, the current sewer system overflow will have to be adapted to respond to projected changes. For many authors (Bogardi *et al.*, 2012; Fletcher *et al.*, 2013; McEvoy *et al.*, 2006; Kirshen *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2011; Rosenzweig et Tubiello, 2007), a systemic approach that includes, among other things, CC, infrastructure performance, urban planning, and optimal storm water management practices would reduce the projected negative impacts. Rosenzweig et Tubiello (2007) recognize that long term risk management involving adaptation of drainage systems to account for the effects of CC must become an integral part of policies pertaining to the management of the water cycle as a whole in urban settings.

5.7 Conclusion and future consideration

Projected CC scenarios in this study suggest both a 20% increase in the maximum intensity of current rainfall events and a 40% decrease in mean flow in the SL River for the 2050 horizon (2041-2070). Application of the PCSWMM 2013 model to the "Rolland-Therrien" combined catchment in Longueuil for rainfall events from May to October produced the following results.

The model performed well for high intensity rainfall events compared to low intensity events, for which it cannot reproduce discharged volumes and peak flows at the CSO (or does so very poorly). This points to the difficulty in modeling low intensity rainfall events, which can still be deleterious since they lead to concentrated discharges in the receiving watercourse.

Low errors on the order of 0-18% and 1.1-24% were noted, respectively, for VD and Q_{cso} for high intensity rainfall events, suggesting that modeled VD and Q_{cso} for extreme events are good, which is useful information for the control and management of such extreme events. Increases on the order of 15 to 500% for VD and 13 to 148% for Q_{cso} by 2050 compared to the present (2013) and depending on the type of rainfall were derived. For rainfall events during May to October, CSO discharged volumes increase on average by 139% by 2050. Peak flow increases by 13 to 148% by 2050, for a mean value of 54% for the six events studied. These results show that (i) the relationships between precipitation and CSO variables (VD, Q_{cso}) are not linear and (ii) design criteria for current hydraulic infrastructure must be revised to take into account the impact of CC arising from changes in precipitation regimes.
Pollutant loads discharged into the SL River through the studied overflow will be 2.24 times higher in 2050 than in 2013, which will result in greater inputs of TSS, COD, $CBOD_5$, metals, PAHs and other volatile compounds into the receiving watercourse. As a result of decreased flow in this watercourse, esthetic, microbial and physicochemical impacts may arise. For a few pollutants with a high affinity for particles, a more detailed characterization of receiving river sediments will provide more insight about the actual state of these inputs and the receiving environment.

While ecotoxicological risk indices will double in the future (2050) compared to the current situation (2013), data from this study did not show an actual risk from the Longueuil CSOs taken by themselves, due to the strong dilution capacity of the SL River. Given the significant volumes involved and although CC scenarios have many sources of uncertainty, adapting the drainage network to the effects of CC seems required. To ensure a better level of service, this adaptation must focus on the urban water cycle management policy as a whole, from the urban planning stage onward, and take into account the vulnerability of the various system components (drainage network, other urban infrastructure, sensitivity of the receiving water body, other discharges into the receiving water body, etc.). These aspects which were not addressed in this study will be the focus of future work.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

5.8 Acknowledgments

The authors wish to thank the Longueuil (Québec, Canada) agglomeration for financial support for the sampling program and for allowing publication of the results for research purposes. Special thanks to Environment Canada for giving St. Lawrence River data. We would further like to thank the anonymous reviewers and editor for comments and suggestions on the manuscript.

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

Le présent chapitre présente une synthèse des principaux résultats en les mettant en perspectives avec les travaux antérieurs, souligne la contribution originale dans le domaine de la recherche et met en évidence les perspectives de recherche ouvertes par ce travail ainsi que les limitations.

6.1 Synthèse des principaux résultats

Cette section présente les principaux résultats de la recherche de la caractérisation physico-chimique des effluents urbains jusqu'aux impacts des CC en passant par l'influence des variables sur les indicateurs de qualité, les outils d'évaluation du risque écotoxicologique de l'effluent sur les écosystèmes du milieu récepteur et l'influence de l'aménagement du territoire urbain.

6.1.1 Caractérisation physico-chimique

Les présents travaux ont porté sur différents types de polluants à l'échelle du BV pour différents événements pluvieux. Les polluants comprennent les paramètres globaux (MES, DCO, N-NTK, P_{tot}, etc.) et les micropolluants (métaux lourds, pesticides, HAPs, BCP, COVs, composés phénoliques).

- **Paramètres globaux**

Les paramètres globaux ont été suivis simultanément sur les BV unitaire et séparatif pluvial pour des événements pluvieux communs d'été (orages d'été). Ils ont été observés dans tous les échantillons analysés avec une occurrence de presque 100 % sur les sites à l'exception du DBO_5C mesuré à 75 % sur le site séparatif pluvial (Article 2, chapitre 3). Les résultats ont mis en évidence d'importantes variabilités inter-sites et inter-événements des concentrations

et des flux aux échelles considérées. En temps de pluie, pour des événements appariés, le réseau unitaire présente des EMCs et EFs plus élevés que le réseau séparatif pluvial. Les ratios « unitaire sur séparatif pluvial » les plus élevés ont été observés pour les EFs comparativement aux EMCs. Pour tous les paramètres suivis sur les deux sites à l'exception des Cl^- qui sont des ions en solution, les MES présentent le ratio le plus élevé, de l'ordre de 1.90 à 17.3 pour les EMCs et 0.04 à 38.7 pour les EFs, tandis que les valeurs de DCO présentent le plus faible ratio variant de 1.05 à 12.1 pour les EMCs et de 0.12 à 26.9 en ce qui concerne les EFs.

Pour les EMCs, cela s'explique principalement par la contribution significative de l'érosion des dépôts en réseau unitaire alors que l'important volume généré à l'échelle du BV explique les valeurs élevées des EFs à l'exutoire du réseau unitaire comparativement au réseau séparatif pluvial. En effet, les particules s'accumulent par décantation dans le réseau unitaire en temps sec et elles sont remises en suspension lors d'événements pluvieux.

Plusieurs études antérieures ont estimé que la contribution du stock en réseau unitaire représentait 63 % de la pollution totale en MES et 54 % en DBO_5 (Gromaire *et al.*, 2001) alors que Gasperi *et al.* (2010) évaluaient les MES dans une proportion de 47 à 69 % et les HAPs entre 20 % et 80 %, mettant en évidence l'importance de cette source à la pollution urbaine du temps de pluie. Les résultats ont confirmé le rôle important joué par les MES comme traceurs de nombreux polluants en temps de pluie. D'autres approches (non suivies dans cette recherche) relatives à l'exploitation des données de turbidité en réseau unitaire ont renforcé l'importance de l'érosion des dépôts en conduite (Hannouche, 2012; Métadier, 2011). D'ailleurs, des caractérisations plus précises de la vitesse de chute des particules (MES) d'une part, et de la composition et de la dynamique des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment d'autre part, auraient davantage permis de mieux circonscrire cette pollution en vue d'un traitement plus efficace. Pour le réseau unitaire étudié, plusieurs évaluations préliminaires à partir des inspections télévisées des sections de conduite d'égout unitaire indiquent des obstructions à des proportions variant de 15 à 75 %, suggérant la nécessité de procéder prochainement à l'entretien de ce réseau.

Dans un contexte marqué par des modifications significatives des régimes de précipitation et d'urbanisation plus accrue, le récurage des réseaux d'assainissement unitaires devra donc nécessiter plus d'intérêt et d'investissement de la part des décideurs municipaux.

- **Micropolluants**

Outre les métaux lourds et les HAPs plus connus et étudiés dans la littérature, un large panel de micropolluants organiques a été suivi dans les rejets de la surverse d'égout unitaire en temps de pluie (Article 3, chapitre 4).

Les métaux lourds, hormis Hg qui s'est avéré inférieur à la limite de quantification de la méthode analytique utilisée, se sont présentés avec une bonne occurrence (67-100 %) dans tous les échantillons analysés mais avec des concentrations inférieures à celles rapportées dans la littérature (Gromaire *et al.*, 2002; Kafi *et al.,* 2008). Des divergences subsistent toutefois sur les sources de ces micropolluants minéraux dans les eaux urbaines. Les travaux antérieurs dans les centres urbains dense et anciens de Paris (France) (Gromaire, 1998; Kafi *et al.*, 2008) indiquent que les valeurs élevées sont liées à la corrosion du Zn des matériaux de toitures, des gouttières en Zn et Pb et aux résidus de freinage des véhicules. Les travaux de Sabin *et al* (2005) à Los Angeles (États-Unis) sur les eaux de ruissellement urbains ont quant à eux mis en évidence que les dépôts atmosphériques représentent une source importante de traces de métaux dans les centres urbains et contribueraient à hauteur de 57 à 100 % aux flux de métaux (57 % pour Zn; 100 % pour Pb et Ni) dans le ruissellement urbains, ce qui pourrait expliquer les résultats des présents travaux vu que les rejets des surverses combinent eaux usées domestiques et eaux de ruissellement urbain.

Contrairement aux métaux, les HAPs ont été observés à des valeurs proches des limites de détection avec une fréquence d'occurrence de 33 à 67 %. Sur les 18 HAPs suivis, 13 ont été mesurés au moins une fois dans tous les échantillons analysés dont le benzo(j)fluoranthène et le benzo(e)pyrène, deux HAPs qui ne font pas partie de la liste des 16 HAPs de l'US-EPA traditionnellement suivis. Cette observation suggère donc d'élargir la liste des substances à rechercher lors d'une campagne de caractérisation.

Les concentrations maximales mesurées dans cette recherche pour plusieurs substances (fluoranthène, chrysène, phénanthrène et pyrène) sont plus élevées d'un facteur de 2 à 13 que celles mesurées sur un site périurbain en banlieue de Lyon (France) par Angerville (2009), possiblement lié aux occupations de sols, aux activités en cours sur les BV mais aussi à l'érosion des dépôts en stock qui sont une source importante de HAP dans le réseau unitaire selon Gasperi *et al.* (2010). Les sources extérieures aux eaux usées sont évoquées dans la littérature, notamment pyrolytique provenant de la combustion de combustibles fossiles (Bertrand-Krajewski, 2006; Kouzayha *et al.*, 2011). D'autres études expliquent la présence des HAPs dans le réseau unitaire du temps de pluie par le fait qu'ils sont très majoritairement transportés sous forme particulaire (95 % selon Gromaire *et al.*, 2002 et de plus de 85 % selon Gasperi *et al.*, 2011). Ainsi, l'érosion des dépôts en conduite constitue la principale source des HAPs dans les rejets unitaires en temps de pluie (Gasperi *et al.*, 2010).

Pour les autres micropolluants, ils ont été mesurés de façon isolée. Ainsi, le chloroforme et le toluène sont les deux COVs détectés sur 13 suivis avec des occurrences respectives de 67 % et 33 %. Les données de la présente étude indiquent que les concentrations maximales en chloroforme et en toluène sont inférieures aux valeurs mesurées en temps sec sur le même réseau alors que Gasperi *et al.* (2011) observaient des valeurs plus élevées dans un réseau unitaire de temps sec, suggérant que les eaux usées constituent la principale source des COVs dans un réseau unitaire. Ces résultats sont conformes à ceux des travaux précédents (Rule *et al.*, 2006; Wilkie *et al.*, 1996). D'ailleurs, les travaux de Gasperi *et al.* (2011) ont mis en évidence que des 12 COVs analysés, seul le tétrachloroéthylène se mesurait dans tous les échantillons alors que les autres composés s'observaient avec une fréquence d'occurrence relativement faible de 25 à 50 %.

Sur un total de 27 substances dosées, les composés phénoliques se quantifient également de façon isolée avec seulement le phénol et le p-Crésol par des occurrences respectives de 100 % et 67 %. Ces composés, rarement suivis dans les études antérieures, mettent en évidence l'importance de procéder parfois à des caractérisations physico-chimiques sur un large panel de substances ou familles de substances.

Par ailleurs, les concentrations des pesticides organochlorés et des PCBs ont été inférieures à la limite de détection de la méthode analytique utilisée. Cette tendance est observée dans d'autres travaux rapportés dans la littérature, notamment, ceux d'Angerville (2009) qui n'ont pas permis de détecter les pesticides et les PCBs sur un déversoir d'orage. D'autres études antérieures ont mesuré des pesticides à des concentrations proches des limites de détection quoique soulignant la présence quasi systématique du seul diuron dans les rejets unitaires (Becouze, 2010; Birch *et al.*, 2011; Gasperi *et al.,* 2008). Les mesures d'interdiction et la réglementation relatives à l'utilisation de plusieurs de ces composés conjuguées aux limites de quantification des protocoles d'analyse et au peu d'activités industrielles et agricoles sur le territoire à l'étude (ou à proximité) pourraient, entre autres, expliquer l'absence remarquée de ces deux familles de micropolluants organiques dans les RUTP. La tendance à la disparition de ces composés devrait s'accroître avec les pressions sociales au sujet de leurs rejets dans les milieux aquatiques en raison de leurs effets notamment cancérigènes sur la santé humaine.

En définitive, la caractérisation physico-chimique aura permis de mesurer un large panel de polluants dans les rejets unitaires en temps de pluie. La comparaison des concentrations moyennes ou maximales mesurées aux critères de qualité des eaux de surface (mis en place par les autorités gouvernementales) met en évidence le potentiel de danger de plusieurs substances, notamment, le phosphore, l'ammoniac, le fluorure, l'aluminium, le chlore résiduel total, le plomb, le zinc et le pyrène (Article 3, chapitre 4). Selon le paramètre considéré, des facteurs de dilution des rejets avec l'eau du Fleuve SL variant de 1 pour le fluorure jusqu'à 313 pour le phosphore sont donc nécessaires pour rencontrer les critères de qualité des eaux de surface. Tel qu'élaboré dans l'Article 3 du Chapitre 4 de la présente thèse, les caractéristiques des rejets (débit de pointe et volume) et les conditions hydrodynamiques et morphologiques du milieu récepteur sont à considérer pour évaluer le risque réel des rejets sur les écosystèmes récepteurs (Krejci *et al.*, 2005). Cela suggère donc de la prudence dans l'interprétation des résultats et surtout dans leur généralisation car tous les cours d'eau ne présentent pas les mêmes caractéristiques.

6.1.2 Influence des caractéristiques de la pluie sur les indicateurs de la qualité

Les corrélations entre les EMCs ou EFs des polluants classiques (MES, DCO, DBO_5C, P_{tot}, N-TKN et Cl^-) et les variables pluviométriques locales (RD, TR, RI, VD et DAT) ont été analysées à l'échelle des deux BV unitaire et séparatif pluvial. Dans la présente recherche, les caractéristiques des BV sont restées identiques (constantes) pour tous les événements appariés. Les résultats des corrélations indiquent de grandes variabilités entre les sites et entre les EMCs et EFs, en raison notamment de la variabilité observée dans les événements pluvieux considérés

Hormis les Cl^-, l'analyse statistique des corrélations de Pearson sur le site unitaire a mis systématiquement en évidence des corrélations positives significatives (ρ=0.05) entre les EMCs de tous les paramètres qualité et DAT, suggérant que plus la durée de temps sec séparant deux pluies est longue, plus la concentration des polluants est élevée. Les MES sont les paramètres pour lesquels la corrélation est davantage robuste et significative (ρ=0.01). Les résultats montrent également que tous les indicateurs polluants sont corrélés négativement avec RD, TR, RI et VD, mettant en évidence que les pluies de longue durée ou de forte intensité ou occasionnant des volumes ruisselés importants génèrent des ruissellements plus dilués. La même tendance est observée sur le site séparatif pluvial quoique non significative pour les MES et DCO. Ces derniers résultats mettent clairement en avant que les MES et DCO sont majoritairement liés à l'érosion des dépôts accumulés dans le réseau unitaire en temps sec. Très peu d'études se sont focalisées antérieurement sur l'incidence des caractéristiques hydrologiques sur les polluants rejetés à l'aval. Les résultats des travaux rapportés dans la littérature sur des réseaux séparatifs pluviaux appuient les présents résultats (Brezonik et Stadelmann, 2002; Francey *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2013)

L'analyse statistique des données a également montré que les EFs présentent des corrélations positives significatives (ρ=0.05) simultanément à TR et VD pour l'ensemble des paramètres, excepté Cl^- qui présente une corrélation significative très forte (ρ=0.01) avec RI. Ces résultats mettent en évidence que, plus TR et VD sont élevés, plus les EFs générés sont

importants. La forte corrélation des EFs observée simultanément avec TR et VD dans la présente étude n'est pas surprenante, car la hauteur totale de pluie et la variable d'écoulement VD sont linéairement dépendantes. Cette observation a été confirmée par Sabin *et al.* (2005) qui ont trouvé que VD était lié à TR par une droite de régression linéaire simple qui explique 99 % de la variabilité de VD à TR sur le ruissellement en temps de pluie. En réseau unitaire, les volumes significatifs résultant des hauteurs de pluie entrainent des débits importants en réseau, ce qui contribue à éroder les particules accumulées en réseau pendant le temps sec. Par ailleurs, les EFs présentent sur les deux sites des corrélations négatives avec DAT, suggérant que plus la période de temps sec est courte, plus les flux générés sont importants et inversement. En effet, la courte période de temps sec observée dans la présente étude pourrait rapidement créer la saturation des sols et donc contribuer à une augmentation rapide des volumes ruisselés, ce qui génère davantage de flux polluants en réseau unitaire. Cette tendance est confirmée par d'autres travaux rapportés dans la littérature (Brezonik et Stadelmann 2002; Maniquiz *et al.*, 2010)

