

Titre: Intégration des impacts sur la santé publique des infrastructures
vertes et bleues pour la planification urbaine et la gestion des eaux
pluviales
Title:

Auteur: Justine Petrucci
Author:

Date: 2025

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Petrucci, J. (2025). Intégration des impacts sur la santé publique des
infrastructures vertes et bleues pour la planification urbaine et la gestion des
eaux pluviales [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/69367/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/69367/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Françoise Bichai
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Intégration des impacts sur la santé publique des infrastructures vertes et bleues pour la
planification urbaine et la gestion des eaux pluviales**

JUSTINE PETRUCCI

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie civil

Août 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée:

Intégration des impacts des infrastructures vertes et bleues sur la santé publique dans la prise de décision pour la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales

présentée par **Justine PETRUCCI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Émilie BÉDARD, présidente

Françoise BICHAI, membre et directrice de recherche

Sarah DORNER, membre et codirectrice de recherche

Jonathan JALBERT, membre et codirecteur de recherche

Isabelle PAPINEAU, membre

Élodie PASSEPORT, membre externe

DÉDICACE

Ce que nous devons faire sur Arrakis n'a jamais été fait pour une planète tout entière. Nous devons utiliser l'homme (la femme¹) en tant que force écologique constructrice [...]. Ceci afin de transformer le cycle de l'eau et de construire un paysage.

Frank Herbert, Premier livre de Dune

¹ Note de l'autrice de cette thèse

REMERCIEMENTS

Je souhaite exprimer mes remerciements à tous ceux et celles qui ont apporté, de quelque manière que ce soit, leur contribution à ce projet de doctorat et qui m'ont permis d'apprécier cette période de ma vie malgré les hauts et les bas. Ce projet de recherche et la contribution scientifique associée n'aurait pas été possible sans ces personnes.

Tout d'abord, Françoise, merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis d'intégrer ton équipe! Ta confiance, ton soutien, tes recommandations et tes retours toujours pertinents ont été d'un immense soutien tout au long de cette période: merci! Merci de m'avoir permis d'aller à mon rythme!

Sarah, Jonathan, merci pour votre disponibilité et vos précieux conseils. Votre temps et votre soutien dans mes idées m'ont grandement aidé à compléter ce projet de recherche.

Mes collègues et ami.es du groupe RAEV particulièrement Sandrine, Garance, Florence, Alexandre et Sami, je n'aurais pas réussi sans votre amitié et votre soutien! Un grand merci aussi à mes collègues du groupe de math qui m'ont accueilli même si je ne savais pas ce qu'était la GEV!

Merci aussi à mes collègues de la chaire en eau potable Raja, Mariam qui ont grandement facilité mon travail grâce à leurs conseils et à leur expérience.

Mention spéciale à Danielle Dagenais, Natasha McQuaid, Martijn Kuller et Marianne Grimard-Conea des scientifiques exceptionnelles avec qui j'ai eu la chance de collaborer au cours de mon doctorat.

Many thanks to Regina Sommer and Julia Derx, it was a true pleasure and an incredible privilege to work with both of you and to be welcomed in Vienna. It was an unforgettable experience that greatly contributed to my PhD.

Merci à ma famille, mon amoureux et mes amies qui, par leur amour inconditionnel m'ont donné le courage de terminer ce doc! Je vous aime à l'infini plus 1000 millions!

Mention à mes amies de Génielles Béatrice et Sophia qui ont une place spéciale dans mon cœur et toutes les femmes sur mon parcours qui m'ont inspirée et motivée à poursuivre une carrière en science.

RÉSUMÉ

Les impacts des changements climatiques sont de plus en plus marqués, obligeant les villes à développer des stratégies de mitigation et d'adaptation efficaces. Parmi les menaces climatiques pesant sur la santé publique figurent l'intensification des pluies causant des débordements d'égouts unitaires (DEU) et des inondations urbaines, ainsi que la hausse des températures favorisant la formation d'îlots de chaleur urbains (ICU).

Dans ce contexte, les infrastructure vertes et bleues (IVB) émergent comme une solution innovante. Ce type d'infrastructure permet non seulement d'améliorer la gestion des eaux pluviales en milieu urbain grâce à un contrôle à la source, mais elles offrent également un ensemble de cobénéfices. Parmi ceux-ci, on note la réduction des DEU, la mitigation des ICU, l'amélioration de la biodiversité et de la qualité de l'aire ainsi que des effets positifs sur la santé mentale grâce à l'exposition au verdissement. Toutefois, leur implantation reste souvent opportuniste, limitant l'atteinte de leur plein potentiel.

L'objectif principal de ce projet de recherche est d'intégrer les impacts sur la santé publique des IVB pour la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales. Les sous-objectifs qui en découlent sont : (1) Développer une méthode de priorisation des bassins de drainage urbains pour réduire les DEU dans le contexte des changements climatiques, (2) Développer et appliquer un cadre d'analyse de la résilience qui tient compte de la gestion des eaux pluviales et de la santé et (3) Évaluer les changements futurs des concentrations en microorganismes pathogènes dans un cours d'eau urbain en aval des rejets d'eaux usées et évaluer les risques d'infection via l'exposition par la baignade récréative avec et sans IVB comme stratégie de contrôle de la qualité de l'eau.

La première partie de ce projet de recherche visait à approfondir la compréhension du phénomène des débordements d'égouts unitaires (DEU) et à évaluer l'influence potentielle des changements climatiques sur leur fréquence. Pour ce faire, deux méthodes de priorisation des bassins de drainage urbain (BDU) ont été adaptées puis combinées dans le but de créer un indice permettant d'identifier les BDU les plus vulnérables en climat futur. La première méthode repose sur une fiche technique évaluant la vulnérabilité des prises d'eau potable en milieu urbain, tandis que la seconde s'appuie sur un modèle de prédiction des DEU tenant compte de l'accumulation des précipitations sur différentes durées. Les résultats de cette analyse ont montré que les changements climatiques provoqueront une augmentation exponentielle de la fréquence des DEU en période sans glace (mai

à octobre). L'indice de priorisation a également permis de distinguer les BDU nécessitant une intervention immédiate à court terme, et ceux présentant une vulnérabilité accrue à plus long terme, favorisant ainsi une allocation plus stratégique des ressources par les décideurs. La force de cette méthode réside dans le peu de données nécessaire offrant aux municipalités une approche abordable pour prioriser les actions sans dépendre de modèles hydrologiques coûteux.

La seconde partie de ce projet de recherche consistait à adopter une vision plus holistique du milieu urbain en y intégrant la dimension de la santé publique. Afin de développer cette vision holistique, la résilience a été abordée. Une revue de la littérature rapide a d'abord été réalisée afin de mieux définir la notion de résilience dans le contexte du projet, en identifiant ses principaux types ainsi que ses composantes clés. Des indicateurs quantitatifs ont ensuite été associés à chacune de ces composantes. Cette démarche a permis de développer un cadre d'analyse de la résilience capable d'évaluer l'impact de différentes stratégies d'implantation d'IVB en intégrant à la fois la gestion des eaux pluviales et les dimensions socioécologiques, incluant les enjeux de santé. Quatre stratégies d'implantation d'IVB ont été développées à l'aide d'un outil spatial d'aide à la planification multicritère. Les résultats mettent en évidence la variabilité spatiale de la résilience sur le territoire, en fonction de l'utilisation des sols, de l'imperméabilité et de la densité de population. Les stratégies basées sur les besoins ont renforcé la résilience dans les zones vulnérables, tandis que les approches basées sur les opportunités ont été plus efficaces dans les zones à faible densité. Cette étude souligne la valeur de la mise en œuvre stratégique des IBV pour atténuer le ruissellement et les ICU, réduire les charges de contaminants et la fréquence des débordements, et améliorer la santé publique dans un climat urbain changeant.

Finalement, la troisième partie du projet de recherche visait à quantifier l'efficacité des IVB pour réduire le risque d'infection lors de la baignade. En effet, de plus en plus, les villes souhaitent augmenter l'accessibilité à la baignade afin que la population puisse bénéficier des effets positifs de cette activité. Cependant, les DEU, qui augmenteront sous l'effet des changements climatiques, pourraient mettre en danger la population si celle-ci est exposée à des microorganismes pathogènes lors de la baignade. Ainsi, cette partie du projet de recherche examine dans quelle mesure les IVB peuvent atténuer les impacts des changements climatiques sur la qualité microbiologique de l'eau, et, par conséquent, assurer la sécurité des baigneurs dans les zones de baignade situées en aval des ouvrages de débordement en milieu urbain. L'approche combine la modélisation hydrodynamique et hydrologique avec l'évaluation quantitative du risque microbien (ÉQRM) pour évaluer le

potentiel des stratégies d'implantation des IVB allant de 0% à 50% des surfaces imperméables converties. Une stratégie impliquant une augmentation de la capacité de stockage a également été envisagée afin de comparer ses performances en termes de réduction des risques. Les résultats montrent que la mise en place d'IVB réduit la probabilité d'infection pour toutes les saisons, le bénéfice le plus important étant observé en été, lorsque l'utilisation de l'eau à des fins récréatives est la plus importante.

Les résultats de ce projet de recherche ont conduit à ces principales conclusions :

- Une augmentation exponentielle des surverses est attendue en raison des changements climatiques.
- La résilience varie spatialement sur le territoire, ce qui souligne l'importance d'adapter les projets d'implantation d'IVB aux spécificités locales.
- Les IVB sont efficaces pour réduire le risque d'infection et de maladie en climat actuel et futur.

Globalement, ce projet de recherche a contribué au développement des connaissances sur les impacts des IVB sur la santé publique dans la prise de décision pour la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales dans le contexte québécois. Les différentes méthodes développées et les résultats obtenus dans le cadre de cette recherche pourraient soutenir les décideurs dans la planification des IVB, en leur permettant d'intégrer les impacts sur la santé publique. De plus, le travail effectué dans cette thèse pourrait servir au développement d'un plan de gestion de la sécurité des eaux récréatives adapté au contexte québécois.

ABSTRACT

The impacts of climate change are becoming increasingly pronounced, compelling cities to develop effective mitigation and adaptation strategies. Among the climate-related threats to public health are the intensification of rainfall leading to combined sewer overflows (CSOs) and urban flooding, as well as rising temperatures contributing to the formation of urban heat islands (UHIs).

In this context, blue-green infrastructure (BGI) is emerging as an innovative solution. These types of infrastructures not only improve urban stormwater management through source control but also offer a range of co-benefits. These include reducing CSOs, mitigating UHIs, enhancing biodiversity and air quality, and improving mental health through exposure to green spaces. However, their implementation is often opportunistic, limiting the full realization of their potential.

The main objective of this research project is to integrate the public health impacts of BGI into urban planning and stormwater management. The resulting sub-objectives are: (1) to develop a method for prioritizing urban drainage catchments to reduce CSOs in the context of climate change; (2) to develop and apply a resilience analysis framework that considers both stormwater management and public health; and (3) to assess future changes in pathogenic microorganism concentrations in an urban river downstream from CSO discharges and evaluate infection risks through recreational water exposure, with and without BGI as a water quality control strategy.

The first part of this research aimed to deepen the understanding of the CSO phenomenon and assess the potential influence of climate change on their frequency. Two prioritization methods for urban drainage catchments were adapted and combined to create an index that identifies the most vulnerable urban drainage catchments under future climate conditions. The first method is based on a technical sheet assessing the vulnerability of urban drinking water intakes, while the second relies on a CSO prediction model that considers accumulated rainfall over different durations as explanatory variable. The results showed that climate change will lead to an exponential increase in CSO frequency during the ice-free period (May to October). The prioritization index also distinguished urban drainage catchments requiring immediate action from those with increased long-term vulnerability, thus supporting more strategic resource allocation by decision-makers. A key strength of this method lies in its minimal data requirements, offering municipalities an affordable approach to prioritizing actions without relying on expensive hydrological models.

The second part of this research adopted a more holistic view of the urban environment by incorporating the public health dimension. To support this holistic perspective, the concept of resilience was explored. A rapid literature review was conducted to define resilience in the context of this project, identifying its main types and key components. Quantitative indicators were then associated with each component. This process led to the development of a resilience analysis framework capable of evaluating the impact of different BGI implementation strategies by integrating both stormwater management and socio-ecological dimensions, including public health concerns. Four BGI implementation strategies were developed using a spatial multi-criteria planning tool. The results highlight the spatial variability of resilience across the territory, depending on land use, imperviousness, and population density. Need-based strategies enhanced resilience in vulnerable areas, while opportunity-based approaches perform better in low-density zones. This study emphasizes the value of strategic BGI implementation for mitigating runoff and UHIs, reducing contaminant loads and overflow frequency, and improving public health in a changing urban climate.

Finally, the third part of this research project aimed to quantify the effectiveness of BGI in reducing infection risk during recreational water activities such as swimming. More and more, cities are seeking to increase access to swimming to promote the health benefits of this activity. However, CSOs, which are expected to increase due to climate change, could threaten public health by exposing swimmers to pathogenic microorganisms. This part of the project therefore examines the extent to which BGI can mitigate the impacts of climate change on microbial water quality, thereby ensuring the safety of swimmers in swimming areas located downstream from overflow structures in urban settings. The approach combines hydrodynamic and hydrological modeling with quantitative microbial risk assessment (QMRA) to evaluate the effectiveness of BGI implementation strategies converting between 0% and 50% of impervious surfaces. A strategy involving increased storage capacity was also considered to compare performance in terms of risk reduction. The results show that BGI implementation reduces the probability of infection across all seasons, with the greatest benefit observed in summer when recreational water use is at its peak.

The findings of this research project led to the following key conclusions:

- An exponential increase in CSO frequency is expected due to climate change.

- Resilience varies spatially across the territory, highlighting the importance of tailoring BGI projects to local conditions.
- BGI is effective in reducing infection and disease risks under both current and future climate conditions.

Overall, this research project contributed to the advancement of knowledge on the public health impacts of BGI in urban planning and stormwater management decision-making within the Quebec context. The various methods developed, and results obtained in this research could support decision-makers in planning BGI while integrating public health considerations. Furthermore, the work carried out in this thesis could serve as a foundation for developing a recreational water safety management plan adapted to the Quebec context.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
LISTE DES ANNEXES.....	XXV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Organisation de la thèse	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	6
2.1 Débordements d’égouts unitaires (surverses)	8
2.1.1 Causes des DEU	8
2.1.2 Polluants et contaminants présents dans les eaux de DEU	9
2.1.3 Conséquences des DEU sur la santé publique	11
2.1.4 Gestion des surverses par les IVB.....	23
2.1.5 Méthodes de prédiction et de modélisations des surverses	25
2.2 Les infrastructures vertes et bleues	28
2.2.1 Impacts potentiels des IVB pour la gestion des eaux pluviales	29
2.2.2 Co-bénéfices de l’implantation des infrastructures vertes et bleues	32
2.3 Résilience	38
2.3.1 Définition de la résilience	40
2.3.2 Composantes clés de la résilience	42

2.3.3	Résilience et infrastructure vertes et bleues	46
2.4	Cadre réglementaire pour l'eau potable et l'eau récréative.....	48
2.4.1	Analyse de vulnérabilité et plan de protection des sources d'eau potable	48
2.4.2	Plans de gestion de la sécurité des eaux récréatives.....	49
2.4.3	Site de baignade	52
2.4.4	Infection d'origine hydrique.....	56
2.5	Résumé de la revue de littérature	56
CHAPITRE 3	DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL.....	58
3.1	Écarts de connaissances dans la littérature et dans la pratique	58
3.2	Objectifs de recherche	62
3.3	Méthodologie générale.....	66
3.3.1	Modèle de prédiction.....	70
3.3.2	Modélisation SWMM.....	70
3.3.3	Spatial Suitability ANalysis Tool (SSANTO)	86
CHAPITRE 4	ARTICLE 1 : STATÉGIC PRIORIZATION OF SEWERSHEDS TO MITIGARE COMBINED SEWER OVERFLOWS UNDER CLIMATE CHANGE.....	91
4.1	Abstract	91
4.2	Introduction	92
4.3	Method	97
4.3.1	Data collection and processing.....	97
4.3.2	Risk index definition	102
4.4	Results	109
4.4.1	Projected CSOs	110
4.5	Discussion	116
4.5.1	Integrating Climate Adaptation into CSO Mitigation Strategies	116

4.5.2	Study limitations	118
4.6	Conclusion.....	120
CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ASSESSING THE IMPACT OF STRATEGIC IMPLEMENTATION OF BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE ON URBAN RESILIENCE		123
5.1	Abstract	123
5.2	Introduction	125
5.3	Method	127
5.3.1	Studied hazards	127
5.3.2	Case study area.....	129
5.3.3	Step 1: Defining resilience	130
5.3.4	Step 2: Identifying the main components of resilience	132
5.3.5	Step 3: Quantitative indicators of resilience components	134
5.3.6	Step 3: Calculating the resilience index	139
5.4	Results	145
5.5	Discussion	152
5.5.1	Applying the resilience framework	152
5.5.2	Study limitations	155
5.6	Conclusion.....	157
CHAPITRE 6 ARTICLE 3: CAN BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE MITIGATE WATERBORNE INFECTION RISK THROUGH RECREATIONAL ACTIVITIES IN DENSELY URBANIZED WATERWAYS?		160
6.1	Introduction	162
6.2	Method	166
6.2.1	Study site description and data.....	167
6.2.2	Climate scenarios	167

6.2.3	Artificial sewer system.....	168
6.2.4	Rainfall-runoff model (HBV).....	169
6.2.5	BGI implementation scenarios	170
6.2.6	QMRA.....	173
6.3	Results	177
6.3.1	Hydrological model results	177
6.3.2	Microbial river water quality and infection risks during recreational use	180
6.4	Discussion	189
6.4.1	Integrating BGI in climate change adaptation.....	189
6.4.2	Study limitations	193
6.5	Conclusions	196
CHAPITRE 7 ASPECTS MÉTHODOLOGIQUES ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES..		
		198
7.1	Intégrer les changements climatiques à l’outil SSANTO	198
7.1.1	Liste maîtresse d’objectifs.....	199
7.1.2	Réseau de moyens et de fins	202
7.1.3	Aléas & santé et aléas et IVB.....	207
7.2	Objectif lié au DEU dans SSANTO	215
7.3	Caractérisation du risque microbien.....	219
7.3.1	Calculer la probabilité d’infection annuelle	220
7.3.2	Calcul de la probabilité de maladie	223
CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE.....		225
8.1	Vue d'ensemble des résultats de la thèse	225
8.2	Retour sur l’objectif 1	229
8.2.1	Limites de l’étude (O1)	230

8.2.2	Perspectives (O1)	232
8.3	Retour sur l'objectif 2	233
8.3.1	Limites de l'étude (O2)	233
8.3.2	Perspective (O2)	235
8.4	Retour sur l'objectif 3	235
8.4.1	Limite de l'étude (O3)	238
8.4.2	Perspective (O3)	239
8.5	Contribution pour la protection des sites de baignade urbains	240
CHAPITRE 9	CONCLUSION	243
9.1	Recommandations	244
9.2	Recherches futures – réflexion sur la santé publique	246
RÉFÉRENCES		249
ANNEXES		302

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Caractéristiques des protozoaires considérés	16
Tableau 2-2 Quantité d'eau ingérée lors de la baignade par les adultes et les enfants	17
Tableau 2-3 Modèles dose-réponse proposés selon le type de microorganisme	19
Tableau 2-4 Comparaison entre différentes méthodes pour l'évaluation des surverses	25
Tableau 2-5 Noms et description des principaux type d'IVB, disponibilité dans le logiciel SWMM, et statut de développement dans l'outil SSANTO	29
Tableau 2-6 Mots clés utilisés lors de la revue de littérature non exhaustive du concept de résilience	39
Tableau 2-7 Définition de la résilience selon l'échelle étudiée et le contexte. Identifiées en gras, définitions retenues pour l'article 2 (CHAPITRE 5)	40
Tableau 2-8 Concepts, définitions et axes de la résilience.....	42
Tableau 2-9 Comparaison entre différents plans de gestion de la sécurité des eaux récréative	50
Tableau 2-10 Risque acceptable pour la baignade (maladie ou infection)	52
Tableau 2-11 Indicateurs de la qualité bactériologique pour le programme Environnement-Plage au Québec (Gouvernement du Québec, 2021)	53
Tableau 2-12 Seuil pour <i>E coli</i> dans les eaux de baignade	54
Tableau 2-13 Seuil pour <i>Enterococci</i> dans les eaux de baignade. Adapté de (World Health Organization, 2021).....	54
Tableau 2-14 Règles de fermeture de la plage urbaine de Verdun, Montréal.....	55
Tableau 3-1 Objectif principal et objectifs spécifiques par article, écarts de connaissances identifiées, originalité de la recherche et chapitres correspondants	63
Tableau 3-2 Question de recherche et chapitres/sections correspondants à l'élaboration sur cette question	65
Tableau 3-3 Paramètres testés dans le modèle SWMM pour les deux polluants à l'études et les trois types d'usage du sol représentés	73

Tableau 3-4 Paramètres utilisés dans le modèle SWMM pour les fonctions d'accumulation et de lessivage en fonction du polluant et du type d'utilisation des sols.	75
Tableau 3-5 Débit sanitaire par type d'occupation du sol (G. Briere, 2012)	77
Tableau 3-6 Exemples de paramètre pour les biorétentions dans SWMM. Les choix sont indiqués en gras	82
Tableau 3-7 Pourcentage d'enlèvement par les biorétentions.....	83
Tableau 3-8 Exemple de répartition des IVB selon les scores d'adéquation	85
Tableau 3-9 Étapes du fonctionnement de l'outil SSANTO adaptées de Lacroix et al. (2024)	89
Table 4-1 Identifiant and sewer type (Combined or Pseudo-sanitary) of the OS selected at the associated point of interest	100
Table 4-2 Thresholds for assessing the level of microbial risk potential associated with CSO-1F as defined in McQuaid et al. (2019)	106
Table 4-3 Information on CSO-1F index parameters adapted from McQuaid et al. (2019) to calculate the microbial risk index.	106
Table 4-4 Data used for calibrating and modeling the predictive model to calculate the number of CSO events under current and future climate	108
Table 4-5 Identifiant and sewer type (combined or pseudo-sanitary) of the OS selected to study under climate change at the associated point of interest	111
Table 4-6 CSO-1F variation over the NTF and the LTF compared to the actual period (2013 to 2020). Colors indicate the priority level for the microbial risk index from very low (light yellow) to very high (dark red) based on Table. 4-2.....	115
Table 5-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14)	130
Table 5-2 Resilience component, their definition and the reference axis (type of resilience)	133
Table 5-3 Selected components of resilience, impacted hazards and associated indicators	135
Table 5-4 Description of the indicators retrieved from the PCSWMM tool interface.....	139

Table 5-5 Percentage of implantation (impervious surface conversion) and total surface area of bioretention for each category of priority zones and each of the 8 strategic BGI implementation strategies.....	141
Table 5-6 Percentage of removal of E. coli and TSS in a bioretention.....	144
Table 5-7 Indicators and concept score for each scenarios and total of resilience score for each sector (colored lines).....	148
Table 6-1 Mean values of CSO discharge rates, river flows and mixing ratios over the complete simulation time without BGI and with 50%-BGI implementation (climate scenario no C73)	179
Table 6-2 Percentage of change in the mean infection risk [%] by season by time period without BGI (0%) and with 50% BGI implementation and the effectiveness of the measure in reducing infection risks in % and log10 units. Higher reduction is green and Lower reduction is red	185
Tableau 7-1 Aléas climatiques pris en compte et impact associés (sous forme d'objectif).....	201
Tableau 7-2 Stratégie de recherche adoptée dans Web of Science	208
Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés	210
Tableau 7-4 Facteurs de conversion pour passer de la probabilité d'infection (risque d'infection) à la probabilité de maladie, tiré de Timm et al. (2016).....	219
Tableau 8-1 Retour sur les objectifs de recherche, les conclusions et les contributions associées	227
Tableau 8-2 Correspondance entre les étapes du plan de gestion de World Health Organization (2021).....	240
Tableau 9-1 Exemple de scénario possible pour inclure la gentrification dans l'outil SSANTO	247
Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM	301
Table C1-1 Summary of Key Urban Hazards: Descriptions, Impacts, and Affected Group	320

Table C2-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14). The type of resilience marked in bold are the one selected for the study	321
Table C2-2: List of resilience components. Components identified in bold are included in the study	322
Table C5-1 PCSWMM model parameters for TSS and E. coli simulations. Parameters were retrieved from the literature (Autixier, 2012; Gironás et al., 2009; Gong et al., 2016; Hong et al., 2021; Hossain et al., 2012; USEPA, s.d.)	326
Table C6-1 Indicators and concept score for each scenarios. The total of resilience score is also presented (colored lines)	329
Table. D1-1. Climate scenario	331
Table. D2-1. Parameters values for the urban drainage catchment in the PCSWMM model before adding BGI	332
Table. D2-2. Concentration of the microorganism in the dry weather	332
Table. D2-3. PCSWMM model parameters	333
Table. D3-1. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for different percentages of BGI implementation, the relative change to C20 and the reduction when adding BGI. For climate scenario C73	335
Table. D3-2. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for all percentages of BGI implementation and the additional storage	336