En définitive, l'analyse statistique des corrélations de Pearson a révélé une nette différence dans la distribution des polluants marquée par des pourcentages de variabilité assez hétérogènes d'un BV à l'autre (unitaire vs séparatif pluvial). L'hétérogénéité des pourcentages de variabilité observée appuie les conclusions de Gromaire (1998), qui rapporte que les caractéristiques de l'événement pluvieux n'expliquent qu'une partie de la variabilité des concentrations et des masses polluantes générées lors d'un événement pluvieux sur le site unitaire du Marais à Paris (France), suggérant la prépondérance des caractéristiques du BV. D'autres travaux rapportés dans la littérature n'ont pas permis de confirmer cette position et ont montré que les corrélations entre les valeurs de EMC et les caractéristiques des bassins versants n'étaient pas significatives (Brezonik et Stadelmann, 2002; Rodriguez-Hernandez *et al.*, 2013). Par ailleurs, bien que présentant les mêmes nature et sens de relation sur les deux sites, les corrélations observées sont davantage plus robustes (significatives) sur le site unitaire comparativement au site séparatif pluvial, autant pour les EFs que pour les EMCs. Ces derniers résultats confirment les observations de Dembélé (2010) relatives à la

Rapport-Gratuit.com

performance des modèles des EFs comparativement à ceux des EMCs, assumant que la masse, produit de la concentration et du volume écoulé, est fortement liée au volume écoulé. Ainsi, selon Métadier (2011), qui a étudié des modèles statistiques en utilisant des données de mesure en continu de la turbidité en réseau d'assainissement unitaire, le nombre plus élevé de pourcentages significatifs expliquant la variabilité des EFs sur le site unitaire suggère que la performance des modèles de flux est meilleure que celle des modèles de concentrations. Outre ces résultats, cette analyse offre une orientation de solution d'abattement du volume déchargé pour la maitrise de la pollution urbaine à l'échelle événementielle et constitue un cadre pour le choix des variables à considérer dans la modélisation statistique de la qualité des eaux, notamment la durée de temps sec pour les EMCs, et la hauteur de pluie ou le volume déchargé en ce qui a trait à la modélisation des EFs. Ces résultats, bien élaborés dans l'Article 2 (chapitre 3), vérifient donc l'hypothèse 1 émise dans la problématique de recherche à savoir que les caractéristiques de l'événement pluvieux influenceraient la génération des EMCs et des EFs de polluants des RUTP à l'échelle d'un BV unitaire.

6.1.3 Outils d'évaluation du risque écotoxicologique des effluents sur le milieu récepteur

Peu d'outils sont disponibles pour évaluer l'impact écotoxicologique des surverses d'égout unitaire sur les milieux aquatiques récepteurs. Dans la présente recherche, la toxicité de l'effluent du déversoir d'orage a été évaluée par une double approche « substances et bioessais ». L'Article 3 (chapitre 4) fait échos de ces résultats.

- **Approche substances**

Les concentrations des substances acquises par la caractérisation physico-chimique ont permis d'identifier les substances à risque pour l'écosystème récepteur et d'en déterminer leur impact potentiel. La caractérisation du risque adoptée dans la présente recherche est basée sur la notion de facteur de dilution, qui tient compte des caractéristiques du rejet et des conditions hydrodynamiques et morphologiques du milieu récepteur (Krejci *et al.*, 2005), notamment le débit de rejet et le débit du cours d'eau récepteur.

Ainsi, un polluant potentiellement dangereux au regard de sa concentration chimique peut s'avérer non toxique pour le milieu récepteur si le facteur de dilution de ce dernier est important pour l'assimiler.

Dans le cadre des présents travaux, les polluants présentant un fort potentiel de danger écotoxicologique à la simple comparaison de leurs concentrations moyennes ou maximales mesurées aux critères de qualité aquatiques n'ont pas révélé de risque écotoxicologique pour les écosystèmes du Fleuve SL récepteur en raison, notamment, du fort pouvoir de dilution de ce dernier. Cette approche diffère nettement de celle répandue dans la littérature qui consiste à comparer directement les concentrations des polluants aux critères de qualité aquatique ou aux NQE pour statuer sur l'impact du polluant sur le milieu récepteur (Becouze, 2010; Gasperi *et al.*, 2011; Sidhu *et al.*, 2012; Zgheib *et al.*, 2012). En effet, cette dernière approche évalue plutôt le potentiel de danger, car l'effluent n'est pas encore en contact avec le milieu récepteur, et les conditions hydrodynamiques de ce dernier ne sont pas prises en compte. Par conséquent, il convient de tempérer l'appréciation de l'impact de l'effluent sur le milieu récepteur en considération de cette approche qui évalue uniquement le potentiel de danger des substances contenues dans l'effluent.

Les rejets de surverse d'égout unitaire étant des mélanges complexes de plusieurs substances agissant en interactions, l'approche « substances » s'avère limitée, car toutes les substances ne peuvent être dosées (coûts élevés, méthodes analytiques, etc), et donc le risque d'en oublier d'autres reste probable. De ce fait, une évaluation de l'effluent pris dans sa globalité a été considérée en plus de l'approche « substances ».

- **Approche bioessais (matricielle)**

Les résultats des essais de toxicité aigue sur les espèces *D. magna* et *O. mykiss* ont permis de conclure que les rejets du déversoir d'orage considéré ne sont pas écotoxiques à court terme. Par contre, les essais de reproduction réalisés sur *C. dubia* et de croissance sur *P. promelas* se sont avérés être sensibles aux eaux usées des surverses, mettant en évidence l'intérêt de réaliser des essais d'écotoxicité chronique. S'il est vrai que plusieurs études ont utilisé

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

l'approche des bioessais pour identifier la toxicité des substances chimiques dans les eaux de ruissellement urbains (Kayhanian *et al.*, 2008; Marsalek *et al.*, 1999; Scholes *et al.*, 2007; Tang *et al.*, 2013), il demeure que très peu d'études se sont focalisées sur l'évaluation des risques écotoxicologiques des surverses d'égouts unitaires sur un écosystème aquatique de surface (Angerville, 2009).

Les résultats des présents travaux n'ont pas mis en évidence de risque pour le milieu récepteur en raison notamment du fort pouvoir d'absorption du milieu récepteur (Fleuve SL). La double approche mise en place ici a souligné la bonne complémentarité entre deux méthodes souvent utilisées séparément. Les résultats détaillés dans l'Article 3 (chapitre 4) ne vérifient donc pas l'hypothèse 2 émise dans la problématique de recherche pour le cas des rejets de la surverse Rolland Terrien eu égard au fort pouvoir de dilution du Fleuve récepteur mais les données de l'étude indiquent que les effets des mêmes rejets seraient dommageables pour un cours d'eau ayant un débit 10 fois moins important que celui du Fleuve SL.

6.1.4 Influence de l'aménagement du territoire urbain sur la génération des flux

L'analyse monovariée de la variable d'écoulement VD en fonction des variables pluviométriques a été utilisée pour décrire la dynamique de génération et de transfert des EFs à l'échelle des deux BV (Article 2, Chapitre 3). Bien que les deux sites suivis présentent des coefficients de ruissellement et des pourcentages d'imperméabilité assez proches (Table 3.1), les résultats ont mis en évidence que la dynamique de mobilisation de VD reste différente d'un site à l'autre pour des événements pluvieux communs. Quelle que soit la variable pluviométrique considérée, les pentes des droites de regression linéaire de VD sont systématiquement plus élévées sur le site unitaire comparativement au site séparatif pluvial, suggérant des VD plus importants à l'échelle du bassin unitaire. Plusieurs facteurs liés à l'aménagement du territoire urbain expliquent cette observation : pente et temps de réponse du bassin, pente de conception des rues et des collecteurs, importance des surfaces imperméabilisées du BV, coefficient de ruissellement, espacement des puisards de rue, etc.

Ces facteurs ou leur combinaison influencent la dynamique d'écoulement des eaux pluviales sur le BV. Dans les secteurs les plus anciens tel le BV unitaire de Longueuil, bâtis vers les années 1920-1930, la conception des rues (largeur excessive, pentes abruptes) et des réseaux d'assainissement se faisait selon des critères purement hydrauliques suivant le principe du « tout à l'égout », favorisant les apports rapides au collecteur contrairement au secteur relativement récent du site séparatif pluvial de Boucherville bâti vers les années 1980-1990. L'aménagement de ce dernier type de secteur intègre généralement des bassins de rétention, des rues moins larges avec peu de puisards ainsi que des aménagements d'espaces verts pour des activités recréatives mais servant également de bassins de rétention en temps de pluie pour réduire les apports rapides des eaux pluviales vers les réseaux d'assainissement. La conception des infrastructures et l'aménagement urbain ont récemment évolué pour intégrer le concept de double drainage mineur (réseau de conduites souterraines) et majeur (en surface) pour anticiper les inondations et de possibles refoulements en milieu urbain. Ainsi les bassins de rétention et les rues sont également considérés comme des éléments du réseau de drainage urbain qui permettent de « soulager » le réseau de drainage classique (souterrain) en temps de pluie.

Pour la présente étude, le type d'aménagement mis en place sur le BV unitaire a contribué significativement à la mobilisation et au ruissellement rapide de VD, entrainant ainsi un débit plus important en réseau unitaire. Ainsi, proportionnellement à l'énergie d'écoulement, cela favorise l'érosion massive des dépôts accumulés en conduite unitaire au cours de l'événement pluvieux, expliquant ici des EFs significativement plus élevés à l'exutoire du site unitaire de Longueuil. Ces résultats suggèrent donc que l'aménagement du territoire urbain incluant les critères de conception des réseaux et des rues influence significativement le mécanisme de production des flux polluants à l'échelle d'un BV. Par conséquent, intégrer de nouvelles approches de gestion qualitative et quantitative des eaux pluviales, par des pratiques de contrôle à la source (non structurales), dans l'aménagement durable du territoire s'entrevoit comme une issue incontournable à exploiter pour réduire le ruissellement urbain et les flux de polluants générés.

Au-delà de la dynamique de génération et de transfert de VD à l'échelle du BV, les présents travaux mettent surtout en lumière la nécessité de repenser l'aménagement de l'espace urbain pour arriver à mieux maîtriser le flux de polluants crées dans les villes. En d'autres termes, quel aménagement du territoire urbain devrait-on préconiser dans le futur pour désengorger les réseaux d'assainissement des secteurs urbains déjà bâtis dans un contexte marqué concomitamment par les CC et la croissance démographique?

Un secteur urbain déjà bâti à l'image des BV suivis dans la présente recherche est constitué des bâtiments, des infrastructures (rues, réseau d'égouts, réseau d'eau potable, etc.), des équipements et de réseaux de transport, d'énergie et de télécommunications, etc. De par cette trame déjà en place, le secteur bâti se caractérise par sa densité tant en activité humaine, économique qu'en services essentiels concentrés le plus souvent dans un espace très vulnérable. Ces secteurs, généralement très anciens, se distinguent également par leur localisation en aval du réseau d'assainissement c'est-à-dire proche du milieu récepteur. Ils sont desservis majoritairement par des réseaux unitaires, combinant à la fois eaux usées domestiques et eaux pluviales.

De ce fait, très peu de flexibilité et d'options sont possibles pour l'aménagement d'un tel territoire pour abattre le ruissellement des eaux pluviales urbaines. Le principe de l'aménagement du secteur urbain déjà bâti repose sur des actions visant alors à diminuer les surfaces imperméabilisées, propices au ruissellement, en favorisant l'infiltration, et donc la rétention. Ainsi, par analogie au développement durable, Cunha (2005) définit le développement urbain comme étant « la mise en place des mesures permettant à la fois le maintien à long terme des ressources naturelles (énergie, matériaux, écosystèmes), le renforcement du lien social et de la solidarité, ainsi que la pérennité des ressources économiques (revenus des personnes, entretien des infrastructures, etc.) ».

Dans ce contexte, la révitalisation ou la densification de par la modification du zonage des secteurs déjà largement bâtis pour intégrer des concepts plus diversifiés favorisant la rétention pluviale et le verdissement se présente comme un incontournable dans un processus

d'adaptation au CC. En effet, les rues et trottoirs de largeur excessive pourraient se voir aménager autrement, soit par la réduction de leur largeur ou par la suppression de trottoir d'un côté de rue pour y installer des espaces verts, des noues, voire des tranchées drainantes. Aussi, la reconstruction de nouveaux bâtiments sur des terrains autrefois zonés industriels ou commercial devra adopter un style de densification davantage en hauteur pour optimiser l'espace urbain et les services déjà disponibles contrairement à l'étalement urbain, qui demande l'extension du réseau dans de nouveaux secteurs dont le développement n'avait pas été initialement prévu et dont les apports additionnels peuvent occasionner une surcharge des réseaux plus anciens en aval. Plusieurs auteurs ont observé que la densification des secteurs déjà bâtis découle principalement du constat de l'étatelement urbain et de ses nombreuses conséquences telles la disparition des terres cultivables, l'impact sur le paysage et les écosystèmes, la consommation des ressources et la pollution ainsi que les impacts sociaux et économiques (Blais *et al.*, 2012; Cunha, 2005; Mailhot et Duchesnes, 2010).

Différents types de pratiques de gestion optimale (PGO) pourraient être érigées pour abattre à la source les volumes générés lors de l'évènement pluvieux : toîts verts, bassins de rétention, verdissement du sol et plantation d'arbres, aménagements paysagers et des cases de stationnement, noues, etc. (Blais *et al.*, 2012; Bressy, 2010; MDDEP, 2011). L'intérêt pour les toits verts se fait de plus en plus grandissant pour ses nombreux avantages, notamment la rétention des eaux pluviales, la filtration des particules, la préservation de la biodiversité, la capacité d'isolation acoustique en plus de limiter les îlots de chaleur en milieu urbain de par son efficacité énergétique. Les travaux de Bressy (2010) sur quatre BV résidentiels à Noisy-le-Grand (France) ont montré que les PGO diminuent substantiellement les volumes d'eau rejetés vers l'aval d'environ 50 % et réduisent les masses de contaminants émises de 20 à 80 % (MES, DCO, BPC, HAP, alkylphénols, métaux traces). Cette réduction de masse est essentiellement liée à la diminution de volume d'eau ruisselée. L'efficacité des PGO est dépendant de l'importance de l'événement pluvieux considéré et fonction du type d'ouvrage mis en place. Le choix d'une PGO doit tenir compte des conditions locales afin de mieux l'intégrer au paysage existant. Aussi, les programmes de renouvellement et de réhabilitation des infrastructures à venir dans ce type de secteur pourraient intégrer des solutions

d'adaptation du réseau d'assainissement au CC, notamment, la mise à niveau du réseau existant par la séparation des réseaux (sanitaire et séparatif pluvial en lieu et place du seul combiné existant), les débranchements de gouttières, la redirection des écoulements vers les surfaces perméables, la rétention en réseau ou hors réseau ou la combinaison de ces mesures. Les économies d'échelle en volume réalisées sur l'ensemble du secteur permettront d'augmenter le niveau de service du réseau de drainage existant dans des sous-secteurs autrefois vulnérables ou ménacés par des refoulements ou des inondations en temps de pluie. Toutefois, les actions requises pour réduire les volumes importants s'avèrent plus complexes et coûteuses dans certains cas, en raison, notamment, de nombreuses contraintes et particularités locales au site. Il reste difficile cependant d'appréhender ces limitations dans une démarche plus générale. Ainsi, il devient nécessaire de réaliser des projets pilotes afin d'analyser de façon plus exhaustive la faisabilité technique et d'évaluer la performance de chacune de ces mesures énoncées plus haut.

Outre ces contraintes techniques et de coûts non étudiées dans la présente recherche, d'autres défis sont à prévoir dans une trame urbaine déjà bâtie, notamment les interventions dans des milieux très fortement urbanisés avec de nombreux réseaux techniques existants, des commerces, des industries, la pression sociale et environnementale liée au refus des citoyens pourraient constituer des contraintes limitatives à l'application de certaines des mesures proposées. La communication sur la démarche et l'adhésion des citoyens sont requises à la réussite d'un projet multidisciplinaire qu'est l'aménagement urbain durable.