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Facteurs influençant la contamination des zones de baignade : débordements d'égout unitaire, présence de microorganismes pathogènes, urbanisation accrue, changements climatiques.	7
Figure 2-2 Représentation simplifiée d'une biorétention, ses couches et les mécanismes de gestion de l'eau	28
Figure 3-1 Méthodologie simplifiée de l'ensemble du projet de recherche et liens entre les trois objectifs (article 1)	67
Figure 3-2 Facteur multiplicatif pour les débits sanitaires tiré de G. Briere (2012)	78
Figure 3-3 Schéma du placement de LID selon l'approche 1 adaptée de Rossman (2010).....	79
Figure 3-4 Changement dans la longueur d'écoulement et le paramètre de largeur avec l'ajout d'une LID	80
Figure 3-5 Exemple de calcul du pourcentage imperméable modifiée	81
Figure 3-6 Effet de la modification de la profondeur (depth) et de l'aire (area) sur le volume à nœud de surverse pour le cas d'étude du CHAPITRE 6 (Vienne, Autriche).....	86
Figure 3-7 Structure de la hiérarchie de SSANTO	87
Figure 4-1 Résumé graphique article 1	92
Figure 4-2 OS with associated sewersheds and points of interest. Points of interest include two beaches (swimming and non-swimming), two drinking water intakes, a marina and a wave used for standing surfing (Source: Author).....	98
Figure 4-3 Conceptual diagram of the overall methodology used in the paper, units are between brackets (nb is number, mm is millimeter, m is meter, hab is habitant)	104
Figure 4-4 (a) Number of observed and predicted overflow events; (b) microbial risk (eq. 1) calculated with observed and predicted data.....	110
Figure 4-5 Normalized overflow coefficient over time for the studied OS under climate change a) ID #4, b) ID #5, c) ID #6, d) ID #7, e) ID #8, f) ID #9, g) ID #10. The exponential trend curve is represented in red	111

Figure 4-6 Microbial index variation from the reference period to (a) NTF and to (b) LTF *Note that the color scale is specific to each NTF and LTF period, since all variations are higher in LTF than the maximum NTF variation. Sewersheds are numbered according to the corresponding OS ID.....	114
Figure 5-1 Résumé graphique article 2	124
Figure 5-2 Identification of the studied area. Colors identify sectors and associated overflow structures	129
Figure 5-3 Methodology used for the frequency of CSO indicator, units are between brackets (nb is number, L/s in liter per second, mm/5min is the intensity of the rainfall in milliliters per 5 minutes).....	138
Figure 5-4 Summary of bioretention cell characteristics (Justine Petrucci et al., 2025).....	143
Figure 5-5 Resilience score by sector for the four implementation strategies with an implementation rate of 10% (a) opportunity, (b) needs, (c) specific and (d) all and with an implementation rate of 25% (e) opportunity, (f) needs, (g) specific and (h) all. Each table show the calculated score for each indicator by sector.	145
Figure 6-1 Résumé graphique article 3	162
Figure 6-2 Conceptual diagram of the approach adopted in the study	166
Figure 6-3 Schematic study area with hydrological and urban hydrological model domain.....	167
Figure 6-4 Summary of the parameters' values for each layer of the modeled bioretention cells in PCSWMM.....	171
Figure 6-5 Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [% for the C20, NTF and LTF (y-axis) for different percentages of BGI (0%, 5%, 30%, 50%) implementation. CSOs are differentiated for discharges of (a) <1.0 m ³ /s, (b) 1 - 1.5 m ³ /s and (c) >1.5 m ³ /s. Red diamonds show the mean, boxes the 25th and 75th percentiles, whiskers the 5th and 95th percentile, and black horizontal lines the median values (results are for all the climate scenarios). C20 (blue) in the reference period, NTF (turquoise) is the near-term future period and LTF (brown) is the long-term future period	177

Figure 6-6 Mean concentration of Giardia [cysts/l] for the climate scenario no C73 per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods.....	181
Figure 6-7 Mean Giardia infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation. Note that the scale of the y axis is different for each season to better show the variation when implementing BGI for each season.	183
Figure 6-8 Cumulative probability distributions of the 95 th r percentile infection risks [% per person and exposure event] for Cryptosporidium and Giardia during recreational use in the river downstream of sewage emissions from CSOs over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF for the climate scenario no C73 (full lines : no BGI, dotted lines : 50% BGI implementation)	187
Figure 7-1 Diagramme conceptuel de la méthodologie développée pour adapter SSANTO aux changements climatiques	199
Figure 7-2 Hiérarchie initiale avant l'exercice du réseau de moyens et de fins.....	203
Figure 7-3 Réseau de moyens et de fins.....	204
Figure 7-4 Hiérarchie finale avec et sans les critères d'exclusion. Les objectifs en rouge sont exclus selon les critères tels que définis par Lacroix et al. (2024) *sauf le critère 6. Les autres couleurs distinguent les objectifs principaux.....	206
Figure 7-5 Hiérarchie d'objectifs finale pour intégrer les changements climatiques dans l'outil de planification spatial SSANTO.....	207
Figure 7-6 Performance des IV intégrées dans SSANTO pour la réduction du volume de surverse et du ruissellement d'eau pluviale.....	217
Figure 7-7 Variabilité interannuelle de la probabilité d'infection annuelle moyenne par stratégie d'implantation d'IVB et par horizon de planification pour Giardia. La ligne tiretée grise représente le seuil acceptable pour l'eau potable, les lignes bleues sont des suggestions de	

seuils pour l'eau récréative. Une boîte plus verte représente un taux d'implantation d'IVB plus élevé, la boîte noire représente le stockage additionnel.	222
Figure 7-8 Probabilité de tomber malade à la suite d'une exposition (baignade) pour l'été (juin, juillet, août) pour <i>Giardia</i> . La ligne rouge représente la cible de sécurité récréative.	224
Figure 8-1 Facteurs influençant la contamination des zones de baignade et principales conclusions de la thèse.....	225
Figure B-1: Additional results. First column show the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient.....	316
Figure C3-1. Relation between UHI classes and the percentage of impermeability for 30m x30m cells	324
Figure C4-1: Hierarchy of objectives for smaller systems mostly based on short-term detention and infiltration: bioretention & rain gardens, infiltration systems and swales based on Lacroix et al. (2024)	325
Figure C6-1 Resilience indicator scores for each scenario and sector for 10% (top figure) and 25% (bottom figure) of imperviousness surfaces converted in bioretention.....	330
Figure D3-1. Fraction of 5 min-time steps during CSO occurrence [%] for the C20, NTF and LTF. CSOs are differentiated for <1.0 m ³ /s, 1 - 1.5 m ³ /s and >1.5 m ³ /s. For all the different BGI implementation %. For the three considered climate scenarios	334
Figure D4-1.: Mean concentration of Enterococci [CFU/l], Cryptosporidium [oocysts/l] and Giardia [cysts/l] for the three considered climate scenario per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for C20, NT	341
Figure D4-2: Mean Cryptosporidium and Giardia infection risks	345
Figure D4-3. Cumulative probability distributions of the upper percentile infection risks	348
Figure D5-1: Risk of infection for Giardia for a representative month of July for each planning horizon for the climate scenario C73.	350

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et les abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification. En voici quelques exemples :

BDU	<i>Bassin de drainage</i>
CMM	<i>Communauté métropolitaine de Montréal</i>
DEU	<i>Débordement d'égout unitaire</i>
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EQRM	<i>Évaluation Quantitative du Risque Microbien</i>
ICU	<i>Îlots de chaleur urbains</i>
INSPQ	<i>Institut Nationale de Santé publique</i>
IVB	<i>Infrastructure vertes et bleues</i>
OS	<i>Ouvrage de surverses</i>
SSANTO	<i>Spatial Suitability Analysis Tool</i>
(PC)SWMM	<i>Personal Cumputer Storm Water Management Model</i>
TA	<i>Transport actif</i>

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Modélisation des contaminants.....	302
ANNEXE B	Strategic prioritization of sewersheds to mitigate combined sewer overflows under climate change.....	313
ANNEXE C	Assessing the impact os strategic implementation of blue-green infrastructure on urban resilience	319
ANNEXE D	Can blue-breen infrastructure mitigate waterborne infection risks through recreational activities in desely urbanized waterways?	332

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Les communautés urbaines sont de plus en plus confrontées aux impacts des aléas climatiques exacerbés par les changements climatiques et l'aménagement des villes. Ces phénomènes affectent le climat local et perturbent le cycle hydrologique, créant de nouveaux défis pour les populations urbaines (Leveque et al., 2021; Norton et al., 2015). En particulier, les événements climatiques extrêmes, tels que les étés plus chauds et les pluies intenses, favorisent des phénomènes comme la formation d'îlots de chaleur urbains (ICU), les débordements d'égout unitaire (DEU) et les inondations urbaines augmentant ainsi la vulnérabilité des populations et des écosystèmes urbains. De plus, les changements climatiques accentuent les inégalités sociales en touchant de manière disproportionnée certains groupes et en exacerbant les tensions sociales (ONU-Habitat, 2012). Ces enjeux, bien que particulièrement visibles au Québec, se manifestent également à l'échelle mondiale, affectant de nombreuses villes confrontées à une urbanisation rapide et à des vulnérabilités climatiques similaires (IPCC, 2023; Zou et al., 2023).

Outre leurs effets sur l'environnement, ces événements affectent la santé des individus. Par exemple, les îlots de chaleur urbains peuvent entraîner des inconforts, exacerber des problèmes de santé chroniques et contribuer à la dégradation de la qualité de vie (Giguère, 2009). Les DEU constituent un défi majeur pour les grandes agglomérations urbaines et leur gestion est devenue une priorité. En 2020, plus de 52 000² événements de DEU ont été recensés au Québec, mettant en lumière la vulnérabilité du réseau de drainage urbain. Les DEU surviennent lorsque la capacité du réseau de drainage est dépassée et l'eau provenant des conduites d'égout est rejetée directement dans les cours d'eau récepteurs sans être traitée (Donovan et al., 2008b; Joshi et al., 2020; Passerat et al., 2011). L'eau déversée lors des événements de surverses est chargée en nutriments et en contaminants provenant des eaux usées domestiques et des eaux de ruissellement et les surverses peuvent même parfois être plus concentrées en contaminants que les eaux sanitaires (Autixier et al., 2014; USEPA, 2004).

² <https://www.ledevoir.com/environnement/643095/plus-de-52-000-deversements-d-eaux-usees-au-quebec-en-2020>

Les microorganismes provenant des DEU peuvent présenter des risques importants pour la santé publique, entraînant des maladies gastro-intestinales chez les populations exposées (Haley et al., 2024; Miller et al., 2022), des fermetures de plages (Olds et al., 2018; Patz et al., 2008), une toxicité pour la vie aquatique et une dégradation esthétique du milieu (USEPA, 2004). Ce phénomène met en évidence la nécessité de prendre en compte le risque microbien dans les stratégies de gestion des ressources en eau, particulièrement en ce qui concerne les eaux de baignade (World Health Organisation, 2017).

L'augmentation anticipée de la fréquence des événements extrêmes futurs ainsi qu'une réduction des périodes de retour pour les événements extrêmes actuels (S. Innocenti et al., 2019; Jalbert et al., 2017; Martel et al., 2020) affecteront la conception et le niveau de service des infrastructures hydrauliques actuelles, telles que les réseaux d'égouts, en raison de leur longue durée de vie. Actuellement, les infrastructures de gestion des eaux pluviales, généralement conçues pour durer entre 50 et 75 ans, pourraient s'avérer inadaptées aux besoins futurs dans un contexte de changement climatique (Forsee & Ahmad, 2011; Martel et al., 2020; Means III et al., 2010).

Les événements de précipitations extrêmes, par exemple ceux ayant une période de retour de 100 ans, devraient devenir 2 à 5 fois plus fréquents (Martel et al., 2020), ce qui signifie que les systèmes existants risquent de ne pas répondre aux conditions climatiques futures, posant ainsi des risques pour la sécurité publique. Cette variabilité accrue due aux changements climatiques introduit de nouvelles incertitudes dans les hypothèses de base de l'ingénierie des infrastructures, ce qui exige que les planificateurs intègrent un éventail plus large de scénarios potentiels (Means III et al., 2010). En conséquence, la sécurité publique doit être une priorité lors de l'établissement des critères de conception, notamment pour la détermination des quantiles de précipitations extrêmes (Martel et al., 2020).

Face à ces défis, l'adaptation des infrastructures urbaines est cruciale pour réduire les impacts négatifs sur les populations et les écosystèmes. Les infrastructures vertes et bleues (IVB) sont une solution innovante qui permet d'améliorer la gestion de l'eau à différentes échelles (MELCC, 2014; USEPA, 2021b) tout en offrant de nombreux cobénéfices pour les communautés (Dagenais et al., 2017; MELCC, 2014; Rayfiel et al., 2015).

Par exemple, les biorétentions, les toits verts et les marais filtrants sont des types d'IVB qui favorisent l'infiltration, l'évapotranspiration et la réutilisation de l'eau, contribuant ainsi à la réduction des débits de ruissellement et à l'amélioration de la qualité de l'eau (C. Li et al., 2019; MELCC, 2014). En réduisant le volume des ruissellements et en filtrant les contaminants, les IVB peuvent atténuer les risques associés aux DEU, tout en réduisant les effets des îlots de chaleur, en favorisant le transport actif et en améliorant la qualité de l'air ainsi que la santé de la population (Autixier et al., 2014; Dagenais et al., 2017; INSPQ, 2017; Rayfiel et al., 2015).

Les IVB pourraient également être considérées comme une solution intéressante afin de protéger la qualité des eaux récréatives. Elles pourraient permettre d'atténuer les effets des DEU et réduire la contamination microbiologique des eaux de baignade en capturant une fraction des eaux de ruissellement et en filtrant les contaminants (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014), contribuant ainsi à limiter les débordements et à protéger la qualité de l'eau (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014). En protégeant les zones de baignade, notamment pendant les mois d'été chaud, les IVB contribuent à garantir des espaces sûrs et agréables pour les activités aquatiques, favorisant des modes de vie plus sains et attirant le tourisme (Sterk et al., 2016; Wuijts, de Vries, et al., 2022). De plus, l'accès aux espaces verts et bleus soutient l'activité physique, le bien-être mental et offre un refuge rafraîchissant par temps chaud (Wuijts, de Vries, et al., 2022).

Cependant, la planification et l'implantation des IVB dans les villes ne doivent pas être *ad hoc*, mais se faire de manière stratégique afin d'optimiser leur efficacité et garantir une distribution équitable des bénéfices (Hoover et al., 2021). Le recours à des outils d'analyse spatiale multicritère comme l'outil *Spatial Suitability ANalysis TOol* (SSANTO, (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024)) peut aider à identifier les sites les plus adaptés à l'implantation de ces infrastructures, tout en prenant en compte les critères techniques, environnementaux et sociaux (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024).

Dans ce contexte, il est essentiel de considérer la résilience comme un principe clé de l'aménagement urbain. La résilience urbaine, définie comme la capacité des systèmes urbains et de leurs habitants à s'adapter positivement aux crises, est un facteur déterminant pour garantir un environnement urbain durable et sécurisé face aux risques liés au climat (CabinetOffice, 2011; ONU-Habitat, 2012).

Les IVB jouent un rôle crucial dans cette résilience, en permettant aux villes de mieux faire face aux défis posés par les changements climatiques, tout en améliorant la qualité de vie des habitants et en protégeant la santé publique.

Dans le but d'améliorer la résilience des villes, notamment face aux effets des changements climatiques, ce projet a pour objectif d'intégrer les impacts des IVB sur la santé publique dans la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales.

Cette recherche aborde plusieurs thématiques, notamment les changements climatiques, la santé, la résilience et les infrastructures vertes et bleues. De manière plus spécifique, les objectifs de cette recherche sont les suivants :

- Développer une méthode de priorisation des bassins de drainage urbains pour réduire les DEU dans le contexte des changements climatiques.
- Développer et appliquer un cadre d'analyse de la résilience qui tienne compte à la fois de la gestion des eaux pluviales et de l'aspect socioécologique, en tenant compte de la santé.
- Évaluer les changements futurs des concentrations en microorganismes pathogènes tels que *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans un cours d'eau urbain en aval des rejets d'eaux usées et évaluer les risques d'infection via l'exposition récréative avec et sans IVB comme stratégie de contrôle de la qualité de l'eau.

Chacun des objectifs mentionnés correspond aux travaux communiqués sous forme d'un article scientifique. La combinaison de ces trois objectifs constitue le but de ma thèse et résout la problématique soulevée :

Comment adapter les villes aux impacts croissants des changements climatiques et à l'insuffisance des systèmes actuels de gestion des eaux pluviales tout en protégeant la santé publique, en particulier face aux risques liés aux îlots de chaleur urbains et aux débordements d'égouts unitaires, dans une perspective de résilience urbaine ?

1.1 Organisation de la thèse

Cette thèse se divise en 9 chapitres. Le CHAPITRE 2 présente une revue de la littérature portant sur : les débordements d'égouts unitaires (DEU), les infrastructures vertes et bleues, la résilience, les outils d'aide à la décision spatiale multicritère (SIG-AMCD) et le cadre réglementaire pour les prises d'eau potable, les surverses ainsi que pour la qualité des eaux de baignade.

Le CHAPITRE 3 expose en détail la démarche de l'ensemble de ce projet de recherche. Ce chapitre présente d'abord les principales lacunes issues de la revue de la littérature. Puis, les différents objectifs, leur originalité et leur contribution, les questions de recherche ainsi que la méthodologie pour faire ce projet sont exposés dans les sections 3.2 et 0 de ce chapitre. Les résultats liés à chaque article sont présentés dans les chapitres 4, 5 et 6 :

- CHAPITRE 4 (Article 1 accepté à *Environmental Challenges*, janvier 2025): Strategic Prioritization of Sewersheds to Mitigate Combined Sewer Overflows under Climate Change
- CHAPITRE 5 (Article 2 soumis à *Blue Green systems*, juillet 2025): Assessing the impact of strategic implementation of blue-green infrastructure on urban resilience
- CHAPITRE 6 (Article 3 soumis à *Environmental Science: Water Research & Technology*, juillet 2025): Can blue-green infrastructure mitigate waterborne infection risks through recreational activities in densely urbanized waterways?

Les aspects méthodologiques et les résultats complémentaires sont présentés au CHAPITRE 7. Finalement, une discussion et une conclusion générale ainsi qu'une section recommandations sont présentées aux CHAPITRE 8 et CHAPITRE 9.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Cette section de la thèse présente l'état actuel des connaissances afin de situer précisément le projet de recherche dans son contexte, tout en mettant en évidence les lacunes existantes dans la littérature scientifique et la pratique. Bien que chaque article publié ou soumis pour publication dans le cadre de cette thèse (Chapitres 4, 5 et 6) propose une revue de la littérature ciblée, le CHAPITRE 2 couvre un ensemble plus large de références, visant à enrichir la compréhension globale du sujet et à appuyer la formulation des hypothèses et des objectifs de recherche. La Figure 2-1 illustre les principaux facteurs influençant la contamination des zones de baignade en milieu urbain. Cette contamination peut notamment résulter des débordements d'égouts unitaires (DEU), qui transportent un mélange d'eaux usées domestiques et de ruissellement urbain. Ce mélange est souvent chargé en contaminants, tels que des matières fécales, divers microorganisme et contaminants accumulés sur la chaussée. Les DEU sont eux-mêmes influencés par des facteurs comme les épisodes de pluie et l'imperméabilisation croissante des surfaces urbaines, qui limite l'infiltration de l'eau dans le sol et favorise son écoulement rapide vers les réseaux souterrains. Enfin, les événements pluvieux, de plus en plus intenses et fréquents sous l'effet du changement climatique, accentuent ces phénomènes.

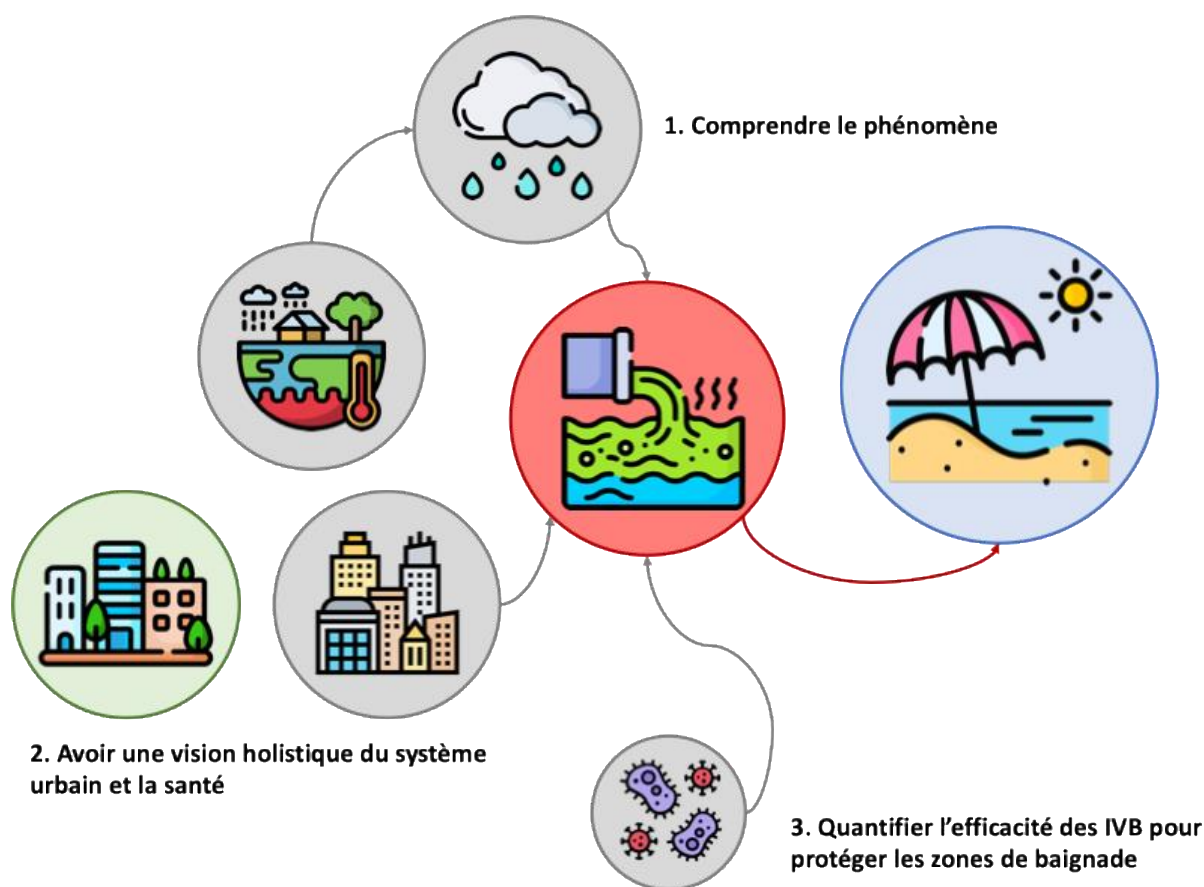


Figure 2-1 Facteurs influençant la contamination des zones de baignade : débordements d'égout unitaire, présence de microorganismes pathogènes, urbanisation accrue, changements climatiques.

Chaque élément montré dans la Figure 2-1 est présenté de manière plus détaillée dans la revue de la littérature. La thématique des DEU (section 2.1) est d'abord abordée, car les DEU sont au cœur du projet de recherche. Les DEU posent un risque sanitaire pour les populations susceptibles d'être exposées à des contaminants, notamment lors d'activités récréatives, telles que la baignade, où l'ingestion d'eau contaminée est possible. Il est donc essentiel de bien cerner l'état des connaissances actuelles sur les DEU pour comprendre ce phénomène. Les différentes méthodes pour la prédiction et l'évaluation des DEU seront également abordées dans cette revue de la littérature afin d'identifier les avantages et les inconvénients des différentes méthodes proposées (section 2.1.5). La santé des communautés urbaines denses constitue le fil conducteur, ainsi, le thème de la santé publique est abordé, puisque cela fait le lien entre les atteintes à la santé et les modifications à l'environnement naturel et bâti (section 2.1.3).

Cela permet de souligner l'importance de la mise en place stratégique des infrastructures vertes et bleues (IVB) afin d'améliorer la distribution de celles-ci sur un territoire. La seconde section met l'accent sur les IVB, qui constituent un axe central en raison de leurs avantages pour la gestion des eaux pluviales ainsi que de leurs co-bénéfices pour la santé et le bien-être des communautés afin de montrer comment la recherche s'insère dans la pratique.