6.1.5 Impact des changements climatiques et incertitudes

Les scénarios de CC projetés dans la présente recherche suggèrent concomitamment une majoration de 20 % des intensités maximales des évènements pluvieux actuels et une diminution de 40 % du débit moyen du Fleuve SL récepteur à l'horizon 2050 (2041-2070). Ainsi, l'impact du CC sur la surverse d'égout unitaire a été évalué quantitativement au moyen du modèle hydrologique PC SWMM 2013, et qualitativement par le calcul des indices de risques écotoxicologiques et des EFs des polluants sous l'hypothèse de concentrations

quasi-constantes entre le climat actuel (2013) et le climat futur (2050). Cette hypothèse a été motivée, d'une part, par l'absence de module qualité dans le modèle du réseau étudié, et d'autre part, par le fait que les concentrations moyennes événementielles mesurées dans le climat actuel (2013) sont basées sur la fraction totale de l'échantillon composé de chaque événement pluvieux considéré. Or, les scénarios climatiques futurs suggèrent une hausse des événements pluvieux extrêmes, ce qui entrainera des débordements plus abondants de VD et Q_{cso} sur l'événement pluvieux (Article 4, chapitre 5). Cela suggère que l'échantillon composé du même événement pluvieux serait plus dilué dans le futur ou dans une moindre mesure produira une concentration équivalente à celle du climat actuel.

Du point de vue quantitatif et suivant l'événement pluvieux considéré, les résultats ont mis en évidence une augmentation de VD de 15 à 500 % à l'horizon 2050 en comparaison à la période actuelle (2013) donnant une augmentation moyenne de 139 % sur la période de mai-octobre. La même tendance est observée pour Q_{cso} avec une augmentation de 13 à 148 % établissant une moyenne de 54 % pour les huit événements suivis. Deux principales conclusions découlent de ces résultats. D'abord, les relations entre les modifications dans les précipitations et les variables caractérisant les surverses d'égouts (VD et Q_{cso}) ne sont pas linéaires, confirmant les résultats d'autres travaux antérieurs (Chiew *et al.*, 2011; Nie *et al.*, 2009; Watt *et al.*, 2003). Ensuite, les changements dans les régimes de précipitations nécessitent d'ajuster les critères de conception des infrastructures hydrauliques existantes pour tenir compte de l'impact des CC (débits de pointe plus élévé). En effet, les ouvrages ou infrastructures bâties avec les données de la climatologie passée vont s'avérer insuffisants pour répondre aux sollicitations pluviométriques futures, plus intenses et extrêmes. Cela suggère de possibles refoulements d'égout unitaire ou des inondations urbaines dans les secteurs bâtis les plus anciens ou dans les secteurs ayant un niveau de service limite en climat actuel. Outre ces apports quantitatifs, les résultats observés dans la présente étude suggèrent également une dégradation significative des capacités hydrauliques et environnementales de la surverse étudiée entrainant des apports significatifs de VD au Fleuve récepteur à l'horizon 2050. Cela requiert des actions d'adaptation, notamment la mise en place des pratiques de gestion optimales (PGO) des eaux de pluie en amont sur le BV pour abattre les volumes

excédents au plus près des sources de production. En aval de l'ouvrage de surverse, la dynamique du déversement avec des débits de pointe plus élévés pourrait modifier l'équilibre du milieu récepteur et réduire significativement son pouvoir de dilution en climat futur. Or, tel que discuté dans l'article 4, une réduction du facteur de dilution entrainera une augmentation de l'impact des rejets sur le milieu récepteur.

Du point de vue qualitatif, les EFs des polluants déversés au Fleuve SL récepteur seront 2,24 fois plus importants en climat futur (2050) comparativement au climat présent (2013). Cela a pour conséquence des apports plus abondants de MES, DCO, DBO_5C, des métaux, HAPs et autres COVs au milieu récepteur. Du fait de la diminution de 40 % du débit de ce dernier en lien avec les scénarios de CC, des impacts esthétiques, bactériologiques et physico-chimiques sont également plausibles. Pour quelques polluants présentant une forte affinité avec les particules (MES), une caractérisation plus poussée des sédiments du milieu récepteur offrira davantage d'informations sur l'état réel de ces apports et du milieu récepteur. La littérature n'a pas présenté d'avancée notable sur cette perspective. Aussi, les indices de risque écotoxicologique doubleront en climat futur (2050) en comparaison à la période actuelle (2013). Cependant, les données de la présente étude n'ont pas montré de risque avéré causé par les déversements de la surverse de Longueuil pris seuls, en raison notamment du fort pouvoir de dilution du Fleuve SL.

En définitive, l'étude d'impacts des CC a montré la vulnérabilité du réseau par la dégradation de ses capacités tant hydrauliques qu'environnementales. Les résultats suggèrent des actions d'adaptation à court et moyen termes afin de mieux maitriser les volumes générés à l'échelle du BV. Les résultats détaillés dans l'Article 4 (chapitre 5) vérifient bien l'hypothèse 3 émise dans la problématique de recherche à savoir que les CC dégraderaient davantage les conditions actuelles du réseau d'assainissement étudié et l'impact des rejets sur le milieu récepteur. Cette étude permet également de conclure que les effets quantitatifs et qualitatifs du CC dans le drainage en milieu urbain sont liés. Ainsi, agir sur la réduction des variables quantitatives (volume, débit) suggère de facto la réduction des impacts qualitatifs sur le milieu récepteur.

Il convient, toutefois, de tempérer l'interprètation de ces résultats en raison, notamment, de nombreux facteurs d'incertitudes.

D'abord, les scénarios de CC considérés dans la présente recherche sont issus des modèles climatiques qui sont sujets à plusieurs sources d'incertitudes. Si plusieurs études s'accordent sur l'augmentation des pluies extrêmes dans le futur, il demeure en revanche que l'amplitude de cet accroissement varie d'une étude à l'autre en raison, notamment, d'une grande variété d'hypothèses, de scénarios, d'options de modélisation ou encore d'échelles de temps et d'espace. Plusieurs auteurs ont montré que les modèles climatiques constituent les sources principales d'incertitudes dans les études d'impact du CC (Chen *et al.*, 2013; Déqué *et al.*, 2007; Kay *et al.*, 2009; Teutschbein *et al.,* 2011; Wilby et Harris, 2006). Les MRCC utilisés pour les projections futures ne demeurent pas en reste de cette réalité.

Ensuite, le modèle d'impact (PC SWMM 2013) utilisé pour modéliser les rejets de la surverse unitaire contribue également aux incertitudes sur les résultats finaux en raison de la simplification du réseau d'égout unitaire, du BV ainsi que de possibles erreurs humaines dans la cueillette des données d'observation (pluies, débits) ayant conduit au calage du modèle. Des erreurs de 0 à 18 % et de 1.14 à 24 % observées respectivement dans VD et Q_{cso} lors du calage du modèle d'impact (Article 4, chapitre 5) pourraient engendrer des incertitudes sur les résultats finaux. D'ailleurs, d'autres travaux estiment que les incertitudes liées à la modélisation hydrologique sont prédominantes dans une étude d'impact des CC (Wilby, 2005). Outre les incertitudes liées à la structure des modèles et des données d'entrée considérées, la prise en compte des cascades d'incertitudes (Figure 1.2, Chapitre 1) à diverses étapes d'une telle démarche constitue ainsi la principale difficulté des études d'impacts du CC (Boé, 2007). Pour ces raisons, il convient de rester prudent sur l'interprétation des valeurs d'évolution fournies dans la présente étude d'impacts du CC, quoiqu'elles permettent d'offrir des pistes quant aux ordres de grandeurs impliqués.

Rapport-Gratuit.com

6.2 Contribution à l'avancement des connaissances et originalité de la recherche

La synthèse des principaux résultats en lien avec les travaux antérieurs a permis de mettre en évidence la contribution de la présente recherche à l'avancement des connaissances dans le domaine de la caractérisation des RUTP et de leur potentiel impact sur le milieu récepteur.

6.2.1 État des connaissances sur l'impact des changements climatiques sur les surverses d'égout unitaire

Les travaux antérieurs sur les impacts potentiels des CC sur les surverses d'égouts unitaires ont porté sur l'estimation de la fréquence et la durée des débordements (Fortier et Mailhot, 2014; Patz *et al.*, 2008). Peu d'études se sont orientées vers l'estimation des volumes déversés (VD), des débits de pointe (Q_{cso}) et encore moins vers l'évaluation qualitative des rejets des déversoirs d'orage.

Dans une approche de gestion de risque basée sur les scénarios de pluies futures, la présente recherche a évalué la sensibilité d'un réseau unitaire sous différents horizons temporels afin de planifier plus prudemment les orientations en termes d'investissements à court, moyen et long termes. Ainsi, de la connaissance précise des enjeux liés aux RUTP à partir de l'évaluation des risques qu'ils représentent tant en climat actuel qu'en climat futur, la recherche apporte une contribution sur laquelle les travaux futurs pourraient s'appuyer. Ces avancées, de par la prévision, la critique et l'anticipation qui les caractérisent, constituent un apport scientifique de ce travail. Pour les opérationnels, cela permettra de mieux maitriser la pollution des RUTP, de gérer le développement du territoire et de mieux orienter les investissements présents et futurs.

6.2.2 État des connaissances sur les outils de gestion de la pollution des RUTP

La maitrise des effluents non traités déversés au milieu récepteur passe par une gestion plus efficace des eaux de ruissellement à l'échelle du BV. Jusqu'à ce jour, l'évaluation de l'impact des RUTP sur les cours d'eau récepteur a été majoritairement basée sur la

comparaison des concentrations des polluants aux NQE (Gasperi *et al.*, 2011; Becouze, 2010; Sidhu *et al.*, 2012; Zgheib *et al.*, 2012, etc.). Cette approche relativement simple ne tient compte ni des caractéristiques intrinsèques du rejet (débit, volume), ni de celles du milieu récepteur, notamment le pouvoir de dilution ou non de ce dernier. En outre, la seule connaissance de la composition physico-chimique d'un rejet ne permet pas de connaître son impact écologique sur le milieu récepteur. Ainsi, la présente recherche a proposé un outil d'évaluation plus cohérent en suggérant une double approche d'évaluation des risques écotoxicologiques des effluents urbains, soit la combinaison des approches substances et bioessais. Son application au cas particulier des rejets d'une surverse de la Ville de Longueuil (Québec, Canada) a montré la robustesse de cette démarche pour l'évaluation des mélanges complexes tels que ceux observés aux déversoirs d'orage. Outre l'évaluation intrinsèque de l'effluent urbain dans sa globalité et de l'impact réel des substances qu'il contient, la contribution à l'amélioration d'une méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques (ÉRÉ) adaptée aux mélanges complexes constitue un apport à l'avancement de la science et de la pratique dans ce domaine qui est encore au stade de « tâtonnement ». En effet, les études antérieures sur les RUTP ayant porté majoritairement sur les aspects physico-chimiques, la connaissance du volet écotoxicologique reste encore à explorer tant en résultat qu'en méthodologie.

Par ailleurs, plusieurs travaux antérieurs ont souligné le rôle primordial joué par les MES comme principal vecteur des polluants en temps de pluie. En raison du coût élevé des campagnes de mesure et de la difficulté de suivi de toutes les substances contenues dans un effluent urbain, la modélisation s'annonce comme une alternative sans équivoque. La présente recherche a proposé des modèles statistiques simples basés sur la régression linéaire pour exprimer la variabilité des flux et des concentrations événementiels des polluants organiques (DCO, DBO_5C) et substances nutritives (N-NTK, P_{tot}) en fonction de ceux des MES. Ainsi, le choix d'une solution technologique pour l'abattement des MES permettra de réduire également ces polluants. Outre ces avancées, la recherche fournit un cadre d'analyse et de choix des variables à intégrer dans un modèle de calcul des flux. Dans le même ordre d'idée, la modélisation hydologique de l'impact du CC constitue une avancée à la science de

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

par la prévision à différentes échelles temporelles. D'ailleurs, plusieurs études (Kanso, 2004; Métadier, 2011; Mourad, 2005) concluent que l'introduction de la modélisation dans l'évaluation de la contamination à l'échelle des BV constitue une avancée significative. Elle permettra d'appréhender à des échelles spatiales plus vastes et non jaugés ou à l'échelle du BV, les processus et le devenir des polluants des RUTP.

Comme retombées pour les opérationnels ou l'industrie, les outils de prédiction présentés dans le cadre des présents travaux établiront un nouveau cadre d'opportunité pour la prise de mesures ciblées visant à maitriser les RUTP.

6.2.3 État des connaissances sur la pollution en micropolluants dans les RUTP

Les paramètres globaux, les métaux lourds et la famille des HAPs étaient déjà bien suivis et documentés dans les travaux antérieurs comme en témoigne la revue de littérature. Cependant, l'état des connaissances actuelles de plusieurs familles de micropolluants organiques telles les pesticides, les BPC, les COVs et les composés phénoliques dans les rejets de déversoir d'orage est particulièrement limité. Dans la littérature récente, seuls Becouze (2010) à Lyon (France), Gasperi *et al.* (2008) à Paris (France) et dans une moindre mesure Birch *et al.* (2011) à Copenague (Danemark) ont évalué de nombreux polluants sur un réseau unitaire du temps de pluie. Or, en temps de pluie, ces substances se retrouvent aussi dans les eaux de pluie, et contribuent donc dans une large proportion à la pollution des milieux récepteurs. De par la caractérisation physico-chimique d'un large panel de ces substances ayant permis d'estimer leurs EFs et leur risque écotoxicicologique sur les écosystèmes du milieu récepteur, cette recherche contribue ainsi à l'amélioration et à l'avancement des connaissances sur la présence de ces substances polluantes dans les effluents urbains.

Ainsi, comme retombées, les données acquises dans cette recherche permettront aux opérationnels, aux gestionnaires et aux scientifiques de disposer de données vérifiées et validées nécessaires pour le choix des nouvelles technologies de traitement et de gestion des

eaux pluviales. Cette base de données sur les contaminants palliera un manque dans ce domaine au Canada et ailleurs dans le monde pour plusieurs substances rarement rapportées dans la littérature.

6.2.4 Originalité de la recherche

Dans une approche variée balayant l'intégralité du cycle de l'eau urbaine, cette recherche présente une vision intégrée du devenir de nombreux polluants minéraux, organiques, nutritifs, etc. depuis leur émission sur le BV jusqu'au milieu récepteur. L'étude s'intéresse plus particulièrement au processus de production et à la dynamique de transfert des polluants générés sur les surfaces imperméabilisées urbaines, et à leur devenir dans les milieux récepteurs. La recherche étudie simultanément la qualité des eaux à différentes échelles sptatiales (BV unitaire et séparatif pluvial), à différents horizons temporels (climat actuel et climat futur) pour des événements pluvieux communs.

Ce type de démarche, est peu adopté dans la même étude pour caractériser un effluent municipal. Ainsi, l'originalité de la présente recherche réside notamment dans :

- la démarche scientifique incluant à la fois l'expérimentation et la modélisation prévisionniste. Une telle approche est peu rapportée dans la littérature pour les études de polluants en milieu urbain;
- l'approche méthodologique novatrice qui vise d'abord à caractériser plus finement, pour des événements pluvieux communs, les RUTP provenant de BV distincts et ensuite d'évaluer les risques écotoxicologiques qu'ils représentent pour les écosystèmes récepteurs sous les climats actuels et futurs est novatrice. De plus, cette démarche est transférable à d'autres contextes tels les rejets hospitaliers, les déversements des hydrocarbures industriels, etc.;
- la connaissance et la compréhension de plusieurs phénomènes pouvant expliquer des questionnements scientifiques. L'analyse de l'influence des variables de la pluie sur les EMCs et EFs en temps de pluie proposée dans cette recherche en constitue une illustration. Elle met en évidence une nouvelle approche pour une maitrise à la source de

la pollution liée aux RUTP. Elle se fonde sur une gestion hydrologique du ruissellement sur le BV pour analyser son incidence sur les polluants rejetés à l'aval. Le but visé est d'abord de mieux comprendre les phénomènes et ensuite d'orienter le choix et la conception des dispositifs de gestion en amont, c'est à dire au plus près de la source de production des polluants.

Comme retombées, les résultats acquis dans cette recherche serviront de données de base aux gestionnaires et aux opérationnels en vue d'envisager de nouvelles technologies de traitement ou de moduler les technologies de traitement existantes. Aux décideurs, l'étude permet de mieux orienter les stratégies d'investissement et de développement du territoire urbain alors qu'elle ouvre la porte à d'autres questionnements et perspectives de recherche en ce qui a trait aux scientifiques.

6.3 Perspectives de recherche

Au delà des apports purement scientifiques de la connaissance de la dynamique des polluants en milieu urbain et de la compréhension de leur devenir sur l'ensemble du cycle de l'eau urbaine, des questionnements surgissent de ces avancées en raison notamment de l'état relativement restreint des connaissances actuelles, des évolutions technologiques, des pratiques de gestion des eaux pluviales, du traitement des eau pluviales ou encore de la prise en compte des pressions sociales liées aux risques environnementaux. Ainsi, les perspectives de recherche s'inscrivent dans la continuité des grands axes abordés dans la présente recherche.

6.3.1 Caractérisation des MES et des dépôts en réseau unitaire

La présente recherche a permis de mettre en évidence la contribution significative des dépôts accumulés dans le réseau unitaire et que les MES constituent le principal vecteur de la pollution des rejets unitaires en temps de pluie de par le rôle joué en tant que porteurs et traceurs de nombreux polluants (DCO, DBO_5C, N-NTK, $P_{tot,}$). En réseau unitaire, les particules sédimentent et sont remises en suspension lors de l'événement pluvieux. Toute la

dynamique entourant l'évolution des polluants en réseau, leur accumulation en temps sec et leur remise en suspension en temps de pluie a connu peu d'intérêt dans la littérature récente lors des campagnes de caractérisation des RUTP (Gromaire, 1998). Ainsi, dans une perspective de traitement par décantation ou par filtration des rejets unitaires non traités véhiculés au milieu récepteur en temps de pluie, une meilleure connaissance de la distribution des vitesses de chutes des particules (MES) s'avère nécessaire.

Dans la continuité de cette voie d'approfondissement, une caractérisation plus précise de la localisation, de la composition et de la dynamique des dépôts stockés dans le réseau unitaire permettrait de mieux circonscrire cette pollution en vue d'un traitement plus efficace. Peu de travaux se sont intéressés par le passé à cette problématique qui a non seulement des impacts environnementaux sur le milieu récepteur mais également des conséquences hydrauliques de par la réduction de la capacité hydraulique des collecteurs unitaires suggérant de possibles refoulements ou inondations dans des secteurs urbains déjà vieillissants.

6.3.2 Gestion et maitrise à la source de la pollution urbaine

Dans la contribution de l'Article 2 (chapitre 3), la recherche s'est intéressée à l'analyse de l'influence des caractéristiques de la pluie sur les EMCs et EFs. Cette analyse a mis en évidence l'importance du volume ruisselé dans la génération des flux polluants à l'exutoire du BV. Cependant, ces résultats acquis en réseau à l'exutoire du BV portent sur la surface totale du BV. Dans cette action préliminaire, la recherche n'a pas évalué l'incidence des variables hydrologiques sur les polluants générés par type de surface imperméable ou d'occupation des sols. Pour approfondir cet axe de recherche, il serait nécessaire d'analyser plus finement l'incidence hydrologique de chaque type de surfaces imperméabilisées (toitures, quartier résidentiel, rues, boulevards ou autoroutes, zone industrielle, zone commerciale, etc.) à la contamination des rejets urbains. Peu de travaux ont tenté d'investiguer cette voie dans l'optique d'une maitrise à la source de la pollution liés aux effluents urbains. Seuls Maniquiz *et al.* (2010) (Corée du Sud) et Brezonik et Stadelmann (2002) (États-Unis) ont amorcé des travaux sur ce sujet. Cette perspective aurait

pour finalité la compréhension des phénomènes en jeu sur le BV afin de mieux orienter le choix et la conception des dispositifs de gestion au plus près de la source de pollution.

6.3.3 Évaluation du risque écotoxicologique de l'effluent urbain non traité

L'étude a proposé une évaluation des risques écotoxicologiques de l'effluent par une approche couplée « substance et bioessais ». Les résultats ont mis en avant la robustesse de cet outil dans la gestion des mélanges complexes. Les bioessais sont des essais normalisés conduits sur des organismes de milieu récepteur avec l'effluent brut. Des améliorations sont nécessaires sur plusieurs points : (1) les essais d'écotoxicité chroniques devront être réalisés de préférence sur des organismes ne nécessitant pas la filtration préalable de l'échantillon (ce qui est le cas de *C. dubia*) compte tenu de l'importance de la fraction particulaire dans l'écotoxicité de ce type d'effluent; (2) l'écotoxicité indirecte liée à la bioaccumualtion potentielle de certains polluants dans les chaines trophiques devra être prise en compte; (3) l'accumulation de certains polluants comme les métaux lourds ou les PCBs dans les sédiments, qui peut conduire à terme à un impact sur les organismes de ce compartiment, devra être intégrée à la réflexion notamment en ce qui a trait au choix des biomarqueurs et des bioindicateurs du milieu récepteur; (4) la prise en compte d'autres rejets éventuels dans le même milieu récepteur devra être intégrée.

6.3.4 Efficacité épuratoire des technologies de traitement vis-à-vis des micropolluants

Les résultats de la caractérisation physico-chimique de l'effluent unitaire en temps de pluie ont mis en évidence une large panoplie de polluants urbains. Outre les paramètres globaux déjà largement suivis, les micropolluants minéraux (métaux lourds) et les micropolluants organiques (HAPs, pesticides, BPC, COVs, composés phénoliques) ont ont été mesurés à des concentrations comparables à la littérature. Si les indicateurs usuels des effluents des stations d'épuration (STEP) (MES, DCO, P_{tot}, NTK, etc.) sont bien connus et réglémentés, ce n'est pas encore le cas des micropolluants (métaux, HAPs, etc.). En effet, les technologies actuelles de traitement des eaux usées des villes sont d'abord conçues sur la base des charges domestiques du temps sec, et donc leur efficacité en dépend. Au delà des données de résultats

purement techniques qui dressent le portrait global des polluants urbains, des questionnements subsistent d'une part, sur l'efficacité épuratoire des technologies de traitements existentes vis-à-vis des affluents unitaires de temps de pluie, et d'autre part, sur le type de technologies de traitement à considérer pour abattre plus spécifiquement les micropolluants du temps de pluie. En effet, lors des événements pluvieux, les STEP sont exposées à de fortes variations de charges hydrauliques ainsi que des polluants en interaction dans les eaux usées. Or, les projections de CC disponibles suggèrent une augmentation des événements de précipitation extrêmes pour plusieurs régions du globe. De ce fait et afin de pallier les déversements réguliers et abondants vers les milieux récepteurs, deux approches de solutions techniques sont envisageables pour une gestion en « aval » au niveau des ouvrages de traitement (en opposition à une gestion en « amont » près des sources de pollution sur le BV).

La première, la plus classique et la plus couramment utilisée consiste à construire des bassins de rétention/traitement pour réduire les débits de pointe, et donc le pic hydraulique lors des épisodes pluvieux. Bien que répondant à la fonction hydraulique en temps de pluie, des études récentes ont montré, d'une part, que les bassins de rétention accumulent plusieurs micropolluants au fil des années, et d'autre part, le retour des eaux peut avoir un impact sur l'efficacité de certains unités de traitement. Dans une étude des sédiments accumulés depuis six ans dans un bassin de rétention, Sébastien (2013) a mis en évidence que les sédiments sont assez chargés tant en métaux, HAPs qu'en 4-Nonylphénol, BDE209 et Diuron. Au regard des effets néfastes de ces polluants sur la santé humaine, il est indiqué de s'inquiéter sur l'état de nombreux bassins construits dans les zones résidentielles. Du point de vue de leur traitement, les travaux de Maruejouls *et al.* (2010) sur la caractérisation de la vidange d'un bassin de rétention d'eaux de débordement de réseaux unitaires démontrent que, quoiqu'ayant des propriétés physico-chimiques (MES et DCO) similaires aux eaux de temps sec, les eaux usées en provenance du bassin décantent moins bien, suggérant des répercussions sur l'efficacité du décanteur primaire et la quantité de boues générées. Ces observations remettent en question l'option traditionnelle selon laquelle les bassins de rétention seraient de bonnes pratiques pour le traitement qualitatif des RUTP.

La seconde approche consiste à épurer une grande quantité d'eaux usées de temps de pluie à la STEP. Des modulations ou modifications des technologies existantes pourraient être requises pour traiter cette pollution du temps de pluie d'autant plus qu'il existe plusieurs technologies de traitement avec autant de modes de fonctionnement. Peu d'études en lien avec les RUTP se sont véritablement intéressées à cette seconde approche (Gasperi *et al.*, 2010; Gilbert *et al.*, 2012), d'où la perspective d'une évaluation de l'efficacité épuratoire des technologies de traitement par temps de pluie des micropolluants du réseau unitaire.

6.3.5 Efficacité des stratégies d'aménagement du territoire urbain futur

La recherche a mis en lumière l'influence de l'aménagement du territoire dans la génération des volumes ruisselés à l'échelle du BV. Plusieurs PGO et stratégies d'aménagement de l'espace urbain déjà bâti ont été proposées. Cependant, la recherche n'a pas permis d'évaluer l'efficacité et la contribution de chacune des PGO à la diminution du volume généré. Compte tenu des volumes importants en jeu, et du fait de l'accroissement des surfaces imperméabilisées dans les villes et du CC, il devient impératif de s'attarder sur les options d'aménagement du territoire urbain pour assurer un drainage adéquat des eaux pluviales. Ainsi, cette perspective de recherche future a pour but, d'une part, d'analyser différentes options d'aménagement urbain durable et, d'autre part, d'évaluer l'efficacité des PGO dans la maitrise de la pollution urbaine du temps de pluie. Outre Bressy (2010), qui s'est attardée sur l'évaluation des effets de différents modes de PGO en amont sur le BV, la littérature rapporte peu d'expériences sur l'étude de l'efficacité des stratégies d'aménagement de l'espace urbain dans la maîtrise des polluants rejetés au milieu récepteur en temps de pluie.

6.4 Limites de la recherche

Au terme de la présente recherche, il convient de mentionner certaines réserves dans l'appréciation des résultats. L'étude présente une évaluation des risques écotoxicologiques de l'effluent urbain non traité basée sur le facteur de dilution le plus critique pour les écosystèmes du milieu récepteur. Ici, les facteurs de dilution ont été déterminés en considération de 100 % du débit d'étiage du Fleuve SL sous l'hypothèse d'une dilution

parfaite de l'effluent dans le milieu récepteur. Il convient cependant de noter que la dilution parfaite n'est valable que pour une zone de mélange suffisamment éloignée (variant de zéro à plusieurs kilomètres) permettant le mélange complet des flux. Dans le panache en aval immédiat du rejet, il y a donc une concentration plus importante, et possiblement un impact plus important sur les organismes aquatiques. Sans une étude plus approfondie, l'impact dans cette zone de mélange se situera entre l'impact de l'effluent lui-même (pur) et l'impact en aval du panache de dispersion. Cette vision pourrait être améliorée par une meilleure caractérisation du panache de dispersion, et donc de l'exposition, par des spécialistes de l'hydraulique des cours d'eau. Si plusieurs organismes aquatiques dont les poissons peuvent fuir le panache de dispersion, ce n'est pas le cas pour les organismes fixés. Dans la présente étude, les contraintes administratives et techniques d'intervention sur le milieu récepteur (juridiction et de gestion du Fleuve SL, sécurité des personnes en rapport avec la circulation maritime notamment en été sur ce cours d'eau, etc.) n'ont pas permis de mener une étude hydrodynamique sur le Fleuve SL au point de rejet de l'effluent pour déterminer le facteur de dilution. Ainsi, il a été considéré que le mélange complet de l'effluent dans le milieu se produit rapidement pour ces rejets « multiples » situés sur le même tronçon du cours d'eau de débit moyen relativement élévé (≈ 8 300 m^3/s). Par conséquent, la détermination d'une zone de mélange n'a pas été nécessaire, car le mélange est présumé uniforme dans la masse d'eau réceptrice. Autrement, la détermination d'une zone de mélange de l'effluent est requise.

Les discussions sur les impacts des CC sont généralement centrées sur les projections mondiales ou régionales et offrent peu d'informations sur les mesures disponibles d'adaptation ou d'atténuation pour les planificateurs locaux. Par conséquent, il est prudent de considérer que ces tendances peuvent fluctuer ou persister dans l'avenir et de concevoir des infrastructures nouvelles ou aménagées pour tenir compte des flux futurs potentiellement plus élevés. Enfin, pour l'horizon futur, la présente recherche, qui a focalisé plus spécifiquement sur l'impact du CC, n'a pas évalué l'apport futur de la croissance démographique et de l'urbanisation dans les charges rejetées au milieu récepteur.

Rapport-Gratuit.com

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les effets conjugués de l'urbanisation grandissante des Villes entrainant l'augmentation des surfaces imperméabilisées ainsi que des changements significatifs dans les régimes de précipitations contribuent à la modification du ruissellement en milieu urbain et à l'augmentation de la rapidité des apports vers les cours d'eau récepteurs. Le régime hydrique naturel et l'état écologique de ces derniers deviennent de plus en plus inquiétants avec le débordement chronique des réseaux d'égouts unitaires en temps de pluie, et cette tendance devrait augmenter. L'objectif global de la thèse était d'améliorer les connaissances sur les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et les outils d'évaluation de leurs impacts sur le milieu récepteur. Le projet de recherche a été divisé de façon à répondre à trois objectifs spécifiques découlant des hypothèses posées, et consistant respectivement à :

- analyser l'incidence des variables pluviométriques sur les concentrations moyennes événementielles (EMCs) et les flux événementiels (EFs);
- évaluer, par une approche couplée « substances et bioessais », les risques écotoxicologiques des rejets d'une surverse d'égout unitaire sur les écosystèmes aquatiques récepteurs;
- évaluer tant quantitativement que qualitativement l'impact des changements climatiques (CC) sur les surverses d'un égout unitaire.

Ainsi, une approche méthodologique intégrant à la fois plusieurs polluants ou familles de polluants, deux échelles spatiales (unitaire et séparatif pluvial) et différents événements pluvieux communs a été adoptée. En effet, l'étude a caractérisé simultanément pour des événements pluvieux communs les rejets d'un réseau d'égout unitaire et d'un réseau séparatif pluvial de deux bassins versants distincts de l'agglomération de Longueuil (Québec, Canada). Un large panel de paramètres de pollution (n=125) et quatre bioessais ont été considérés. Une double approche « substances et bioessais » a été suivie pour analyser les risques écotoxicologiques des rejets tant pour le climat actuel que pour le climat futur. La recherche a ainsi mis en évidence les résultats suivants.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Variabilités des EMCs et EFs

L'analyse des données expérimentales a souligné de grandes variabilités intra-site, inter-sites et inter-événements des EMCs et EFs des MES, DCO, DBO_5C, P_{tot} et N-NTK, en raison notamment de la variabilité des événements pluvieux suivis. Les résultats ont mis en évidence la contribution significative de l'érosion des dépôts accumulés dans le réseau unitaire en temps sec, suggérant des actions de récurage de ce réseau. Pour tous des événements appariés, les valeurs des EMCs ou des EFs des paramètres suivis sont significativement plus élevées dans les rejets unitaires comparativement aux rejets séparatifs pluviaux. Ainsi, les MES présentent le ratio le plus élevé, de l'ordre de 1.90 à 17.3 pour les EMCs et de 0.04 à 38.7 pour les EFs, tandis que les valeurs de DCO présentent le plus faible ratio variant de 1.05 à 12.1 pour les EMCs et de 0.12 à 26.9 pour les EFs. Cependant, les rejets pluviaux séparatifs contiennent des coliformes fécaux et totaux dans des proportions significatives, voire même similaires à celles d'une surverse unitaire.

Influence des varaiables hydrologiques sur les EMCs et EFs

L'analyse statistique des corrélations de Pearson entre les EMCs/EFs et les caractéristiques pluviométriques a indiqué que la variable pluviométrique prépondérante pour prédire les EMCs est la durée de temps sec précédant la pluie (DAT) à concurrence de 61 % en moyenne pour les matières organiques (DCO, DBO_5C) et les nutriments (P_{tot}, N-NTK) suivis à l'exception des chlorures alors que celles dominantes pour estimer les EFs sont la hauteur de pluie (TR à 69 %) et le volume déchargé (VD à 57 %). En effet, des corrélations positives et significatives (ρ=0.05) ont été observées entre les EMCs et DAT alors que les EFs suivent la même tendance simultanément avec TR et VD. Ces résultats démontrent que les facteurs pluviométriques simples influencent les indicateurs communs de la qualité (EMCs et EFs) et constituent de bons prédicteurs à considérer dans le choix des variables pour la modélisation statistique de la qualité des RUTP.

La méthode de régression linéaire simple a mis en évidence que les MES issues du réseau unitaire et, dans une moindre mesure, celles des eaux de ruissellement adsorbent une part

importante de matières organiques (DCO, DBO_5C) et de nutriments (P_{tot}, N-NTK) et jouent, de ce fait, le rôle de traceurs. D'ailleurs, 97 % de la variabilité des EFs de ces polluants sont expliqués par celle des MES, suggérant que le choix d'une solution technologique pour l'abattement des MES permettra de réduire également ces polluants.

L'analyse monovariée du volume ruisselé en fonction des variables pluviométriques a mis en évidence la dynamique de génération des EFs sur les deux sites. Ceci est lié à l'importance de l'aménagement du territoire et des pentes de conception des rues et du réseau d'assainissement. Ces aspects contribuent à la mobilisation rapide du volume à l'échelle du bassin versant, ce qui augmente le débit transité en réseau unitaire générant ainsi significativement les apports de polluants à l'exutoire. Cette dynamique engendre des effets considérables sur la génération des flux polluants en temps de pluie et permet de conclure que les flux polluants des RUTP rejetés vers les milieux récepteurs augmentent avec l'aménagement du territoire.