2.1 Débordements d'égouts unitaires (surverses)

Ce volet a pour objectif de mieux comprendre les causes et les conséquences en lien avec la santé publique des événements de surverse. Il vise également à savoir comment les IVB peuvent limiter leur occurrence et leurs conséquences.

2.1.1 Causes des DEU

Les débordements d'égout unitaires se produisent lorsque la capacité d'un réseau unitaire (combinant les eaux usées sanitaires et pluviales) est excédée, entraînant le rejet direct des eaux non traitées dans les cours d'eau récepteurs sans traitement préalable (Donovan et al., 2008b; Joshi et al., 2020). Ces événements surviennent principalement lors de fortes précipitations ou durant la fonte des neiges, lorsque le volume d'eau de ruissellement augmente et dépasse la capacité des conduites (Madoux-Humery et al., 2013; Olds et al., 2018; Patz et al., 2008). L'eau déversée est un mélange d'eaux usées domestiques et de ruissellement, riche en nutriments et en contaminants, parfois à des concentrations plus élevées que dans les eaux usées domestiques ordinaires (USEPA, 2004).

Les DEU introduisent ainsi des contaminants fécaux dans les milieux aquatiques, augmentant les niveaux d'indicateurs microbiens associés à l'humain (Olds et al., 2018) et transportant divers micropolluants organiques (Launay et al., 2016). Les pathogènes présents dans ces rejets constituent une menace significative pour la santé publique, pouvant causer des maladies gastro-intestinales dans les populations exposées (Haley et al., 2024; Miller et al., 2022), entraînant des fermetures de plages, une toxicité pour la vie aquatique et une dégradation esthétique des milieux naturels (USEPA, 2004).

L'intensification des précipitations pourrait entraîner une augmentation des événements de surverses (Arnbjerg-Nielsen et al., 2013; Derx et al., 2023; Leveque et al., 2021; Sachindra et al., 2016). Selon les prévisions, la fréquence et l'intensité des pluies extrêmes devraient croître, rendant probable une hausse des DEU (Leveque et al., 2021; Patz et al., 2008; USEPA, 2008). En effet, l'intensification des précipitations extrêmes accroît la quantité d'eaux pluviales s'écoulant vers le système d'égout, augmentant ainsi le risque de DEU (Miller & Hutchins, 2017). Gogien et al. (2023) ont utilisé des séries de précipitations désagrégées pour évaluer l'impact du changement climatique sur les DEU : les résultats montrent une augmentation des volumes annuels déversés, variant de 13 % à 52 % selon le modèle climatique considéré. Des résultats similaires sont rapportés dans un bassin urbanisé en Autriche (Derx et al., 2023).

Par ailleurs, les changements climatiques, en augmentant à la fois les besoins en eau douce et en menaçant sa qualité, accentuent la vulnérabilité des populations urbaines et des écosystèmes naturels face aux risques climatiques (Leveque et al., 2021).

2.1.2 Polluants et contaminants présents dans les eaux de DEU

Les DEU entraînent une augmentation significative des concentrations et des charges de polluants associés à l'activité humaine, atteignant des niveaux supérieurs d'un ordre de grandeur par rapport aux fortes pluies sans DEU (Olds et al., 2018). Ces charges en polluants sont directement liées au degré d'urbanisation du bassin versant, faisant des DEU un enjeu majeur en milieu urbain fortement densifié (Farina et al., 2024).

Parmi les contaminants, on retrouve sept pathogènes de référence identifiés par l'EPA : *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Salmonella*, *Norovirus*, *Rotavirus*, *Enterovirus* et *Adénovirus* (McBride et al., 2013). Ces agents sont utilisés comme indicateurs de référence pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau, car ils représentent des risques sanitaires majeurs et peuvent refléter la présence d'une grande diversité d'autres microorganismes pathogènes moins surveillés. En plus des microorganismes pathogènes, les DEU transportent des polluants variés, comme la matière organique, les nutriments (azote et phosphore), les matières en suspension, les métaux lourds et d'autres substances nocives (Gooré Bi et al., 2015). Ces eaux de ruissellement et de débordements sont des sources majeures de contamination microbienne des eaux de surface urbaines (Sterk et al., 2016).

Plusieurs contaminants peuvent se retrouver dans les eaux de surverses, les plus fréquents sont indiqués ci-dessous (Gouvernement du Canada, 2013a, 2013b; Launay et al., 2016; MELCC, 2014; USEPA, 2004) :

Nutriments : L'azote, le phosphore, les nitrites et les nitrates sont des types de polluants pouvant se retrouver dans les eaux de surverses via les eaux de ruissellement ou les eaux sanitaires. Un excès de nutriments peut notamment entraîner l'eutrophisation du milieu aquatique et limiter les activités récréatives liées à l'utilisation du cours d'eau récepteur en raison de la prolifération de cyanobactéries.

MES : Les matières en suspension (MES) augmentent la turbidité de l'eau et peuvent transporter d'autres éléments, comme des métaux lourds, des pesticides et des bactéries, qui sont toxiques pour les êtres vivants.

Microorganismes : Ce type de contaminants inclut par exemple les virus, les bactéries et les coliformes fécaux ou totaux. Les microorganismes peuvent être à l'origine de maladies dans les populations. Les sources principales de contamination par les microorganismes sont les DEU, les installations septiques déficientes, les déchets animaux et certaines espèces animales vivant dans le milieu urbain

Autres : Dans cette catégorie, il est possible d'inclure tous les contaminants générés par les déchets qui se retrouvent dans les rues provenant des activités anthropiques (sac de plastique, tasse à café, mégots de cigarette). Ces déchets sont entraînés dans les conduites par les eaux de ruissellement.

Cette pollution représente une menace importante pour la santé publique, notamment dans les eaux de baignade où les utilisateurs risquent une ingestion accidentelle de pathogènes et d'autres polluants. Les sections suivantes abordent les conséquences sur des DEU sur la santé et la gestion des DEU par les IVB respectivement. Ces sections établissent le cadre nécessaire pour répondre à la question suivante: les IVB constituent-ils une solution envisageable pour protéger la santé humaine en milieu urbain (article 3, CHAPITRE 6)?

2.1.3 Conséquences des DEU sur la santé publique

Les effets des DEU sur la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes urbains sont liés à plusieurs mécanismes. La présence de polluants dans les DEU s'explique par la remise en suspension des dépôts accumulés dans les égouts et le ruissellement de surface lors des épisodes pluvieux (Madoux-Humery et al., 2013; Passerat et al., 2011; Wang, 2014). De plus, les caractéristiques du bassin versant, telles que le degré d'urbanisation et la densité de surfaces imperméables, influencent fortement la quantité de polluants déversés (Farina et al., 2024; Olds et al., 2018). En somme, les DEU représentent une menace sérieuse pour la qualité des eaux réceptrices, mettant en danger la vie aquatique, la qualité des sources d'eau potable et la santé humaine.

L'une des principales menaces pour les prises d'eau potable réside dans la concentration d'un contaminant dépassant la capacité de traitement de l'usine de production d'eau potable, ce phénomène est également appelé « pointe » (Dorner et al., 2006; Sylvestre, Prévost, et al., 2021; Taghipour et al., 2019; Taghipour et al., 2025). Cette surcharge peut être provoquée par un DEU à la suite de précipitations importantes. Lors de la surveillance de la qualité de l'eau brute, une attention particulière doit être portée aux événements pluvieux, qui peuvent entraîner des charges pathogènes accrues (Dorner et al., 2007). En effet, la concentration maximale de pathogènes peut survenir avant le pic de turbidité, car ces microorganismes sont souvent localisés plutôt que répartis uniformément dans le bassin versant (Dorner et al., 2007). Cette dynamique s'explique par le fait que les pathogènes, issus de sources ponctuelles telles que les rejets d'eaux usées, peuvent être transportés rapidement dès le début de l'épisode pluvieux, tandis que la turbidité, liée à l'érosion des sols et à la remise en suspension des sédiments, atteint son pic plus tard. Ces différences sont renforcées par la combinaison de sources ponctuelles locales et de pollutions diffuses à l'échelle du bassin versant, notamment lors de la fonte des neiges ou du ruissellement pluvial (Sylvestre, Burnet, et al., 2021). Ainsi, un traitement adapté est essentiel pour prévenir les risques d'infection liés à la consommation de l'eau.

Ainsi, la turbidité, fréquemment utilisée comme indicateur principal dans les usines de traitement de l'eau pour ajuster les processus en cas de contamination, présente des limites. Les pathogènes atteignent souvent leur concentration maximale avant le pic de turbidité (Dorner et al., 2007). Ce décalage temporel implique qu'en attendant une hausse de la turbidité pour ajuster le traitement, l'usine peut ne pas réagir à temps, exposant ainsi les usagers à des risques de contamination.

Bien que pratique, la turbidité ne reflète pas toujours avec précision les dynamiques des contaminants microbiologiques, ce qui peut compromettre l'efficacité du traitement dans des situations critiques.

Il convient de souligner que les objectifs d'enlèvement des usines de traitement d'eau potable sont établis à partir des concentrations moyennes de contaminants mesurées dans l'eau brute, et non en fonction des concentrations de pointe (Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2017). Par conséquent, rien ne garantit que ces installations puissent répondre efficacement à des épisodes ponctuels de forte contamination.

Pour pallier ces insuffisances, une surveillance proactive, combinée à des outils capables de détecter directement les pathogènes ou leurs marqueurs spécifiques, est essentielle. Ces approches permettraient d'anticiper les pointes précoces et d'améliorer la réactivité des systèmes de traitement. Ainsi, il serait possible de mieux protéger la santé publique en garantissant une réponse rapide et adaptée lors d'épisodes pluvieux ou de déversements accidentels. Il est également essentiel de prévenir ces pics de contaminants, notamment en limitant les DEU par l'implantation de mesures de mitigation, telles que les infrastructures vertes et bleues (IVB).

L'exposition aux contaminants provenant des DEU lors de la pratique des activités récréatives, telles que la baignade, peut provoquer des maladies affectant les systèmes respiratoires ou gastro-intestinaux (Olds et al., 2018; Patz et al., 2008; Tseng & Jiang, 2012), entraînant des symptômes tels que la diarrhée et des maladies, comme la *giardiase* et la *cryptosporidiose* (Gouvernement du Canada, 2012). Les baigneurs sont les plus exposés en raison de l'exposition prolongée et de la probabilité plus élevée d'ingérer de l'eau contaminée (Goulding et al., 2012; McBride et al., 2013). Par conséquent, ces événements de contamination affectent les populations locales. Par exemple, une étude menée sur la rivière Passaic inférieure (États-Unis) montre que la probabilité de contracter une maladie gastro-intestinale à la suite de l'ingestion accidentelle d'eau près des DEU varie de 14 % à 70 % annuellement pour les scénarios des visiteurs et des usagers récréatifs, respectivement (Donovan et al., 2008b). Ces probabilités excèdent largement les seuils de risque jugés tolérables par les autorités sanitaires. À titre comparatif, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande un seuil de risque acceptable pour les eaux récréatives de 1,9 %, soit environ 19 cas pour 1 000 baigneurs (World Health Organisation (WHO), 2003).

Pour l'eau potable, le seuil est encore plus strict, fixé à 10^{-4} , soit 1 infection par 10 000 personnes par an (World Health Organisation, 2017).

Ainsi, les valeurs observées dans le cas de la rivière Passaic suggèrent un risque épidémiologique nettement supérieur aux normes généralement acceptées, ce qui soulève d'importantes préoccupations en matière de santé publique. Les événements pluvieux extrêmes sont des contributeurs majeurs aux épidémies de maladies d'origine hydrique. Aux États-Unis, plus de la moitié de toutes les épidémies sont liées à des pluies excessives (Curriero et al., 2001). Les changements climatiques pourraient aggraver ce problème (Derx et al., 2023; Patz et al., 2008; Sterk et al., 2016). Cela souligne l'importance du risque microbiologique comme une considération cruciale dans les plans de protection des sources d'eau (World Health Organisation, 2017). Des études réalisées dans la région des Grands Lacs aux États-Unis montrent que les points d'eau les plus à risque pour un usage récréatif sont ceux proches de bassins fortement urbanisés et densément peuplés, alors que ces populations pourraient bénéficier de la proximité d'un plan d'eau lors des journées chaudes (McLellan et al., 2018; Olds et al., 2018). Les effets combinés du changement climatique et des perturbations du cycle hydrologique pourraient augmenter le nombre de jours de fermeture de plages près des zones urbanisées en raison de l'augmentation du potentiel d'événements de contamination et, par conséquent, de l'exposition aux pathogènes (Olds et al., 2018; Patz et al., 2008) privant ainsi les populations d'un accès à l'eau récréatif durant la saison chaude. Par conséquent, la gestion des DEU est essentielle pour les grands centres urbains.