Par conséquent, intégrer les nouvelles approches de gestion qualitative et quantitative des eaux pluviales, par des pratiques de contrôle à la source (non structurales) dans l'aménagement durable du territoire, s'entrevoit comme une approche incontournable pour réduire le ruissellement urbain. Aussi, les critères de conception des canaux de transfert des eaux (rues, réseaux d'assainissement, etc.) devront être révisés en adoptant des pentes plus douces pour retarder les apports au milieu récepteur.

Évaluation écotoxicologique des rejets de la surverse d'égout unitaire

Une double approche « substances et bioessais » a été proposée pour l'évaluation des risques liés aux rejets des surverses d'égout unitaire. Son application aux rejets non traités de la Ville de Longueuil a montré la bonne complémentarité entre deux méthodes utilisées jusqu'ici séparément pour évaluer la qualité des eaux usées urbaines. Les résultats ont mis en évidence que les rejets de la surverse d'égout unitaire Rolland-Therrien de la Ville de Longueuil sont non toxiques pour le Fleuve Saint-Laurent (SL), principalement lié au fait que les surverses sont caractérisées par de faibles débits comparativement au débit du fleuve SL qui exerce, de

ce fait, un fort pouvoir de dilution de ces rejets. Ainsi, aucun risque pour le milieu récepteur n'a été appréhendé assumant que les rejets de ce réseau de Longueuil ont des impacts marginaux sur le Fleuve récepteur. En revanche, les données de l'étude ont montré que les rejets du CSO de Longueuil présenteraient un risque écotoxicologique s'ils étaient déversés dans un autre cours d'eau ayant un débit d'environ dix fois plus faible que le débit critique moyen du Fleuve SL, confirmant que l'impact d'un rejet sur le milieu récepteur est fonction des conditions hydrodynamiques et morphologiques du milieu récepteur.

L'approche « substances » a mis en lumière la criticité de certaines substances qui devront faire l'objet d'une surveillance plus spécifique en raison de leur potentiel de danger : P_{tot}, Al, chlore résiduel total, Cr, Cu, Pyrène, $N\text{-}NH_4^+$, Pb et Zn alors que les résultats de l'approche « bioessais » sur les espèces *D. magna* et *O. mykiss* ont permis de conclure que les rejets de cette surverse unitaire ne sont pas écotoxiques à court terme. Par contre, les essais de reproduction réalisés sur *C. dubia* et de croissance sur *P. promelas* se sont avérés être sensibles aux eaux usées de cette surverse, mettant en évidence l'intérêt de réaliser des essais d'écotoxicité chronique.

En définitive, cette démarche a mis en lumière que la surveillance de la qualité des RUTP par la méthode couplée « substances et bioessais » constitue un outil intéressant en vue de l'évaluation globale des risques écotoxicologiques, présents et futurs, liés à ce type de mélanges complexes.

Impact des changements climatiques

Les scénarios de CC projetés dans la présente recherche suggèrent concomitamment une majoration de 20 % des intensités maximales des évènements pluvieux actuels et une diminution de 40 % du débit moyen du Fleuve SL à l'horizon 2050 (2041-2070). L'application du modèle PCSWMM 2013 au bassin unitaire Rolland-Therrien de Longueuil pour les événements pluvieux de la période de mai-octobre a mis en évidence les résultats suivants. La calibration du modèle d'impact a été performante pour les événements extrêmes de fortes intensités comparativement aux événements totalisant une faible hauteur ou de

faibles intensités maximales aux cinq minutes pour lesquels le modèle reproduit moins bien les volumes déchargés (VD) et les débits de pointe (Q_{cso}). Cela suggère la difficulté de modélisation de faibles événements pluvieux pourtant nocifs, car entrainant des déversements plus concentrés au milieu récepteur.

Ainsi, selon les événements pluvieux considérés, une augmentation de VD de 15 à 500 % a été observée à l'horizon 2050 comparativement au climat actuel (2013). Pour les événements pluvieux de la période de mai-octobre considérée, VD croît en moyenne de 139 % à l'horizon 2050. Pour le débit de pointe, une augmentation de 13 à 148 % a été observée à l'horizon 2050 donnant une moyenne de 54 % en climat futur pour la période suivie. Ces résultats mettent en évidence que (i) les relations entre les précipitations et les variables caractérisant les surverses d'égouts (VD, Q_{cso}) ne sont pas linéaires et (ii) les changements dans les régimes de précipitations nécessitent d'ajuster les critères hydrologiques de conception des infrastructures hydrauliques pour tenir compte de l'impact des CC.

Les EFs de polluants déversés au Fleuve SL par cette surverse seront 2.24 fois plus élévés en 2050 comparativement à 2013. Cela a pour conséquence des apports plus abondants de MES, DCO, DBO_5C, des métaux, HAPs et autres composés volatils au milieu récepteur. Du fait de la diminution du débit de ce dernier en climat futur, des impacts esthétiques, microbiens et physico-chimiques sont plausibles. Pour quelques polluants présentant une forte affinité avec les particules, une caractérisation plus poussée des sédiments du milieu récepteur fournira davantage d'informations sur l'état réel de ces apports et du milieu récepteur. Par ailleurs, les indices de risque écotoxicologique doubleront en climat futur (2050) en comparaison à la période actuelle (2013). Cependant, les données de la présente étude n'ont pas révélé de risque écotoxicologique causé par les CSOs de Longueuil pris seuls, en raison notamment du fort pouvoir de dilution du Fleuve SL.

Finalement, les présents travaux ont mis en évidence de potentiels risques écotoxicologiques liés à la génération de volumes significatifs à l'échelle du bassin versant unitaire et montré la vulnérabilité de la surverse étudiée tant en climat actuel qu'en climat futur. Bien que les

scénarios de CC projetés soient sujets à de nombreuses incertitudes, l'adaptation du réseau de drainage aux effets du CC apparait plus que nécessaire. Pour assurer un meilleur niveau de service, l'adaptation doit intégrer la politique de gestion du cycle de l'eau en milieu urbain dans son ensemble depuis l'étape de la planification de l'aménagement du territoire urbain et tenir compte de la vulnérabilité des diverses composantes du système (réseau de drainage, sensibilité du milieu récepteur, autres rejets dans le même milieu récepteur, etc.). L'aménagement des secteurs urbains déjà bâtis par la densification, les pratiques de gestions optimales (PGO) des eaux pluviales telles le verdissement de l'espace urbain, l'infiltration des eaux pluviales, la filtration des eaux de ruissellement par l'aménagement des tranchées drainantes, des noues et des toits verts devient inévitable en contexte de changements climatiques (CC). Bien que les scénarios de CC soient sujets à de nombreuses incertitudes, l'adaptation aux effets hydrologiques et environnementaux des changements significatifs dans les régimes de précipitations s'avère nécessaire.

Compte tenu des volumes considérables en jeu à l'horizon futur, les travaux futurs devront davantage évaluer différentes stratégies pour limiter les effets des CC et de l'urbanisation galopante des Villes. La protection des personnes et des biens ainsi que la santé des cours d'eau récepteurs en dépendent.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Allan, Richard P. et Brian J. Soden. 2008. « Atmospheric warming and the amplification of precipitation extremes ». *Science*, vol. 321, n° 5895, p. 1481-1484.

American Public Works Association. 1969. « Water pollution aspects of urban runoff ». U.S. Department of the Interior, *Federal Water Pollution Control Administration*, contract n° WA 66-23, UP 20-15, NTIS: PB 215 532, p. 271.

Amin, M. Z. M., T. Islam et A. M. Ishak. 2014. « Downscaling and projection of precipitation from general circulation model predictors in an equatorial climate region by the automated regression-based statistical method ». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 118, n° 1-2, p. 347-364.

Anandhi A., A. Frei, D. C. Pierson, E. M. Schneiderman, M. S. Zion, D. Lounsbury et A.H. Matonse. 2011. « Examination of change factor methodologies for climate change impact assessment ». *Water Resources Research*, vol. 47, n° 3.

Angerville, R., Y. Perrodin, C. Bazin et E. Emmanuel. 2013. « Evaluation of ecotoxicological risks related to the discharge of Combined Sewer Overflows (CSOs) in a periurban river ». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 10, p. 2670-2687.

Angerville, Ruth. 2009. « Évaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau: Application à une ville française et à une ville haïtienne ». Thèse de Doctorat, *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France, 425 p.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) et Water Pollution Control Federation (WPCF). 2012. « Standard methods for the examination of water and wastewater, 22th Edition. Approach to planning & design ». *Journal of New England Water Environment*.

Arnbjerg-Nielsen, K. 2008. « Quantification of climate change impacts on extreme precipitation used for design of sewer systems ». In *Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage,* vol. 31.

Arnbjerg-Nielsen, K., P. Willems, J. Olsson, S. Beecham, A. Pathirana, I. B. Gregersen et V. T. V. Nguyen. 2013. « Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage systems: a review ». *Water Science & Technology*, vol. 68, n° 1, p. 16-28.

Astaraie-Imani, M., Z. Kapelan, G. Fu et D. Butler. 2012. « Assessing the combined effects of urbanisation and climate change on the river water quality in an integrated urban wastewater system in the UK ». *Journal of environmental management*, vol. 112, p. 1-9.

Bakopoulou, S., C. Emmanouil et A. Kungolos. 2011. « Assessment of wastewater effluent quality in Thessaly region, Greece, for determining its irrigation reuse potential ». *Ecotoxicology and environmental safety*, vol. 74, n° 2, p. 188-194.

Barbosa, I. G., N. P. Rocha, R. B. Huguet, R. A. Ferreira, J. V. Salgado, L. A. Carvalho, C. M. Pariante et A. L Teixeira. 2012. « Executive dysfunction in euthymic bipolar disorder patients and its association with plasma biomarkers ». *Journal of affective disorders*, vol. 137, no 1, p. 151-155.

Becouze-Lareure, Céline. 2010. « Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux ». Thèse de Doctorat, *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France, 298 p.

Beling, F. A., J. I. B. Garcia, E. M. C. D. Paiva, G. A. P. Bastos et J. B. D. Paiva. 2011, September. « Analysis of the SWMM Model Parameters for Runoff Evaluation in Periurban Basins from Southern Brazil ». In *12nd international conference on urban drainage,* p. 11-16.

Benestad, R. E. 2010. « Downscaling precipitation extremes ». *Theoretical and applied climatology*, vol. 100, n° 1-2, p. 1-21.

Benestad, R. E. et J. E. Haugen. 2007. « On complex extremes: flood hazards and combined high spring-time precipitation and temperature in Norway ». *Climatic Change*, vol. 85, n° 3-4, p. 381-406.

Berggren, K., M. Olofsson, M. Viklander, G. Svensson et A. M. Gustafsson. 2011. « Hydraulic impacts on urban drainage systems due to changes in rainfall caused by climatic change ». *Journal of Hydrologic Engineering*, vol. 17, n° 1, p. 92-98.

Berggren, Karolina 2007. « Urban drainage and climate change-impact assessment ». Licentiate thesis, *Lulea University of Technology, Denmark*, 40 p.

Bertrand-Krajewski, J. L. 2006. « Les polluants de rejets urbains de temps de pluie: natures, concentrations, flux, caractéristiques physico-chimiques solides en suspension, et répartition temporelle durant les évènements pluvieux ». *Cours d'hydrologie urbaine. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France.

Bertrand-Krajewski, J. L. 2007. « Stormwater pollutant loads modelling: epistemological aspects and case studies on the influence of field data sets on calibration and verification ». *Water Science & Technology*, vol. 55, n° 4, p. 1-17.

Birch, H., P. S. Mikkelsen, J. K. Jensen et H. C. H. Lutzhoft. 2011. « Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark ». *Water Science & Technology*, vol. 64, n° 2, p. 485-493.

Birch, Heidi. 2012. « Monitoring of priority pollutants in dynamic stormwater discharges from urban areas ». Ph. D. Thesis. Copenhague: *Technical University of Danmark*, 80 p.

Biswas, Asit K. 2004. « Integrated water resources management: a reassessment: a water forum contribution ». *Water international*, vol 29, n° 2, p. 248-256.

Blais, P., I. Boucher et A. Caron. 2012. *L'urbanisme durable: Enjeux, pratiques et outils d'intervention*, ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, coll. « Planification territoriale et développement durable » 93 p.

Boé, J., L. Terray, F. Habets, E. Martin. 2007. « Statistical and dynamical downscaling of the Seine basin climate for hydro-meteorological studies ». *International Journal of Climatology*, vol. 27, n° 12, p. 1643-1655.

Boé, Julien. 2007. « Changement global et cycle hydrologique: Une étude de régionalisation sur la France ». Thèse de Doctorat, *Université de Toulouse III Paul Sabatier*, France, 255 p.

Bogardi, J. J., D. Dudgeon, R. Lawford, E. Flinkerbusch, A. Meyn, C. Pahl-Wostl, K. Vielhauer et C. Vörösmarty. 2012. « Water security for a planet under pressure: interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, n° 1, p. 35-43.

Boillot, C., C. Bazin, F. Tissot-Guerraz, J. Droguet, M. Perraud, J. C. Cetre, D. Trepo et Y. Perrodin. 2008. « Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities ». *Science of the Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.04.037.

Bosshard, T., S. Kotlarski, T. Ewen et C. Schär. 2011. « Spectral representation of the annual cycle in the climate change signal ». *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 15, n° 9, p. 2777-2788.

Boyer, C., D. Chaumont, I. Chartier et A.G. Roy. 2010. « Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries ». *Journal of hydrology*, vol. 384, n° 1, p. 65-83.

Bracken, L. J., N. J. Cox et J. Shannon. 2008. « The relationship between rainfall inputs and flood generation in south-east Spain ». *Hydrological Processes, vol.* 22, n° 5, p. 683-696.

Braud, I., P. Breil, F. Thollet, M. Lagouy, F. Branger, C. Jacqueminet, S. Kermadi et K. Michel. 2013. « Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France ». *Journal of Hydrology*, vol. 485, p. 5-23.

Rapport-Gratuit.com

Breivik, K., A. Sweetman, J. M. Pacyna et K. C. Jones. 2007. « Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners- a mass balance approach: 3. An update ». *Science of the Total Environment*, vol. 377, n° 2, p. 296-307.

Bressy, Adèle. 2010. « Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales ». Thèse de Doctorat, *Université Paris-Est,* France, 331 p.

Brezonik, P.L. et T. H. Stadelmann. 2002. « Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA ». *Water Research*, vol. 36, n° 7, p. 1743-1757.

Burn, D. H. et A. Taleghani. 2013. « Estimates of changes in design rainfall values for Canada ». *Hydrological Processes*, vol. 27, n° 11, p. 1590-1599.

Burton, G. A. et R. E. Pitt. 2002. « Stormwater effects handbook- A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers ». *Lewis, Boca Raton, Fla*, 911 p.

Caissie, D., B. L. Kurylyk, A. St-Hilaire, N. El-Jabi et K. T. MacQuarrie. 2014. « Streambed temperature dynamics and corresponding heat fluxes in small streams experiencing seasonal ice cover ». *Journal of Hydrology*, vol. 519, p. 1441-1452.

Cannon, A. J. 2012. « Regression-guided clustering: a semi supervised method for circulation-to-environment synoptic classification ». *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, vol. 51, n° 2, p. 185-190.

Carreau, J. et M. Vrac. 2011. « Stochastic downscaling of precipitation with neural network conditional mixture models ». *Water Resources Research*, vol. 47, n° 10.

Carrière, A., B. Barbeau et J. F. Cantin. 2007. « Vulnerability of Drinking Water Treatment Plants to Low Water Levels in the St. Lawrence River ». *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 133, n° 1, p. 33-38.

Casadio, A., M. Maglionico, A. Bolognesi et S. Artina. 2010. « Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads ». *Water Science and Technology*, vol. 61, n° 1, p. 207-215.

CCME. 2009. Canadian Council of Ministers of the Environment. Technical Supplement 3: Canada wide Strategy for the Management of Municipal Wastewater Effluent - Standard Method and Contracting Provisions for the Environmental Risk Assessment. <http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_mwwe/mwwe_techsuppl3_std_method_contr_prov_f.pdf >. Consulté le 13 août 2012.

CEAEQ. 2008. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage.htm>. Consulté le 13 janvier 2013.

Chapman, P. M., H. Bailey et E. Canaria. 2000. « Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout ». *Environmental toxicology and chemistry*, vol. 19, n° 1, p. 210-214.

Charles, S. P., B. C. Bates, I. N. Smith et J. P. Hughes. 2004. « Statistical downscaling of daily precipitation from observed and modelled atmospheric fields ». *Hydrological Processes*, vol. 18, n° 8, p. 1373-1394.

Chebbo, G. et M. C. Gromaire. 2004. « The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: what lessons can be learned from it »? *Journal of Hydrology*, vol. 299, n° 3–4, p. 312-323.

Chen, J., F. P. Brissette et R. Leconte. 2011. « Uncertainty of downscaling method in quantifying the impact of climate change on hydrology ». *Journal of Hydrology*, vol. 401, n° 3, p. 190-202.

Chen, J., F. P. Brissette, D. Chaumont et M. Braun. 2013. « Performance and uncertainty evaluation of empirical downscaling methods in quantifying the climate change impacts over two North American river basins ». *Journal of Hydrology*. vol. 479, p 200 - 214.

Chiew, F. H. S., J. Teng, J. Vaze, D. A. Post, J.M. Perraud, D. G. C. Kirono et N. R. Viney. 2009. « Estimating climate change impact on runoff across southeast Australia: Method, results, and implications of the modeling method ». *Water Resources Research*, vol. 45, n° 10.

Chiew, F. H. S., W. J. Young, W. Cai et J. Teng. 2011. « Current drought and future hydroclimate projections in southeast Australia and implications for water resources management ». *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, vol. 25, n° 4, p. 601-612.

Chocat, B. 1997. « Le rôle possible de l'urbanisation dans l'aggravation du risque d'inondation: l'exemple de l'Yseron à Lyon ». *Revue de géographie de Lyon*, vol. 72, n° 4, p. 273-280.

Chocat, B., J. L. Bertrand-Krajewski, et S. Barraud. 2007. « Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par Temps de pluie ». *Techniques de l'ingénieur, Paris*, France, vol. W2, n° W6800. P. 17.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Chow, M. F., Z. Yusop et M. E. Toriman. 2012. « Modelling runoff quantity and quality in tropical urban catchments using Storm Water Management Model ». *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 9, n° 4, p. 737-748.

Christensen, J. H. et O. B. Christensen. 2007. « A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century ». *Climatic Change, vol.* 81, n° 1, p. 7-30.

Christensen, J. H., F. Boberg, O. B. Christensen et P. Lucas-Picher. 2008. « On the need for bias correction of regional climate change projections of temperature and precipitation ». *Geophysical Research Letters*, vol. 35, n° 20.

Cladière, M., C. Bonhomme, L. Vilmin, J. Gaspéri, N. Flipo, F. Habets et B. Tassin. 2014. « Modelling the fate of nonylphenolic compounds in the Seine River-part 2: Assessing the impact of global change on daily concentrations ». *Science of the Total Environment*, vol. 468, p. 1059-1068.

Cladière, M., J. Gasperi, C. Lorgeoux, C. Bonhomme, V. Rocher et Tassin. 2013. « Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris ». *Environmental Science and Pollution Research* vol. 20, p. 2973 - 2983.

Croley, T. E. 2003. « Great Lakes climate change hydrologic impact assessment: IJC Lake Ontario-St. Lawrence River regulation study. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration ». Great Lakes *Environmental Research Laboratory*.

Cunha, Antonio Da. 2005. Enjeux du développement urbain durable: transformations urbaines, gestion des ressources et gouvernance. Lausanne: *Presse polytechniques et universitaires romandes*.

Czemiel Berndtsson, J. 2014. « Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics ». *Urban Water Journal*, vol. 11, n° 4, p. 284-296.

D'Aoust, S., L. Julien et A. Comeau. 2012. « CSO control in a changing climate: A practical approach to planning design ». *Journal of New England Water Environment Association*, vol. 46, n° 1, p. 39-48.

Davis, A. P., M. Shokouhian, et S. Ni. 2001. « Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources ». *Chemosphere*, vol. 44, n° 5, p. 997-1009.

Delpla, I., A. V. Jung, E. Baures, M. Clement et O. Thomas. 2009. « Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production ». *Environment International*, vol. 35, n° 8, p. 1225-1233.

Dembélé, Abel. 2010. « TSS, COD and priority pollutants in urban wet weather discharges. Measurement and modeling of event-stream ». Thèse de Doctorat, *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France, 298 p.

Denault, C., R. G. Millar et B. J. Lence. 2006. « Assessment of possible impacts of climate change in an urban catchment ». *Source: J. Am. Water Resources. Association*, vol. 42, n° 3, p. 685–697.

Déqué, M. 2007. « Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values ». *Global and Planetary Change*, vol. 57, n° 1, p. 16-26.

Déqué, M., D. P. Rowell, D. Lüthi, F. Giorgi, J. H. Christensen, B. Rockel et B. J. J. M. Van den Hurk. 2007. « An intercomparison of regional climate simulations for Europe: assessing uncertainties in model projections ». *Climatic Change*, vol. 81, n° 1, p. 53-70.

Devez, Aurélie. 2004. « Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques ». Thèse de Doctorat, *ENGREF, AgroParisTech*, France 239 p.

Dibike, Y. B., P. Gachon, A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda et V. T. V. Nguyen. 2008. « Uncertainty analysis of statistically downscaled temperature and precipitation regimes in Northern Canada. *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 91, n° 1-4, p. 149-170.

Directive Européenne 2000/60/CE du parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, Journal officiel n° L 327 du 22/12/2002, 72 pages.

Directive 2006/11/CE du parlement européen et du conseil concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la communauté.

Dobler, C., S. Hagemann, R. L. Wilby et J. Stötter. 2012. « Quantifying different sources of uncertainty in hydrological projections at the catchment scale ». *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss*., vol. 9, p. 8173-8211.

Donovan, E., K. Unice, J. D. Roberts, M. Harris et B. Finley. 2008. « Risk of Gastrointestinal Disease Associated with Exposure to Pathogens in the Water of the Lower Passaic River ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 74, n° 4, p. 994-1003.

Dubus, I. G., J. M. Hollis et C. D. Brown. 2000. « Pesticides in rainfall in Europe ». *Environmental pollution*, vol. 110, n° 2, p. 331-344.

Ducharne, A., F.Habets, M. Déqué, L. Evaux, A. Hachour, A. Lepaillier, T. Lepelletier, E. Martin, L. Oudin, C. Pagé, P. Ribstein, E. Sauquet, D. Thiéry, L. Terray, P. Viennot, J. Boé, M. Bourqui, O. Crespi, S. Gascoin et J. Rieu. 2009. « Rapport de fin de contrat : impact du changement climatique sur les ressources en eau et les extrêmes hydrologiques dans les bassins de la Seine et de la Somme ». Programme GICC. Paris: *Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer*.

Dufresne, M., J. Vazquez, A. Terfous, A. Ghenaim et J. B. Poulet. 2009. « Experimental investigation and CFD modelling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank ». *Computers & Fluids*, vol. 38, n° 5, p. 1042-1049.

Dunkerley, D. 2008. « Identifying individual rain events from pluviograph records: a review with analysis of data from an Australian dryland site ». *Hydrological Processes* vol. 22, n° 26, p. 5024-5036.

Dyer, S. D., C. Peng, D. C. McAvoy, N. J. Fendinger, P. Masscheleyn, L. V. Castillo et J. M. U. Lim. 2003. « The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines ». *Chemosphere*, vol. 52, p. 43-53.

ECB. 2003. European Chemical Bureau. « Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances ». Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the *European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Ispra (Italy).*

Eckley, C. S. et B. Branfireun. 2008. « Mercury mobilization in urban stormwater runoff ». *Science of the total environment*, vol. 403, n° 1, p. 164-177.

Elía, R. et H. Côté. 2010. « Climate and climate change sensitivity to model configuration in the Canadian RCM over North America ». *Meteorologische Zeitschrift*, vol. 19, n° 4, p. 325-339.

Elliott, A. H. et S. A. Trowsdale. 2007. « A review of models for low impact urban stormwater drainage ». *Environmental Modelling & Software*, vol. 22, n° 3, p. 394-405.

Ellis, J. B. 2000. « Risk assessment approaches for ecosystem responses to transient pollution events in urban receiving waters ». *Chemosphere*, vol. 41, n° 1, p. 85-91.

Ellis, J. B., J. Marsalek et B. Chocat. 2005. Urban water quality. *Encyclopedia of Hydrological sciences.*

Environnement Canada. 2008b. Industrial Generic Exposure Tool - Aquatic (IGETA) report (115-39-9 IGETA report 2008-05-23). Ébauche. Gatineau (Qc): *Environnement Canada, Division des substances existantes*.

Eum HI, Gachon P, and Laprise R (2014): Developing a likely climate scenario from multiple regional climate model simulations with an optimal weighting factor, Climate Dynamics, 43, 1-2, 11-35, DOI 10.1007/s00382-013-2021-4.

Even, S., J. M. Mouchel, P. Servais, N. Flipo, M. Poulin, S. Blanc, M. Chabanel et C. Paffoni. 2007. « Modelling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality ». *Science of the Total Environment*, vol. 375, no 1, p. 140-151.

Fagherazzi, L., R. Guay, T. Sassi et G. Desrochers. 2005. « Climate change analysis of the Ottawa River system ». *Report for the Commission mixte international-Lake Ontario-St. Lawrence River study on discharge regulation*, p. 72.

Farajzadeh, M., R. Oji, A.J. Cannon, Y. Ghavidel et A. M. Bavani. 2014. « An evaluation of single-site statistical downscaling techniques in terms of indices of climate extremes for the Midwest of Iran ». *Theoretical and Applied Climatology*, p. 1-14.

Finney, K. et B. Gharabaghi Using the PCSWMM 2010 SRTC Tool to Design a Compost Biofilter for Highway Stormwater Runoff Treatment.

Fisher, R. A. et L. H. C. Tippett. 1928, April. « Limiting forms of the frequency distribution of the largest or smallest member of a sample. In Mathematical Proceedings of the Cambridge Philosophical Society ». *Cambridge University Press*, vol. 24, n°. 2, p. 180-190.

Fletcher, T. D., H. Andrieu et P. Hamel. 2013. « Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art ». *Advances in Water Resources*, vol. 51, p. 261-279.

Fortier, C. et A. Mailhot. 2014. « Climate Change Impact on Combined Sewer Overflows ». *Journal of Water Resources Planning and Management*, 10.1061/(ASCE) WR.1943-5452.0000468 , 04014073.

Fowler, H. J., S. Blenkinsop et C. Tebaldi. 2007. « Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling ». *International Journal of Climatology*, vol. 27, n° 12, p.1547-1578.

Francey, M., T. D. Fletcher, A. Deletic et H. Duncan. 2010. « New insights into the quality of urban storm water in south eastern Australia ». *Journal of Environmental Engineering*, vol. 136, n° 4, p. 381-390.

Fuentes, U. et D. Heimann. 2000. « An improved statistical-dynamical downscaling scheme and its application to the Alpine precipitation climatology ». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 65, n° 3-4, p. 119-135.

Gaitan, C. F., W. W. Hsieh, A. J. Cannon et P. Gachon. 2013. « Evaluation of Linear and Non-Linear Downscaling Methods in Terms of Daily Variability and Climate Indices: Surface Temperature in Southern Ontario and Quebec, Canada ». *Atmosphere-Ocean*, (ahead-of-print), p. 1-11.

Gasperi, J., S. Garnaud, V. Rocher et R. Moilleron. 2008. « Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow ». *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 1, p. 263-272.

Gasperi, J., S. Garnaud, V. Rocher et R. Moilleron. 2009. « Priority pollutants in surface waters and settleable particles within a densely urbanised area: case study of Paris (France) ». *Science of the Total Environment,* vol. 407, n° 8, p. 2900-2908.

Gasperi, J., S. Zgheib, M. Cladière, V. Rocher, R. Moilleron et G. Chebbo. 2011. « Priority pollutants in urban stormwater: Part 2–case of combined sewers ». *Water research*, vol. 46, n° 20, p. 6693-6703.

Gasperi, J., V. Rocher, S. Gilbert, S. Zimi et G. Chebbo. 2010. « Occurrence and removal of priority pollutants by lamella clarification and biofiltration. *Water research*, vol. 44, n° 10, p. 3065-3076.

Gasperi, Johnny. 2006. « Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien ». Thèse de doctorat, *École des Ponts ParisTech*, France, 264 p.

Gilbert, S., J. Gasperi, V. Rocher, C. Lorgeoux et G. Chebbo. 2012. « Removal of alkylphenols and polybromodiphenylethers by a biofiltration treatment plant during dry and wet-weather periods ». *Water Science and Technology*, vol. 65, n° 9, p. 1591.

Gooré Bi, E., F. Monette et J. Gasperi. 2015. « Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather ». *Journal of hydrology*, vol. 523, p. 320-332.

Gooré Bi, E., F. Monette, J. Gasperi et Y. Perrodin. 2014. « Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled “substance and bioassay” approach ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, issue 6, p. 4460-4474.

Gooré Bi, E., F. Monette, P. Gachon et M. Vrac. « Which downscaled rainfall data for climate change impact studies in urban areas? Review of Current approaches and Trends ». *Theoretical and Applied climatology* (2014, en révision).

Groisman, P. Y., R. W. Knight, D. R. Easterling, T. R. Karl, G. C. Hegerl et V. N. Razuvaev. 2005. « Trends in intense precipitation in the climate record ». *Journal of climate*, vol. 18, n° 9, p. 1326-1350.

Gromaire, M. C., G. Chebbo et A. Constant. 2002. « Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris ». *Water Science & Technology*, vol. 45, n° 7, p. 113-122.

Gromaire, M. C., S. Garnaud, M. Saad et G. Chebbo. 2001. « Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers ». *Water research*, vol. 35, n° 2, p. 521-533.

Gromaire, Marie Christine. 1998. « La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines ». Thèse de Doctorat, *École des Ponts ParisTech*, France, 504 p.

Grum, M., A. Jørgensen, R. Johansen et J. Linde. 2007. « The effects of climate change on urban drainage: an evaluation based on regional climate model simulations ». *Water Science & Technology,* vol. 54, p. 9-15.

Guo, Y. 2006. « Updating rainfall IDF relationships to maintain urban drainage design standards ». *Journal of Hydrological Engineering*, vol. 11, n° 5, p. 506–509.

Hagemann, S., Chen, J. O. Haerter, J. Heinke, D. Gerten et C. Piani. 2011. « Impact of a statistical bias correction on the projected hydrological changes obtained from three GCMs and two hydrology models ». *Journal of Hydrometeorology*, vol. 12, n° 4, p. 556-578.

Hannouche, Ali. 2012. « Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie: exploitation de données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine ». Thèse de Doctorat, *Université Paris-Est*, France, 485 p.

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

Hawkins, E. et R. Sutton. 2009. « The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions ». *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 90, n° 8, p. 1095-1107.

Hayet, A., A. Deram et B. Couffignal. 2009. « Évaluation des risques écologiques (ERE): vers une harmonisation des méthodes et des outils à l'échelle européenne ». *Environnement, Risques & Santé*, vol. 8, n° 2, p.137-147.

Hayet, Agnès. 2006. « Variabilité des méthodologies d'évaluation des risques écologiques: conséquences et perspectives d'améliorations. Mémoire de master recherche en ingénierie de la santé ». Mention Santé- Environnement Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé, *Université de Lille*; France, 95 p.

Hayhoe, K., C. P. Wake, T. G. Huntington, L. Luo, M. D. Schwartz, J. SheffieldE. Wood, B. Anderson, J. Bradbury, A. DeGaetano, T. Troy et D. Wolfe. 2007. « Past and future changes in climate and hydrological indicators in the US Northeast ». *Climate Dynamics*, vol. 28, no 4, p. 381-407.

Haylock, M. R., G. C. Cawley, C. Harpham, R. L. Wilby et C. M. Goodess. 2006. « Downscaling heavy precipitation over the United Kingdom: a comparison of dynamical and statistical methods and their future scenarios ». *International Journal of Climatology*, vol. 26, n° 10, p. 1397-1415.

Hémain, J. C. 1987. « Dépollution des eaux pluviales ». La pollution des eaux pluviales - de quoi parle-t-on » ? *Journées nationales sur la Recherche et l'expérimentation sur l'eau et l'aménagement urbain du 11 et 12 juin, Paris-France*, Atelier n° 2, p. 9-21.

Hémain, J. C., 1979. « Bibliographic study of water quality models drained by the urban drainage networks ». *Ministère de l'environnement et de la qualité de vie, France.*, p. 246.

Herrera, E., T. B. Ouarda et B. Bobée. 2006. « Méthodes de désagrégation appliquées aux modèles du climat global Atmosphère-Océan (MCGAO) ». *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, vol. 19, n° 4, p. 297-312.

Hessami, M., P. Gachon, T. B. Ouarda et A. St-Hilaire. 2008. « Automated regression-based statistical downscaling tool ». *Environmental Modelling & Software*, vol. 23, n° 6, p. 813-834.

Ho, C. K., D. B. Stephenson, M. Collins, C. A. T. Ferro et S. J. Brown. 2012. « Calibration strategies: a source of additional uncertainty in climate change projections ». *Bull. American Meteorology Society,* vol. 93, n° 1, p. 21-26.

Hudon, C., A. Armellin, P. Gagnon et A. Patoine. 2010. « Variations in water temperatures and levels in the St. Lawrence River (Québec, Canada) and potential implications for three common fish species ». *Hydrobiologia*, vol. 647, n° 1, p.145-161.

Hunt, A. et P. Watkiss. 2011. « Climate change impacts and adaptation in cities: a review of the literature ». *Climatic Change*, vol. 104, n° 1, p. 13-49.

Huth, R. et J. Kyselý. 2000. « Constructing site-specific climate change scenarios on a monthly scale using statistical downscaling ». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 66, n° 1-2, p. 13-27.