2.1.3.1 Évaluation quantitative du risque microbien (ÉQRM)

L'Évaluation Quantitative du Risque Microbien (EQRM), initialement développée pour l'eau potable, est une méthode largement utilisée dans le secteur de l'eau pour estimer les risques sanitaires associés aux dangers microbiens (Santé Canada, 2018; World Health Organization, 2016a). Il s'agit d'une méthode qui est notamment utilisée dans certains cadres réglementaires en Australie et aux Pays-Bas (Bichai & Smeets, 2013). Cette méthode peut également s'appliquer à l'eau récréative pour estimer les risques sanitaires associés à la baignade, en particulier quand celle à l'eau en aval d'un ouvrage de DEU (Santé Canada, 2018; World Health Organization, 2016a).

L'EQRM a été utilisée dans plusieurs études afin d'identifier les risques liés à la présence de divers agents pathogènes sur les plages.

Les agents pathogènes les plus souvent inclus sont les virus entériques (p. ex. norovirus, adénovirus humains), les protozoaires entériques (p. ex. *Cryptosporidium*, *Giardia*) et les bactéries entériques (p. ex. *Campylobacter*, *Salmonella*) (Santé Canada, 2021). Cet outil d'évaluation exploite des données spécifiques aux pathogènes, ce qui le rend particulièrement efficace pour prédire les risques liés au contact avec l'eau débordement (Haas et al., 2014; Santé Canada, 2018; World Health Organization, 2016a). Hamilton et al. (2024) ont identifié de nombreuses nouvelles applications de l'ÉQRM, notamment pour les eaux récréatives. Cette partie du projet de recherche s'inscrit dans cette nouvelle application.

L'ÉQRM repose sur une approche rigoureuse en quatre étapes: **(1)** identification des pathogènes et de leurs sources; **(2)** suivi de leur transport et de leur devenir dans l'eau, entraînant une exposition humaine potentielle ; **(3)** évaluation de leur infectiosité à l'aide des relations dose-réponse ; **(4)** caractérisation des risques sanitaires associés à l'exposition humaine. Cette démarche vise à estimer le risque sanitaire à partir de paramètres clés, en tenant compte à la fois de leur variabilité (par exemple, la durée de baignade) et de l'incertitude inhérente, notamment dans les courbes dose-réponse.

La plupart des paramètres ne sont pas fixes, mais décrits par des distributions statistiques qui reflètent leur étendue et leur variabilité. Ces distributions sont échantillonnées de manière aléatoire à de nombreuses reprises afin de construire un profil de risque par méthode Monte-Carlo (McBride et al., 2013).

Des études ont montré l'efficacité de l'ÉQRM pour la gestion de la qualité des eaux récréatives, en offrant des résultats quantitatifs permettant de comparer différentes stratégies de gestion (Kozak et al., 2020; McBride et al., 2013). Ainsi, il serait possible d'utiliser cette méthode pour évaluer différentes stratégies d'implantation d'IVB. Elle est particulièrement utile pour gérer les plages situées dans des zones urbaines denses à proximité des points de rejet (Eregno et al., 2016). Ces recherches soulignent l'importance d'anticiper les évolutions futures dans le cadre d'une planification à long terme de la sécurité des eaux et de l'évaluation de mesures robustes de protection des bassins versants.

1) Identification des pathogènes et de leurs sources

La première étape d'une ÉQRM est d'évaluer les agents microbiens pouvant potentiellement causer un événement dangereux pour la santé publique lié à la consommation d'eau (Medema & Ashbolt, 2006). Pour cette revue, deux contaminants sont analysés : *Giardia* et *Cryptosporidium*.

Pour le cas à l'étude, la situation dangereuse est un événement de pluie important résultant à une charge plus importante que normale de microorganismes pathogènes dans une zone de baignade.

Les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* sont des protozoaires qui sont une cause importante des éclosions de maladie d'origine hydrique. Au Canada et dans le monde entier, le protozoaire le plus souvent déclaré est *Giardia* (Efstratiou et al., 2017; Gouvernement du Canada, 2012; Health Canada, 2019; Júlio et al., 2012) d'où l'importance d'effectuer un suivi attentif des prises d'eau. Ces deux types de protozoaires sont très résistants, notamment à la désinfection chimique, et peuvent survivre longtemps dans les cours d'eau même en étant exposés à des stress provenant du milieu, comme l'eau salée (eau de mer) ou le gel (Gouvernement du Canada, 2012). L'effet de la température est aussi un facteur important dans la survie des kystes de *Giardia*, en effet sa durée de survie peut passer de 77 à 4 jours dans une eau à 8 °C (eau du robinet) comparativement à 37 °C (Gouvernement du Canada, 2012). Les oocystes de *Cryptosporidium* peuvent survivre jusqu'à 18 mois dans un laboratoire dans une eau à 4 °C et 7 mois dans de l'eau tiède à 15 °C (Gouvernement du Canada, 2012). L'utilisation des UV est une méthode efficace pour enlever les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia*. La contamination de l'eau se fait par la présence de matière fécale animale ou humaine. Le parasite *Giardia* peut causer la *giardiose* qui est une infection du système gastro-intestinal. Elle peut se manifester par certains symptômes, comme la diarrhée, une anorexie et des frissons (Gouvernement du Canada, 2012). De plus, une infection causée par un kyste de *Giardia* peut entraîner des effets chroniques sur la santé, notamment chez les enfants et les personnes plus vulnérables, comme des troubles gastro-intestinaux persistants (Gouvernement du Canada, 2012). Une personne contaminée par un oocyste de *Cryptosporidium* peut développer les symptômes suivants : diarrhée aqueuse et des crampes. Les personnes en bonne santé sont généralement porteuses pour une durée d'environ 30 jours (Gouvernement du Canada, 2012).

Le Tableau 2-1 présente un résumé des informations énoncées plus haut :

Tableau 2-1 Caractéristiques des protozoaires considérés

Pathogènes	Survie dans l'eau	Résistance au traitement	Désactivation	Transmission	Symptômes	Période d'incubation
Giardia	- Jusqu'à 77 jours	- Désinfection chimique	-UV	-Voie fécale orale -Transmission entre les personnes possible	-Diarrhée -Anorexie -Sensation de gêne dans la partie supérieure de l'intestin -Malaises -Température subfébrile -Frissons	-
Cryptosporidium	- Jusqu'à 18 mois	- Désinfection chimique	-UV	-Voie fécale orale -Transmission entre les personnes possible	-Diarrhée aqueuse -Crampes -Nausées -Vomissements (particulièrement chez les enfants) -Température subfébrile -Anorexie -Déshydratation	-30 jours

2) Suivi de leur transport et de leur devenir dans l'eau, entraînant une exposition humaine potentielle

L'évaluation de l'exposition est liée à la probabilité qu'une personne ingère un pathogène en buvant de l'eau lors d'une activité récréative (baignade). Dans une ÉQRM complète, afin de faire l'évaluation de l'exposition, il faut déterminer la quantité de pathogènes se trouvant dans la source. Il faut également estimer les changements de quantité lors des différentes étapes de traitement, de stockage et de distribution et finalement la quantité d'eau bue par la personne exposée (Medema & Ashbolt, 2006) quand il est question d'eau potable distribuée. Pour de l'eau contaminée près d'une zone de baignade, il n'y a pas de traitement, mais le débit, la profondeur et d'autres caractéristiques du cours d'eau peuvent influencer la concentration de contaminants.

Pour la présente étude, l'exposition survient lors de la baignade, i.e., l'événement causant l'exposition est l'ingestion accidentelle durant une activité de baignade. La présence de pathogènes est due à un événement de surverse par temps de pluie (la pluie est assez importante pour atteindre le seuil qui cause une surverse). Les eaux de surverse sont composées des eaux sanitaires et des eaux de ruissellement. Différents contaminants peuvent se trouver dans ces eaux comme discuté dans la section 2.1.2.

En général, la concentration de base de *Giardia* dans les eaux de surface varie entre 2 et 200 kystes/100 L, la concentration de *Cryptosporidium* se trouve entre 1 et 100 oocyste/100 L (Gouvernement du Canada, 2012).

En ce qui concerne les activités aquatiques, la quantité d'eau ingérée accidentellement dépend du type et de la durée de l'activité pratiquée ainsi que de l'âge de la personne. Le Tableau 2-2 présente les valeurs d'eau ingérée par les adultes et les enfants lors de la baignade (l'activité récréative la plus à risque)

Tableau 2-2 Quantité d'eau ingérée lors de la baignade par les adultes et les enfants

Adulte	Enfants	Précisions	Sources
32 mL/ h	64 mL/h	L'enfant reste souvent plus longtemps dans l'eau	(Dufour et al., 2017)
16 mL/période de baignade	37 mL/période de baignade	Par événement d'au moins 45 minutes.	(McBride et al., 2013)
24 mL/période de baignade	47 mL/période de baignade	Les hommes ont ingéré plus d'eau que les femmes, respectivement 30 mL et 19 mL	(USEPA, 2006)
9 mL/période de baignade (médiane) 64 mL/période de baignade (90e percentile)	36 mL/période de baignade (médiane) 150 mL/période de baignade (90e percentile)	Pour des enfants de 6 à 12 et des adultes de plus de 35 ans	(DeFlorio-Barker et al., 2018)

Sur la base du Tableau 2-2, il est possible de conclure que, selon la littérature, la valeur minimale d'ingestion pour un adulte est 9 mL/période de baignade et que la valeur maximale est 24 mL/période de baignade (si on rejette la valeur de 32 mL/h, car ce n'est pas la même base).

Pour les enfants, la plage s'entend entre 36 mL/période de baignade et 37 mL/période de baignade (en excluant la valeur de 64 mL/h). Il est également possible de déterminer le volume d'eau ingéré selon une distribution statistique, les paramètres des fonctions dépendent du type de baigneur et de son âge (Schets et al., 2011; Schijven et al., 2015).

Dans l'ÉQRM, les concepts d'exposition homogène et hétérogène font référence à la manière dont l'exposition à un agent pathogène est répartie au sein d'une population ou dans le temps (Teunis et al., 2008). Dans le cas de figure étudié dans ce projet (CHAPITRE 6, article 3), une exposition homogène pour un groupe (enfant, femme, homme) est assumée puisque la concentration dans la rivière est la même et que les mêmes modèles de dose-réponse sont employés, mais hétérogène entre les groupes, puisque le volume ingéré dépend du groupe.

3) Évaluation de l'infectiosité à l'aide des relations dose-réponse

Il existe différents modèles dose-réponse pour déterminer la probabilité d'infection en fonction de la dose ingérée. Ces modèles permettent de définir la relation mathématique de la probabilité d'infection pour une dose et un pathogène donnés (McBride et al., 2013). Le Tableau 2-3 ci-dessous présente trois types de modèle pouvant être utilisés :

Tableau 2-3 Modèles dose-réponse proposés selon le type de microorganisme

Modèle	Définition mathématique	Microorganismes	Paramètres	Avantages	Inconvénients	Références
Exponentiel	$P_{inf}(D) = 1 - e^{-rD}$	Giardia Cryptosporidium	$r_{giardia} = 0.0199-0.02$ $r_{Cryptosporidium} = 0.05-0.2$	Le modèle exponentiel est plus simple à appliquer dans les études de risque sanitaire	Ne permet pas de représenter les microorganismes plus résistants Hypothèse d'indépendance Limité dans le cas des fortes variabilités	(Derx et al., 2023; Eregno et al., 2016; Kozak et al., 2020; McBride et al., 2013; Teunis et al., 2008)
Bêta-Poisson	$P_{inf}(D) = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha}$	Enterovirus Novovirus Rotavirus Salmonella	Dépend du pathogène	Permet de calculer la probabilité d'infection en tenant compte à la fois de la variabilité dans l'exposition et de la variabilité dans la susceptibilité individuelle à l'infection.	Les paramètres α et β doivent être estimés à partir de données Complexe	(McBride et al., 2013; Teunis & Havelaar, 2000)
Hypergéométrique	$P_{inf}(D) = {}_1F_1(\alpha, \alpha + \beta, D)$	Cryptosporidium	$\alpha = 0.3,$ $\beta = 1.1$	Reflète la nature probabiliste de la transmission des agents pathogènes. Adapté lorsque la dose d'infection dépend de la concentration des microorganismes dans un environnement où la distribution n'est pas indépendante (par exemple, des événements de surverse ou des expositions multiples).	Complexe Nécessite plus de données	(Derx et al., 2023; Schets et al., 2011; Teunis & Havelaar, 2000)

Le choix d'un modèle dose-réponse est décisif pour le résultat de l'évaluation quantitative des risques (Teunis & Havelaar, 2000). Dans le cas de ce travail de recherche, le modèle exponentiel est utilisé pour *Giardia* et le modèle hypergéométrique est utilisé pour *Cryptosporidium*. Ces modèles sont bien adaptés pour évaluer les risques sanitaires liés aux eaux de débordement d'égouts unitaires puisqu'ils prennent en compte les caractéristiques spécifiques de ces pathogènes et des eaux provenant des DEU (Derx et al., 2023; Kozak et al., 2020; Shannon M. McGinnis et al., 2022).

4) Caractérisation des risques sanitaires associés à l'exposition humaine

Les informations recueillies lors des étapes précédentes permettent de caractériser le risque, lequel peut ensuite être comparé aux seuils de l'OMS exprimés en années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY), afin d'évaluer et de mettre en perspective différents types de risques, tels que le risque de noyade ou celui de contracter une maladie gastro-intestinale (Medema & Ashbolt, 2006). La cible du risque tolérable établie par l'OMS est de 10^{-6} DALY/pers/an pour le risque lié à l'eau potable. Le DALY permet également de prendre en compte les critères de morbidité aiguë (par exemple la diarrhée ou les nausées), mais aussi les critères de morbidité plus grave, notamment le syndrome de Guillain-Barré associé à *Campylobacter* (World Health Organization, 2017a). Dans son étude Kozak et al. (2020) se base sur le principal objectif de sécurité récréative de 32 maladies pour 1 000 expositions récréatives adoptées aux États-Unis pour effectuer l'interprétation des résultats de l'EQRM. Méthodes d'évaluation des risques

Les principaux facteurs influençant la gravité des maladies d'origine hydrique associées aux DEU incluent le type d'exposition. L'ingestion, l'inhalation, les voies dermiques et oculaires via des milieux contaminés, tels que l'eau, les aliments, l'air, le sol ou les surfaces, dans des contextes directs, indirects, professionnels ou communautaires, constituent différents types d'exposition (Goulding et al., 2012; McBride et al., 2013). Dans une étude de Goulding et al. (2012), les auteurs ont élaboré un réseau bayésien afin d'analyser les risques des surverses sur la santé publique en temps de pluie pour cinq voies d'exposition :

Récréation primaire : Une activité récréative où tout le corps est immergé et que le visage est mouillé (nage, plongée, surf).

Récréation secondaire : Une activité récréative où seuls les membres sont mouillés et que le contact entre l'eau et le visage est peu fréquent (pêche, navigation de plaisance).

Irrigation des cultures destinées à l'alimentation humaine (sans restriction): Cela comprend l'irrigation de tous les types de cultures alimentaires, sans aucune restriction sur place concernant l'application ou l'accès humain.

Irrigation des espaces municipaux (sans restriction): Cela comprend l'irrigation des terrains de sport, des espaces ouverts, des parcs et jardins, des terrains de golf et des systèmes de suppression de la poussière. L'accès et l'application du public sont illimités (par exemple l'utilisation de jet à bruine).

Irrigation des cultures non alimentaires (accès restreint) : Cela comprend des activités d'irrigation comme celles du gazon ou des fleurs avec une application restreinte telle que l'irrigation goutte à goutte et aucun accès ou accès public restreint.

Cette étude permet de conclure que les réseaux bayésiens ont des avantages pour évaluer le risque lié aux surverses, puisqu'ils permettent de prendre en compte les incertitudes directement liées à chaque événement de surverses. Ils permettent aussi de comparer plusieurs stratégies de gestion des DEU afin d'en déterminer l'efficacité. Ainsi, cette approche pourra être utile aux autorités qui s'occupent de la gestion des surverses afin d'implanter la stratégie qui minimise les risques pour la santé publique dans une optique de santé dans toutes les politiques (Frumkin, 2016). L'approche du réseau bayésien ne sera pas utilisée dans le contexte de ce projet, notamment en raison des obstacles liés au processus de développement (limiter les biais et assurer une expertise fiable) et de validation (Kaikkonen et al., 2021; Werner et al., 2017). En effet, l'estimation des tables de probabilité conditionnelle associées à chaque nœud d'un réseau bayésien est complexe (Beaudequin et al., 2015). Cette approche pourrait toutefois être complémentaire à l'ÉQRM puisque les réseaux bayésiens permettent de considérer les coûts afin de choisir la stratégie la plus optimale en termes de coûts et bénéfices (Fenton & Neil, 2018). De plus, cette approche est moins généralisable, car les variables à ajouter dans le réseau changent d'un site à l'autre (Goulding et al., 2012). L'approche EQRM, utilisée seule, permet de quantifier directement les effets de la mise en place de stratégies de verdissement, tout en offrant une méthode transférable à l'ensemble des communautés urbaines.

Dans l'article de McBride et al. (2013), trois niveaux d'exposition spécifiques aux activités récréatives sont proposés :

Faible : Ce type d'exposition comprend des activités où le corps n'est pas peu immergé, comme la navigation de plaisance, la pêche et le canot.

Moyen : Ce type d'exposition comprend des activités où le corps pourrait être immergé puisque le risque de chavirement est plus grand, comme le canot et le kayak.

Élevé : Ce type d'exposition comprend des activités où le corps est totalement immergé, comme la nage.

Cette étude, réalisée aux États-Unis, avait pour objectif d'analyser les pathogènes directement dans les eaux des ouvrages de surverses plutôt que dans le cours d'eau récepteur. Une analyse ÉQRM est effectuée pour 12 sites de rejet par temps de pluie afin d'évaluer les effets potentiels sur la santé pour un contact primaire et secondaire avec l'eau pour les adultes et les enfants. Le risque est calculé sur le court terme, c'est-à-dire pendant et juste après un événement de pluie. Les résultats de cette étude permettent de conclure que l'approche ÉQRM basée sur les rejets est pertinente dans les cas où les agents pathogènes ne peuvent pas être détectés de manière fiable dans les eaux réceptrices avec des limites de détection pertinentes pour déterminer les effets sur la santé humaine.

Ces différentes catégories d'évaluation de l'exposition permettent de conclure que le risque le plus élevé survient lors d'une exposition *via* la baignade (activités à risque élevé selon McBride et al. (2013) et récréation primaire selon Goulding et al. (2012)) puisque le corps est totalement immergé et donc le risque d'ingérer de l'eau est plus grand. Dans l'ÉQRM, les types d'exposition sont associés au volume ingéré (dose) et sont également influencés par l'âge de la personne en contact.

Cette section a permis de montrer qu'une analyse ÉQRM pourrait par exemple servir à évaluer différentes recommandations pour atténuer les effets sur un groupe en tant qu'outil de gestion pour les plages. Cette approche pourrait être utilisée pour évaluer différentes stratégies d'implantation d'IVB, guidées par un outil comme SSANTO permettant de prendre en compte plusieurs facteurs spatiaux dans le but de distribuer plus équitablement les bénéfices des IVB sur un territoire. La section suivante aborde la gestion des DEU par les IVB et la modélisation de ces événements.

2.1.4 Gestion des surverses par les IVB

La mise en place d'IVB dans les bassins de drainage urbains peut réduire de manière efficace le volume et la fréquence des DEU (Joshi et al., 2020; Lucas & Sample, 2015; Lucke & Nichols, 2015; McGarity et al., 2017). En effet, certaines IVB, telles que les biorétentions, sont performantes pour réduire les volumes des événements de surverses en captant une partie des eaux de ruissellement à la source (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014). Cela favorise la réduction d'eau pluviale se retrouvant dans les égouts, ce qui peut réduire les surverses dans le cas d'égouts unitaires. Par exemple, les biorétentions peuvent réduire les volumes de DEU entre 50% et 99%, les systèmes d'infiltration, les toits verts et les barils récupérateurs d'eau de pluie peuvent réduire les volumes de 86%, 60% et 50% respectivement (Autixier et al., 2014; Li et al., 2021). Les IVB pourraient également permettre d'atténuer l'augmentation des DEU même sous l'effet des changements climatiques (Benoit et al., 2025; Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024).

Un autre élément à considérer dans le cas des surverses est la capacité d'un système à filtrer les contaminants. En effet, comme mentionné, les eaux de ruissellement qui s'écoulent sur les pavés peuvent contenir des polluants (section 2.1.2). Selon la littérature, les biorétentions sont efficaces pour l'enlèvement des contaminants, tels que les métaux, les nutriments, la matière organique, les pathogènes et les solides en suspension (Autixier et al., 2014; Hunt et al., 2006; Passeport et al., 2009).

Des études de terrain ont montré que les biorétentions permettent un enlèvement annuel moyen de 40 % de l'azote total (Hunt et al., 2006; Hunt et al., 2008). De plus, les biorétentions sont efficaces pour éliminer certains nutriments comme le phosphore (Passeport et al., 2009) et peuvent réduire les microplastiques de plus de 80 % (Smyth et al., 2021). Leur efficacité pour l'enlèvement de contaminants microbiens et de matières en suspension (MES) varie selon l'étude : pour *E. coli*, des réductions de 18,6 % à 99,5 % sont rapportées selon les conditions et la durée de suivi tandis que pour les MES, les taux de réduction se situent entre 0,18 % et 99 % (voir Tableau 3-7). Ces résultats confirment que les biorétentions constituent un outil efficace pour réduire la charge de contaminants dans les eaux de ruissellement, ce qui est particulièrement pertinent dans le contexte des surverses d'égouts unitaires.

Par contre, selon Autixier et al. (2014), la mise en place de biorétentions peut aussi augmenter les charges de contaminants provenant du réseau de drainage lors des événements de pluie qui sont plus importants. En effet, comme la quantité d'eau est moins importante dans le réseau quand la pluie est moins intense en raison du captage à la source en surface, il se peut qu'il y ait une plus grande accumulation de sédiments dans les conduites et ceux-ci sont remis en suspension lors d'événements de pluie importants (Autixier et al., 2014). Or, comme les IVB réduisent également la fréquence des surverses (Joshi et al., 2020), la charge en contaminants se retrouvant dans les milieux récepteurs pourrait être réduite.

Certaines études récentes rapportent que les IVB seraient efficaces pour les événements de pluie longs, mais que leur efficacité est limitée lors des événements à plus forte intensité (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020). Ainsi, il faut considérer le type de précipitations dans le choix d'une technologie afin d'optimiser dans l'implantation. De plus, l'emplacement et le type d'IVB à implanter a un impact sur l'efficacité, notamment pour la réduction du ruissellement (Fry & Maxwell, 2017) tout comme une combinaison de plusieurs IVB performe mieux qu'une seule IVB seule (Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; J. Chen et al., 2019). La mise en place d'IVB est limitée par le niveau de développement (J. Chen et al., 2019). En effet, les communautés où des phénomènes de surverses se produisent sont souvent situées dans des zones densément peuplées et développées où des IVB à plus grande échelle comme les marais artificiels ne sont pas adéquates. De plus petites IVB qui contribuent à augmenter l'infiltration et le stockage sont plus adéquates (J. Chen et al., 2019). Compte tenu des préoccupations croissantes concernant les changements climatiques, des modifications du territoire urbain par les populations et du vieillissement des infrastructures de services publics, il est essentiel de revoir les systèmes de gestion des eaux pluviales; pourtant, les urbanistes et les gestionnaires de l'eau manquent d'outils fiables pour concevoir des infrastructures de gestion des eaux pluviales urbaines qui tiennent compte à la fois du contrôle des aspects techniques de la gestion d'eau (inondations, qualité de l'eau, ruissellement), mais aussi des aspects socio-économiques (Kuller et al., 2019; Lapointe et al., 2022).

Cette brève revue a permis de montrer que certains types d'IVB, particulièrement les biorétentions, peuvent agir comme mesure de mitigation pour réduire les DEU et ainsi protéger la qualité de l'eau des milieux récepteurs en agissant à la source.

Les IVB peuvent notamment agir sur les DEU, le ruissellement urbain et l'enlèvement de contaminants, qui sont des problématiques pouvant affecter la qualité de l'eau potable et de l'eau récréative. Elles sont donc des solutions à considérer pour réduire les DEU en milieu urbain.

2.1.5 Méthodes de prédiction et de modélisations des surverses

Il existe différentes méthodes pour évaluer les surverses. Le Tableau 2-4 ci-dessous résume les avantages et les inconvénients de la prédiction et de la modélisation pour cette évaluation. Chaque méthode peut être adaptée en fonction du contexte de l'étude et des ressources disponibles.