Hwang, H. M. et G. D. Foster. 2008. « Polychlorinated biphenyls in stormwater runoff entering the tidal Anacostia River, Washington, DC, through small urban catchments and combined sewer outfalls ». *Journal of Environmental Science and Health*, Part A, vol. 43, n° 6, p.567-575.

INERIS. 2012. Chemicals substances portal. Available online: http://www.ineris.fr/substances-Listing of toxicological and environmental data of chemical substances (consulté le 18 juillet 2014).

Ingvertsen, S. T., M. B. Jensen et J. Magid. 2011. « A minimum data set of water quality parameters to assess and compare treatment efficiency of stormwater facilities ». *Journal of environmental quality*, vol. 40, n° 5, p. 1488-1502.

IPCC. 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2001: the scientific basis. In Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, Johnson CA (eds). *Cambridge University Press: Cambridge and New York*.

IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2007: Summary for policymakers. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Rep. of the IPCC, S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, and H. L. Miller, eds., *Cambridge University Press, Cambridge, U.K*.

IPCC. 2013. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen et J. Boschung, *Cambridge University Press, Cambridge, UK*.

Irvine, K. N., B. G. Loganathan, E. J. Pratt et H. C. Sikka. 1993. « Calibration of PCSWMM to estimate metals, PCBs and HCB in CSOs from an industrial sewershed. New Techniques for Modelling the Management of Stormwater Quality Impacts ». *Lewis Publishers, Boca Raton, FL*, p.215-242.

James, W., W. C. Huber, R. E. Dickinson, R. E. Pitt, W. R. C. James, L. A. Rosener et J. A. Aldrich. 2003. « User's Guide to SWMM ». *Guelph: CHI, Ontario,* Canada.

Jeong, D. I., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda et P. Gachon. 2013b. « Projection of multi-site daily temperatures over the Montreal area, Canada ». *Climate research*, vol. 56, n° 3, p. 261-280.

Jeong, D. I., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda et P. Gachon. 2012. « Multisite statistical downscaling model for daily precipitation combined by multivariate multiple linear regression and stochastic weather generator ». *Climatic change*, vol. 114, n° 3-4, p. 567-591.

Rapport-Gratuit.com

Jeong, D. I., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda et P. Gachon. 2013a. « Projection of future daily precipitation series and extreme events by using a multi-site statistical downscaling model over the great Montréal area, Québec, Canada ». *Hydrology Research*, vol. 44, n° 1, p. 147-168.

Kafi, M., J. Gasperi, R. Moilleron, M. C. Gromaire et G. Chebbo. 2008. « Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris ». *Water Research,* vol. 42, n° 3, p. 539-549.

Kallache M., M. Vrac, P. Naveau et P. A. Michelangeli. 2011. « Nonstationary probabilistic downscaling of extreme precipitation ». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 116, n° D5, p. 1984–2012.

Kanso, Assem. 2004. « Evaluation of urban stormwater quality models: a bayesian approach ». Thèse de Doctorat, *Ecole des Ponts ParisTech*, France, 201 p.

Katz, R. W. 2010. « Statistics of extremes in climate change ». *Climatic Change*, vol. 100, n° 1, p. 71-76.

Katz, R. W., M. B. Parlange et P. Naveau. 2002. « Statistics of extremes in hydrology ». *Advances in water resources*, vol. 25, n° 8, p. 1287-1304.

Kay, A. L., H. N. Davies, V. A. Bell et R. G. Jones. 2009. « Comparison of uncertainty sources for climate change impacts: flood frequency in England ». *Climatic Change,* vol. 92, p. 41–63.

Kayhanian, M., C. Stransky, S. Bay, S. L. Lau et M. K. Stenstrom. 2008. « Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration ». *Science of The Total Environment,* vol. 389, n° 2-3, p. 386-406.

Kendon, E. J., R. G. Jones, E. Kjellström et J. M. Murphy. 2010. « Using and designing GCM-RCM ensemble regional climate projections ». *Journal of Climate*, vol. 23, n° 24, p. 6485-6503.

Kharin, V. V, W. F. Zwiers, X. Zhang et G. C. Hegerl. 2007. « Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations ». *Journal of Climate*, vol. 20, no 8, p. 1419-1444.

Khedun, C. P. et V. P. Singh. 2014. « Climate change, water, and health: a review of regional challenges ». *Water Quality, Exposure and Health*, vol. 6, n° 1-2, p. 7-17.

Kirshen, P., M. Ruth et W. Anderson. 2008. « Interdependencies of urban climate change impacts and adaptation strategies: a case study of Metropolitan Boston USA ». *Climatic Change*, vol. 86, n° 1-2, p. 105-122.

Koutroulis, A.G., I. K. Tsanis, I. N. Daliakopoulos et D. Jacob. 2013. « Impact of climate change on water resources status: A case study for Crete Island, Greece ». *Journal of hydrology*, vol. 479, p. 146-158.

Kouzayha, A., M. Al Iskandarani, S. Mokh, A. R. Rabaa, H. Budzinski et F. Jaber. 2011. « Optimization of a solid-phase extraction method using centrifugation for the determination of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons in water ». *Journal of agricultural and food chemistry*, vol. 59, n° 14, p. 7592-7600.

Krejci, V., A. Frutiger, S. Kreikenbaum et L. Rossi. 2005. « Impact of urban stormwater discharges on receiving environments ». *Storm project. EAWAG*. http://library.eawag.ch/ris/risweb.isa. Consulté le 14 juin 2013.

Krejci, V., L. Dauber, B. Novak et W. Gujer. 1987. « Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers ». In: *4th international Conference. On "urban storm drainage"*. Lausanne, Suisse, august 31- september 4 in 1987.

Kunkel, K. E., K. Andsager et D. R. Easterling. 1999. « Long-term trends in extreme precipitation events over the conterminous United States and Canada ». *Journal of Climate,* vol. 12, p. 2515-2527.

Langeveld, J. G., R. P. S. Schilperoort, et S. R. Weijers. 2013. « Climate change and urban wastewater infrastructure: There is more to explore ». *Journal of Hydrology*, vol. 476, p. 112-119.

Laprise, R. 2008. « Regional climate modelling ». *Journal of Computational Physics*, vol. 227, n° 7, p. 3641-3666.

Larsen, A. N., I. B. Gregersen, O. B. Christensen, J. J. Linde, P. S. Mikkelsen. 2009. « Potential future increase in extreme one-hour precipitation events over Europe due to climate change ». *Water Science & Technology,* vol. 60, p. 2205–2216.

Lessard, P. et P. Lavallée. 1985. « Caractérisation des eaux usées de débordements de réseau unitaire ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, vol. 12, n° 3, p. 527-537.

LQE. 1972. Loi sur la qualité de l'environnement, Gouvernement du Québec.

Liew, S. C., S. V. Raghavan, S. Y. Liong. 2014. « How to construct future IDF curves, under changing climate, for sites with scarce rainfall records »? *Hydrological Processes*, vol. 28, n° 8, p. 3276-3287.

Liu, W., G. Fu, C. Liu et S. P. Charles. 2013. « A comparison of three multi-site statistical downscaling models for daily rainfall in the North China Plain ». *Theoretical and applied climatology*, vol. 111, n° 3-4, p. 585-600.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Lu, Y. et X. S. Qin. 2014. « Multisite rainfall downscaling and disaggregation in a tropical urban area ». *Journal of Hydrology*, vol. 509, p. 55-65.

Madsen, H., K. Arnbjerg-Nielsen et P. S. Mikkelsen. 2009. « Update of regional intensity-duration-frequency curves in Denmark: tendency towards increased storm intensities ». *Atmospheric Research*, vol. 92, n° 3, p. 343-349.

Mailhot, A. et S. Duchesne. 2010. « Design criteria of urban drainage infrastructures under climate change ». *Journal Water Resources Planning Management*, vol. 136, n° 2, p. 201-208.

Mailhot, A., I. Beauregard, G. Talbot, D. Caya et S. Biner. 2012. « Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations ». *International Journal of Climatology*, vol. 32, n° 8, p. 1151-1163.

Mailhot, A., S. Duchesne, D. Caya et G. Talbot. 2007. « Assessment of future change in intensity-duration-frequency_IDF_curves for Southern Quebec using the Canadian regional climate model (CRCM) ». *Journal of Hydrology*, vol. 347, n° 1-2, p. 197-210.

Maniquiz, M. C., S. Y. Lee et L. H. Kim. 2010. « Long-term monitoring of infiltration trench for nonpoint source pollution control ». *Water, Air & Soil Pollution*, vol. 212, n° 1-4, p. 13-26.

Maraun, D., F. Wetterhall, A. M. Ireson, R. E. Chandler, E. J. Kendon, M. Widmann et Eich I. Thiele. 2010. « Precipitation downscaling under climate change: recent developments to bridge the gap between dynamical models and the end user ». *Reviews of Geophysics*, vol. 48, n° 3.

Marsalek, J., Q. Rochfort, T. Mayer, M. Servos, B. Dutka et B. Brownlee. 1999. « Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations ». *Urban Water*, vol. 1, n° 1, p. 91-103.

Marsalek, J., W. E. Watt et D. Henry. 1992. « Retroffiting stormwater ponds for water quality control ». *Water Polutionl Research. Journal of Canada,* vol. 27, n° 2, p. 403-422.

Maruejouls, T., P. Lessard, B. Wipliez, G. Pelletier et P. A. Vanrolleghem. 2010. « Control of CSO retention tank emptying: Interaction with the wastewater treatment plant ». In: *Proceedings of the 6th International Conference on Sewer Processes and Networks Session 8, Gold Coast, Australia, November*.

Masson, V., Y. Lion, A. Peter, G. Pigeon, J. Buyck et E. Brun. 2013. « “Grand Paris”: regional landscape change to adapt city to climate warming ». *Climatic change*, vol. 117, n° 4, p. 769-782.

Maurer, E. P. et H. G. Hidalgo. 2008. « Utility of daily vs. monthly large-scale climate data: an intercomparison of two statistical downscaling methods ». *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 12, n° 2, p. 551-563.

McEvoy, D., S. Lindley et J. Handley. 2006. « Adaptation and mitigation in urban areas: synergies and conflicts ». *Proceedings of the ICE-Municipal Engineer*, vol. 159, n° 4, p. 185-191.

MDDEFP. 2011. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec. Guide de gestion des eaux pluviales- <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide-gestion-eaux-pluviales.pdf>. Consulté le 14 novembre 2012.

MDDEFP. 2013. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, *Direction du suivi de l'état de l'environnement*, ISBN 978-2-550-68533-3, 510 p.

MDDELLC. 2014. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec. Biphényles polychlorés- Législation et réglementation du Québec. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/bpc/>. Consulté le 14 décembre 2014.

MDDELLC. 2014. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec. Municipalités du Québec qui réglementent en matière de pesticides. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/Liste-municipalites.pdf>. Consulté le 14 décembre 2014.

MDDELLC. 2014. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec. Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/reglement>. Consulté le 14 février 2015.

Mearns, L. O., F. Giorgi, P. Whetton, D. Pabon, M. Hulme et M. Lal. 2003. « Guidelines for use of climate scenarios developed from regional climate model experiments ».

Mendonça, E., A. Picado, S. M. Paixão, L. Silva, M. A. Cunha, S. Leitão et F. Brito. 2009. « Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: Case study in Portugal ». *Journal of hazardous materials*, vol. 163, n° 2, p. 665-670.

Métadier, Marjolaine. 2011. « Traitement et analyse de séries chronologiques continues de turbidité pour la formulation et le test de modèle de rejets urbains par temps de pluie ». Thèse de Doctorat, *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France, 408 p.

Michelangeli, P. A., M. Vrac et H. Loukos. 2009. « Probabilistic downscaling approaches: Application to wind cumulative distribution functions ». *Geophysical Research Letters*, vol. 36, n° 11.

Mladjic, B., L. Sushama, M. N. Khaliq, R. Laprise, D. Caya et R. Roy. 2011. « Canadian RCM projected changes to extreme precipitation characteristics over Canada ». *Journal of Climate*, vol. 24, n° 10, p. 2565-2584.

Morin, J. et A. Bouchard. 2000. « Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières ». Scientific report RS-100. *Environment Canada, Meteorological Service of Canada, Hydrology Section, Sainte-Foy*. 56 p.

Mortsch, L., H. Hengeveld, M. Lister, L. Wenger, B. Lofgren, F. Quinn et M. Slivitzky. 2000. « Climate change impacts on the hydrology of the Great Lakes-St. Lawrence system ». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 25, n° 2, p. 153-179.

Motelay-Massei, A., B. Garban, K. Tiphagne-Larcher, M. Chevreuil et D. Ollivon. 2006. « Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet ». *Water research*, vol. 40, n° 10, p. 1995-2006.

Mourad, Mohammad. 2005. « Modélisation de la qualité des rejets urbains de temps de pluie : sensibilité aux données expérimentales et adéquation aux besoins opérationnels ». Thèse de Doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon, France, 305 p.

Mpelasoka, F. S. et F. H. S. Chiew. 2009. « Influence of Rainfall Scenario Construction Methods on Runoff Projections ». *Journal of Hydrometeorology*, vol. 10, n° 5, p. 1168-1183.

Murphy, J. 1999. « An evaluation of statistical and dynamical techniques for downscaling local climate ». *Journal of Climate*, vol. 12, n° 8, p. 2256-2284.

Nash, J. et J. V. Sutcliffe. 1970. « River flow forecasting through conceptual models part I-A discussion of principles ». *Journal of hydrology*, vol. 10, n° 3, p. 282-290.

Naveau, P., M. Nogaj, C. Ammann, P. Yiou, D. Cooley et V. Jomelli. 2005. « Statistical methods for the analysis of climate extremes ». *Comptes Rendus Geoscience*, vol. 337, n° 10, p. 1013-1022.

Nguyen, V. T. V., N. Desramaut et T. D. Nguyen. 2008, August. « Estimation of Design Storms in Consideration of Climate Variability and Change ». In: *11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland,* UK.

Nie, L., O. Lindholm, G. Lindholm et E. Syversen. 2009. « Impacts of climate change on urban drainage systems–a case study in Fredrikstad, Norway ». *Urban Water Journal*, vol. 6, n° 4, p. 323-332.

Niemczynowicz, J. 1989. « Impact of the greenhouse effect on sewerage systems-Lund case study ». *Hydrological sciences journal*, vol. 34, n° 6, p. 651-666.

Obropta, Christopher C. et Josef S. Kardos. 2007. « Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches », vol. 1, p. 1508-1523.

Olsson, J., H. Amaguchi, E. Alsterhag, M. Dåverhög, P. E. Adrian et A. Kawamura. 2013. « Adaptation to climate change impacts on urban storm water: a case study in Arvika, Sweden ». *Climatic change*, vol. 116, n° 2, p. 231-247.

Olsson, J., K. Berggren, M. Olofsson et M. Viklander. 2009. « Applying climate model precipitation scenarios for urban hydrological assessment: A case study in Kalmar City, Sweden ». *Atmospheric Research*, vol. 92, n° 3, p. 364-375.

PAEQ. 1978. Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), Politique nationale de l'eau, Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec.

Paffoni, C. 1994. « Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy ». *La Houille Blanche*, n° 1-2, p. 33-38.

Pagé, C., L. Terray, J. Boé. 2009. « dsclim: A software package to downscale climate scenarios at regional scale using a weather-typing based statistical methodology ». *Technical Report TR/CMGC/09/21, SUC au CERFACS, URA CERFACS/CNRS N°1875, Toulouse,* France.

Parent-Raoult, C. et J. C. Boisson. 2007. « Impact of wet weather discharges on aquatic environments, State of Knowledge ». Source: *Journal of Water Science*, vol. 20, n° 2, p. 229-239.

Passerat, J., N. K. Ouattara, J. M. Mouchel, V. Rocher et P. Servais. 2011. « Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River ». *Water Research*, vol. 45, n° 2, p. 893-903.

Patz, Jonathan A., J. Vavrus Stephen, K. Uejio Christopher et Sandra L. McLellan. 2008. « Climate change and waterborne disease risk in the Great Lakes region of the US ». *American journal of preventive medicine*, vol. 35, n° 5, p. 451-458.

Perrodin, Y., C. Boillot, R. Angerville, G. Donguy et E. Emmanuel. 2011. « Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review ». *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 24, p. 5162-5176.

Perrodin, Yves. 2012. « Évaluation des risques écologiques: développements prioritaires et recherches concomitantes », *VertigO- la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Débats et Perspectives, mis en ligne le 20 juin 2012, consulté le 19 Février 2014. URL: http://vertigo.revues.org/12097; DOI: 10.4000/vertigo.12097.

Piani, C., J. O. Haerter et E. Coppola. 2010. « Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe ». *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 99, n° 1-2, p. 187-192.

Piazza, M., C. Pagé, E. Sanchez et L. Terray. 2011. « Comparaison des méthodes de désagrégation statistique et dynamique pour l'évaluation du changement climatique sur les zones de montagnes en France ». SCAMPEI *Rapport semestriel d'activité*.

PNE. 2002. Politique nationale de l'eau, Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec. *Bibliothèque nationale du Québec*, 2002, 103 pages.

Postma, J. F., S. De Valk, M. Dubbeldam, J. L. Maas, M. Tonkes, C. A. Schipper et B. J. Kater. 2002. « Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms ». *Ecotoxicol Environ Saf*. doi:10.1006/eesa.2002.2195.

Ramade, F. 2007. « Introduction à l'écotoxicologie: fondements et applications ». *Editions Technique & Documentation Lavoisier*, Paris, France.

Revitt, D. Michael, J. Bryan Ellis et Neville R. Llewellyn. 2002. « Seasonal removal of herbicides in urban runoff ». *Urban Water*, vol. 4, n° 1, p. 13-19.

Rivard, G. 2005. « Gestion des eaux pluviales- Concepts et applications ». 2e édition, *Alias Communication Design*, Laval.

Rivière, J. L. 1998. « Évaluation du risque écologique des sols pollués ». *Technique & Documentation Lavoisier,* Paris, France, 228 p.

Rodriguez, R, X. Navarro, M. C. Casas, J. Ribalaygua, B. Russo, L. Pouget et A. Redaño. 2014. « Influence of climate change on IDF curves for the metropolitan area of Barcelona (Spain) ». *International Journal of Climatology*, vol. 34, n° 3, p. 643-654.

Rodriguez-Hernandez, J., A. H. Fernández-Barrera, V. C. Andrés-Valeri, A. Vega-Zamanillo et D. Castro-Fresno. 2013. « Relationship between Urban Runoff Pollutant and Catchment Characteristics ». *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 139, n° 10, p. 833-840.

ROMAEU. 2014. Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées, Ministère du développement durable, de l'environnement, de la lutte contre les changements climatiques du Québec.

Rodríguez, J., M. Diaz-Granados, M. Rodríguez, S. Fonseca, G. Mestra, J. Penagos, C. Maksimović et N. Mcintyre. (2011, May). « Integrated management and modelling in urban drainage systems: the potentialities in a developing megacity ». *In 8th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES 2009*: Urban waters: resource or risks? 2-5 June 2009 (No. 9).

Rosenzweig, C. et F. N. Tubiello. 2007. « Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies ». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 12, n° 5, p. 855-873.

Rousseau, A. N., A. Mailhot, M. Slivitzky, J. P. Villeneuve, M. J. Rodriguez et A. Bourque. 2004. « Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec Niveau des connaissances et axes de recherche à privilégier dans une perspective de changements climatiques ». *Canadian Water Resources Journal*, vol. 29, n° 2, 121-134.

Roux, Christian. 1996. « Analyse des précipitations en hydrologie urbaine. Exemple de la Seine-Saint-Denis ». Thèse de Doctorat, *École Nationale des Ponts et Chaussées de Paris*, France, 290 p.

Rule, K. L., S. D. W. Comber, D. Ross, A. Thornton, C. K. Makropoulos et R. Rautiu. 2006. « Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment ». *Chemosphere*, vol. 63, n° 1, 64-72.

Sabin, L. D., J. H. Lim, K. D. Stolzenbach et C. Schiff. 2005. « Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment ». *Water Research,* vol. 39, n° 16, p. 3929-3937.

Salathe, E. P. 2005. « Downscaling simulations of future global climate with application to hydrologic modelling ». *International Journal of Climatology*, vol. 25, n° 4, p. 419-436.

Salathe, E. P., P. W. Mote et M. W. Wiley. 2007. « Review of scenario selection and downscaling methods for the assessment of climate change impacts on hydrology in the United States Pacific Northwest ». *International Journal of Climatology*, vol. 27, n° 12, p. 1611-1621.

Samadi, S., C. A. Wilson et H. Moradkhani. 2013. « Uncertainty analysis of statistical downscaling models using Hadley Centre Coupled Model ». *Theoretical and applied climatology*, vol. 114, n° 3-4, p. 673-690.

Santiago, S., K. Becker van Slooten, N. Chèvre, M. Pardos, C. Benninghoff, E. Thybaud et F. Garriver. 2002 « Guide pour l'utilisation des tests écotoxicologiques, avec les daphnies, les bactéries luminescentes et les algues vertes, appliqués aux échantillons de l'environnement ». *Soluval Institut Forel, Santiago Université de Genève, École polytechnique fédérale de Lausanne*, groupe de travail tests écotoxicologiques de la commission pour la protection des eaux du Leman, 55 p.

Sartor, J. D. et G. B. Boyd. 1972. « Water pollution aspects of street surface contaminants ». United States Environmental Protection Agency, *Office of Research and Monitoring*, R-27208, 224 p.

Schellart, A., S. Ochoa, N. Simoes, L. P. Wang, M. Rico-Ramirez, S. Liguori, Duncan, A. S. Chen, E. Keedwell, S. Djordjević, D. A. Savić, A. Saul et C. Maksimovic. 2011. « Urban pluvial flood modelling with real time rainfall information, UK case studies ».

Schmidli, J., C. Frei et P. L. Vidale. 2006. « Downscaling from GCM precipitation: a benchmark for dynamical and statistical downscaling methods ». *International Journal of Climatology*, vol. 26, n° 5, p. 679-689.

Scholes, L., A. Baun, M. Seidl, E. Eriksson, M. Revitt et J. M. Mouchel. 2007. « Assessment of storm water ecotoxicity using a battery of biotests ». In *Highway and Urban Environment Proccedings of the 8th Highway and Urban Environment symposium* Series: Alliance for Global Sustainability Bookseries. Springer, New York, USA.

Schroeder, K., M. Riechel, A. Matzinger, P. Rouault, H. Sonnenberg, E. Pawlowsky-Reusing et R. Gnirss. 2011. « Evaluation of effectiveness of combined sewer overflow control measures by operational data ». *Water Science & Technology*, vol. 63, n° 2, p. 325-330.

Sébastian, Cécile. 2013. « Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants ». Thèse de Doctorat, *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon,* France, 355 p.

Semadeni-Davies, A. 2004. « Urban water management vs. climate change: impacts on cold region waste water inflows ». *Climatic Change*, vol. 64, n° 1-2, p. 103-126.

Semadeni-Davies, A., C. Hernebring, G. Svensson et L. G. Gustafsson. 2008. The impacts of climate change and urbanisation on drainage in Helsingborg, Sweden »: *Journal of Hydrology*, vol. 350, n° 1-2, p 100-113.

Shepherd, J. M. 2005. « A review of current investigations of urban-induced rainfall and recommendations for the future ». *Earth Interactions*, vol. 9, n° 12, p. 1-27.

Sidhu, J. P. S., L. Hodgers, W. Ahmed, M. N. Chong et S. Toze. 2012. « Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia ». *Water Research,* vol. 46, n° 20, p. 6652-6660.

Smullen, J. T., A. L. Shallcross et K. A. Cave. 1999. « Updating the US nationwide urban runoff quality data base ». *Water Science and Technology*, vol. 39, n° 12, p. 9-16.

Solaiman, T. A., L. M. King et S. P. Simonovic. 2011. « Extreme precipitation vulnerability in the Upper Thames River basin: uncertainty in climate model projections ». *International Journal of Climatology*, vol. 31, n° 15, p. 2350-2364.

SPGEM. 2009. « Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) », Gouvernement du Canada.

Srivastav, R. K., A. Schardong et S. P. Simonovic. 2014. « Equidistance Quantile Matching Method for Updating IDFCurves under Climate Change ». *Water Resources Management*, p. 1-24.

Sunyer, M. A., H. Madsen et P. H. Ang. 2012. « A comparison of different regional climate models and statistical downscaling methods for extreme rainfall estimation under climate change ». *Atmospheric Research*, vol. 103, p. 119-128.

Sunyer, M. A., I. B. Gregersen, D. Rosbjerg, H. Madsen, J. Luchner et K. Arnbjerg-Nielsen. 2014. « Comparison of different statistical downscaling methods to estimate changes in hourly extreme precipitation using RCM projections from ENSEMBLES ». *International Journal of Climatology*.

Suter, G. W. 1993. « Environmental Risk Assessment ». *Lewis Publishers*: Chelsea, UK, p. 538.

Talbot, A. (ed.). 2006. « Water Availability Issues for the St. Lawrence River: An Environmental Synthesis ». *Environment Canada, Montréal,* 204 p.

Tang, J. Y., R. Aryal, A. Deletic, W. Gernjak, E. Glenn, D. McCarthy et B. I. Escher. 2013. « Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools ». *Water research*, vol. 47, n° 15, p. 5594-5606.

Teutschbein, C. et J. Seibert. 2010. « Regional climate models for hydrological impact studies at the catchment scale: a review of recent modeling strategies ». *Geography Compass*, vol. 4, n° 7, p. 834-860.

Teutschbein, C. et J. Seibert. 2012. « Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods ». *Journal of Hydrology*, vol. 456, p. 12-29.

Teutschbein, C., F. Wetterhall et J. Seibert. 2011. « Evaluation of different downscaling techniques for hydrological climate-change impact studies at the catchment scale ». *Climate dynamics*, vol. 37, n° 9-10, p. 2087-2105.

Rapport-Gratuit.com

Torres-Guzmán, F., F. J. Avelar-González et R. Rico-Martínez. 2010. « An assessment of chemical and physical parameters, several contaminants including metals, and toxicity in the seven major wastewater treatment plants in the state of Aguascalientes, Mexico », *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, vol. 45, n° 1, p. 2-13.

US-EPA. 1983. United States Environmental Protection Agency. « Results of Nationwide Urban Runoff Program ». EPA-PB/84-185552. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (15 agencies federals of USA (1998). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. GPO Item n°. 0120-A; SuDocs N° A 5 7.6/2:EN 3/PT.65 3. ISBN-0-934213-9-3.

US-EPA. 1998. United States Environmental Protection Agency. « Guidelines for Ecological Risk Assessment ». Washington, DC, USA; p. 188.

US-EPA. 1998. United States Environmental Protection Agency. « Clean Water Act ». Washington, DC, USA.

Van Coillie, Raymond. 2011. Écotoxicologie générale et appliquée. *Université du Québec* à Montréal, 521 p.

Vasquez, M. I. et D. Fatta-Kassinos. 2013. « Is the evaluation of "traditional" physicochemical parameters sufficient to explain the potential toxicity of the treated wastewater at sewage treatment plants »? *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, n° 6, p. 3516-3528.

Vrac, M. et P. Naveau. 2007. « Stochastic downscaling of precipitation: From dry events to heavy rainfalls ». *Water Resources Research*, vol. 43, n° 7.

Vrac, M., P. Drobinski, A. Merlo, M. Herrmann, C. Lavaysse, L. Li et S. Somot. 2012. « Dynamical and statistical downscaling of the French Mediterranean climate: uncertainty assessment ». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, vol. 12, p. 2769-2784.

Vrac, M., P. Marbaix, D. Paillard et P. Naveau. 2007. « Non-linear statistical downscaling of present and LGM precipitation and temperatures over Europe ». *Climate of the Past*, vol. 3, n° 4, p. 669-682.

Vrac, Mathieu. 2012. « Modélisations Statistiques à différentes échelles climatiques et environnementales ». Habilitation à Diriger des Recherches (HDR) en Sciences de l'Environnement, *Université de Versailles Saint-Quentin*, France, 132 p.

Wang, S., Q. He, H. Ai, Z. Wang et Q. Zhang. 2013. « Pollutant concentrations and pollution loads in stormwater runoff from different land uses in Chongqing ». *Journal of Environmental Sciences*, vol. 25, n° 3, p. 502-510.

Waters, D., W. E. Watt, J. Marsalek et B. C. Anderson. 2003. « Adaptation of a Storm Drainage System to Accommodate Increased Rainfall Resulting from Climate Change ». *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 46, n° 5, p. 755-770.

Watt, W. E., D. Waters et R. Mclean. 2003. « Climate variability and urban stormwater infrastructure in Canada: Context and case studies. Toronto-Niagara Region Study ». Report and Working Paper Series, *Meteorological Service of Canada*, Waterloo, Ontario, Canada, vol. 1.

Weibel, S., R. J. Anderson et R. L. Woodward. 1964. « Urban land runoff as a factor in stream pollution ». *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 36, n° 7, p. 914-934.

Whitehead, P. G., R. L. Wilby, R. W. Battarbee, M. Kernan et A. J.Wade. 2009. « A review of the potential impacts of climate change on surface water quality ». *Hydrological Sciences Journal*, vol. 54, n° 1, p. 101-123.

Widmann, M., C. S. Bretherton et E. P. Salathé Jr. 2003. « Statistical precipitation downscaling over the Northwestern United States Using numerically simulated precipitation as a predictor ». *Journal of Climate*, vol. 16, n° 5, p. 799-816.

Wilby, R. L. 2005. « Uncertainty in water resource model parameters used for climate change impact assessment ». *Hydrological Processes*, vol. 19, n° 16, p. 3201-3219.

Wilby, R. L. 2007. « A review of climate change impacts on the built environment ». *Built Environment*, vol. 33, n° 1, p. 31-45.

Wilby, R. L. et I. Harris. 2006. « A framework for assessing uncertainties in climate change impacts: Low-flow scenarios for the River Thames, UK ». *Water Resources Research*, vol. 42, n° 2.

Wilby, R. L. et T. M. L.Wigley. 1997. « Downscaling general circulation model output: a review of methods and limitations ». *Progress in Physical Geography*, vol. 21, n° 4, p. 530-548.

Wilby, R. L., S. P. Charles, E. Zorita, B. Timbal, P. Whetton et L. O. Mearns. 2004. « Guidelines for use of climate scenarios developed from statistical downscaling methods », p. 1-27.

Willems, P. 2013. « Revision of urban drainage design rules after assessment of climate change impacts on precipitation extremes at Uccle, Belgium ». *Journal of Hydrology*, vol. 496, p. 166-177.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Willems, P. et M. Vrac. 2011. « Statistical precipitation downscaling for small-scale hydrological impact investigations of climate change ». *Journal of Hydrology*, vol. 402, n° 3, p.193-205.

Willems, P., K. Arnbjerg-Nielsen, J. Olsson et V. T. V. Nguyen. 2012. « Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: Methods and shortcomings ». *Atmospheric research*, vol. 103, p. 106-118.

Wong, G., D. Maraun, M. Vrac, M. Widmann, J. M. Eden et T. Kent. 2014. « Stochastic model output statistics for bias correcting and downscaling precipitation including extremes ». *Journal of Climate*, vol. 27, n° 18, p. 6940-6959.

Yan, H., G. Lipeme Kouyi, C. Gonzalez-Merchan, C. Becouze-Lareure, C. Sébastian, S. Barraud et J. L. Bertrand-Krajewski. 2014. « CFD modeling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21, p. 5347-5356.

Zahmatkesh, Z., M. Karamouz, E. Goharian et S. J. Burian. 2014. «Analysis of the Effects of Climate Change on Urban Storm Water Runoff Using Statistically Downscaled Precipitation Data and a Change Factor Approach ». *Journal of Hydrologic Engineering*.

Zgheib, S., R. Moilleron et G. Chebbo. 2012. « Priority pollutants in urban stormwater: Part 1- Case of separate storm sewers ». *Water Research*, vol. 46, n° 20, p. 6683-6692.

Zgheib, Sally. 2009. « Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire » Thèse de Doctorat, *École des Ponts ParisTech*, France, 349 p.

Zhang, X., K. D. Harvey, W. D. Hogg et T. R. Yuzyk. 2001. « Trends in Canadian stream flow ». *Water Resources Research*, vol. 37, n° 4, p. 987-998.

Zorita, E. et H. Von Storch. 1999. « The analog method as a simple statistical downscaling technique: comparison with more complicated methods ». *Journal of climate*, vol. 12, n° 8, p. 2474-2489.

LISTE DES PUBLICATIONS

Articles publiés ou soumis dans les revues internationales avec comité de lecture

Gooré Bi, E., P. Gachon, M. Vrac, F. Monette. (*Soumis en 2014*). « Which downscaled rainfall data for climate change impact studies in urban areas? Review of Current approaches and Trends ». *Theoretical and Applied climatology* (*en révision*).

Gooré Bi, E., F. Monette, J. Gasperi. 2015a. « Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather ». *Journal of hydrology*, vol. 523, p. 320-332. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.01.017.

Gooré Bi, E., F. Monette, J. Gasperi, Y. Perrodin. 2014. « Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled "substance and bioassay" approach ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, issue 6, p. 4460-4474. DOI: 10.1007/s11356-014-3650-9.

Gooré Bi, E., F. Monette, P. Gachon, J. Gasperi, Y. Perrodin. 2015b. « Quantitative and qualitative assessment of the impact of climate change on a combined sewer overflow and its receiving water body ». Environmental Science and Pollution Research, DOI: 10.1007/s11356-015-4411-0.

Conférence

Gooré Bi, E., F. Monette, J. Gasperi. Octobre -2014. « Analyse de l'influence des variables pluviométriques sur les concentrations et flux événementiels des effluents urbains en temps de pluie ». *29e Symposium de l'Est du Canada de recherche sur la qualité de l'eau*. Montréal: École Polytechnique (16 octobre 2014).