Tableau 2-4 Comparaison entre différentes méthodes pour l'évaluation des surverses

Type	Exemples	Avantages et inconvénients	Références
Modèle de prédiction	Modèle statistique (régression linéaire, arbre de décision)	(+) Nécessite peu de données (+) Utilisation simple des pluies en climat futur (pas de désagrégation)	(Abdellatif et al., 2014; Jalbert et al., 2024; Y. Yu et al., 2018)
Modélisation	Utilisation d'outil tel que PCSWMM (ou SWMM)	(-) Nécessite une bonne connaissance du territoire (données sur les conduites, % d'imperméabilisation du sol, pente, évapotranspiration) (+) Peut permettre de tester des solutions de mitigation (module LID, section 0)	(A. Rossman & C. Huber, 2016; Rossman, 2017; Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016)

Les sections ci-dessous présentent plus en détail les méthodes présentées dans le Tableau 2-4.

2.1.6.1 Description détaillée des méthodes de prédiction des surverses

Les modèles statistiques qui relient les précipitations aux DEU ont déjà été étudiés (Abdellatif et al., 2014; Jalbert et al., 2024; Mailhot et al., 2015; Y. Yu et al., 2018). Par exemple, certaines études pour prédire les DEU se basent sur les caractéristiques des événements de pluies pour déterminer un seuil auquel une surverse se produit (Day & Seay, 2020; Y. Yu et al., 2018). Y. Yu et al. (2018) ont développé une méthode simplifiée pour estimer les caractéristiques des DEU en se basant sur les données de précipitations.

Leur approche consiste à analyser les séries temporelles d'événements de pluie pour extraire l'intensité de précipitation qui entraîne des débordements et calculer des paramètres tels que le temps de réponse, la durée, et la profondeur de ruissellement. Par ailleurs, Abdellatif et al. (2014) ont évalué l'impact des changements climatiques sur les DEU en appliquant des séries de précipitations restructurées issues de trois modèles climatiques globaux (GCM) à un modèle de drainage urbain. Ce processus de redimensionnement des précipitations vise à mieux évaluer les possibilités de DEU en contexte climatique futur. Jalbert et al. (2024) ont proposé une méthode de classification basée sur un arbre de décision pour prédire l'occurrence des DEU en fonction de données de précipitations accessibles au public, tandis que Mailhot et al. (2015) ont établi une relation entre les précipitations et le nombre de jours de surverse prédit.

Ces études montrent que les précipitations sont un indicateur adapté pour prédire les DEU. Cependant, bien que certaines études, comme celle d'Abdellatif et al. (2014), tiennent compte des changements climatiques, cela reste l'exception. Les modèles qui n'intègrent pas les projections climatiques risquent de mal anticiper les débordements à long terme, car ils ne reflètent pas les conditions de pluie attendues dans un climat futur. Ainsi, un modèle de prédiction utilisant à la fois les précipitations en climat futur et un modèle statistique pourrait être un bon outil pour prédire les surverses et ainsi mettre en place des solutions qui sont adaptées à ce qui est attendu dans le futur.

L'utilisation du logiciel de modélisation Storm Water Management Model (SWMM) est une méthode très communément utilisée dans le domaine de la gestion des eaux pluviales (USEPA, 2022). Cet outil permet de faire la planification, l'analyse et la conception liées au ruissellement des eaux pluviales pour les différents types de réseaux d'égout en utilisant divers types d'événement de pluies (USEPA, 2022).

Il peut aussi être utilisé pour comparer différentes stratégies de gestions des eaux pluviales soit par les infrastructures grises ou par l'ajout d'IVB avec le module LID (USEPA, 2022). SWMM a déjà été utilisé pour modéliser et analyser les épisodes de surverses en climat actuel (Autixier et al., 2014; Jean et al., 2021) et futur en utilisant des pluies désagrégées (Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024; Derx et al., 2023). Cet outil est intéressant, car il permet de représenter la réalité d'un territoire en ajustant différents paramètres.

Dans le cadre du présent projet de recherche, les deux méthodes semblent appropriées. Ainsi, elles seront toutes deux utilisées. Le modèle de prédiction constitue une approche plus simple à mettre en œuvre, reposant sur des données facilement accessibles. En revanche, la modélisation avec SWMM exige une meilleure connaissance du territoire ainsi qu'une bonne maîtrise des fonctionnalités du logiciel. Cette méthode permet toutefois de simuler différents scénarios et d'observer les effets potentiels sur le territoire à l'étude, avec des résultats plus représentatifs de la réalité.

2.1.6.2 Module LID de SWMM

SWMM permet aux ingénieurs et aux planificateurs de représenter des combinaisons de pratiques d'IVB comme des contrôles de développement à faible impact (LID) afin de déterminer leur efficacité dans la gestion des eaux de ruissellement (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). SWMM peut modéliser huit différents types de LID: cellule de biorétention, jardin de pluie, toit vert, tranché d'infiltration, chaussée perméable, noues et fossés, baril récupérateur d'eau de pluie, déconnexion des gouttières (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). Dans ce projet de recherche, nous avons choisi de nous concentrer sur les biorétentions pour leur capacité à gérer à la fois la quantité et la qualité des DEU (Autixier et al., 2014; Hunt et al., 2006; Hunt et al., 2008). En effet, ce type d'IVB est efficace pour réduire les débordements, diminuer les charges de contaminants et minimiser le ruissellement. Les biorétentions sont constituées de plusieurs couches: une surface plantée, un substrat, un stockage et un sous-drain (facultatif). Les précipitations et les eaux de ruissellement provenant des surfaces imperméables avoisinantes ruissellent d'abord sur la surface, puis s'infiltrent dans le sol et percolent jusqu'à la couche de stockage en gravier.

L'eau quitte le système par évaporation de la surface, par infiltration dans le sol naturel, par le sous-drain relié à l'égout ou par l'écoulement de surface redirigé vers l'égout.

La Figure 2-2 montre une représentation simplifiée d'une biorétention:

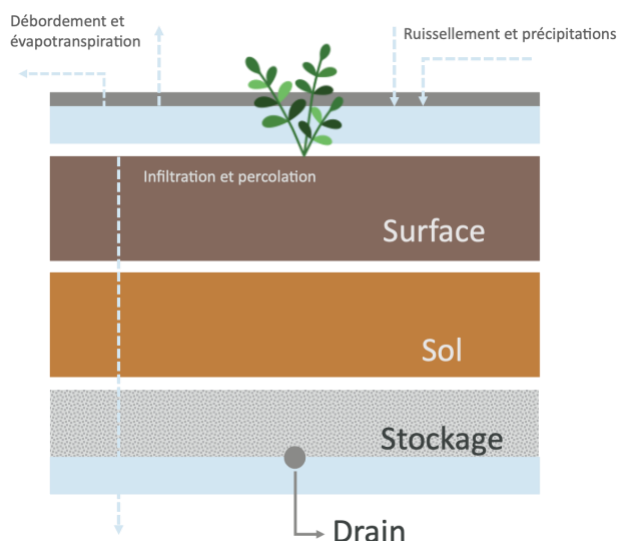


Figure 2-2 Représentation simplifiée d'une biorétention, ses couches et les mécanismes de gestion de l'eau

La Figure 2-2 permet de montrer les couches de sols et les différents processus dans une biorétention. Le drain est facultatif.

2.2 Les infrastructures vertes et bleues

Ces dernières années, de nombreuses solutions innovantes ont émergé dans le domaine de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Les infrastructures vertes et bleues (IVB) se distinguent parmi ces solutions, car elles favorisent une gestion intégrée des eaux pluviales en reproduisant des éléments clés du cycle naturel de l'eau, notamment l'infiltration et l'évapotranspiration (MELCC, 2014; USEPA, 2021b). Définies comme un réseau interconnecté d'éléments naturels et semi-naturels, les IVB offrent des bénéfices multidimensionnels, touchant aux aspects écologiques, sociaux et économiques (C. Li et al., 2019). Contrairement aux infrastructures grises, qui visent à recueillir et à acheminer rapidement les eaux de pluie vers des conduites souterraines, les IVB visent à reproduire le cycle naturel de l'eau pour améliorer sa qualité, réduire le ruissellement et favoriser l'infiltration (C. Li et al., 2019; MELCC, 2014). En outre, elles répondent au besoin croissant d'espaces verts en milieu urbain, contribuant ainsi à améliorer la qualité de vie des communautés (MAMH, 2010; Wood et al., 2017).

Les sections suivantes examineront en détail les impacts potentiels des IVB sur la gestion des eaux pluviales en zone urbaine, ainsi que les bénéfices liés à leur implantation.

2.2.1 Impacts potentiels des IVB pour la gestion des eaux pluviales

Les objectifs de contrôle des IVB varient en fonction des contextes et peuvent inclure le traitement de contaminants spécifiques, la recharge des nappes phréatiques, le contrôle des inondations, ainsi que la réduction des surverses lors de fortes précipitations (MELCC, 2014). Ces objectifs influencent le type de technologie à implanter, chaque système répondant à des besoins particuliers en matière de rétention, de filtration ou de stockage de l'eau. Le Tableau 2-5 présente une brève description de plusieurs types d'IVB qui peuvent être modélisés dans le logiciel SWMM et considérés dans l'outil SSANTO.

Tableau 2-5 Noms et description des principaux type d'IVB, disponibilité dans le logiciel SWMM, et statut de développement dans l'outil SSANTO

Infrastructures vertes et bleues	Hierarchie développée dans le cadre du projet PIIVO ³	Disponible dans le module LID de PCSWMM	Description	Références
Étang et lac	X		Les étangs et lacs, naturels ou artificiels, peuvent être aménagés là où les marais sont impossibles (pente trop abrupte). Ils servent au stockage ou à la réutilisation de l'eau, parfois à des fins récréatives, et contribuent à réduire le ruissellement tout en traitant partiellement l'eau par des processus similaires aux milieux humides.	(GEO, 2021; Lapierre & Pellerin, 2018; Melbourne Water, 2005)
Système d'infiltration	X	X	Les systèmes d'infiltration sont des tranchées peu profondes végétalisées ou non. L'objectif de ce type d'IVB est de favoriser l'infiltration, ce qui permet de diminuer le ruissellement. De plus, certains processus de filtration ont lieu lorsque de la végétation est mise en place.	(Melbourne Water, 2005)
Toits verts et murs végétalisés	X (en cours)	X	Les toits verts sont constitués de plusieurs couches de terreux qui permettent la croissance des plantes. Les toits et les murs végétalisés sont adaptés en milieu urbain dense, puisqu'ils peuvent se mettre en place sur l'environnement bâti. Ces IVB permettent de capter l'eau de pluie, de décaler et d'atténuer le débit de pointe.	(C. Li et al., 2019; MELCC, 2014; USEPA, 2021b)

³ Note : PIIVO (Planification intégrée des Infrastructures Vertes en Innovation Ouverte) est un projet financé par le ministère de l'innovation et de l'énergie qui consiste au développement d'un outil d'aide à la planification pour les IVB

Tableau 2-5 Noms et description des principaux type d'IVB, s'il est possible de les modéliser dans le logiciel SWMM, et leur statut de développement dans l'outil SSANTO (suite)

Infrastructures vertes et bleues	Hiérarchie développée dans le cadre du projet PIIVO	Disponible dans le module LID de PCSWMM	Description	Références
Marais artificiels	X		Le marais artificiel est un type d'IVB qui s'inspire des milieux humides naturels. Des processus physiques, biologiques et chimiques, réalisés par différents végétaux, permettent d'améliorer la qualité de l'eau en captant, en stockant et en filtrant les polluants. Une de leur fonction principale est de favoriser la sédimentation afin d'en réduire la charge en contaminants pour améliorer la qualité de l'eau.	(Lapierre & Pellerin, 2018; Melbourne Water, 2005; MELCC, 2014)
Noues et fossés	X	X	Les noues (ou fossés) sont de petites dépressions gazonnées ou végétalisées qui captent les eaux de ruissellement. Comme les pentes sont faibles, le potentiel d'enlèvement de certains polluants et les processus d'infiltration et d'évapotranspiration sont favorisés (MELCC, 2014). Elles peuvent aussi contribuer à réduire et retarder le débit de ruissellement des pluies fréquentes. Ce type d'IVB est aussi efficace pour éliminer certains contaminants solubles, comme le nitrogène.	(Lapierre & Pellerin, 2018; Melbourne Water, 2005; MELCC, 2014; USEPA, 2021b)
Biorétentions	X	X	Les cellules de biorétention (ou jardins de pluie) sont des aménagements dimensionnés selon le bassin de drainage. Elles recueillent une partie des eaux de ruissellement provenant des toits, rues et trottoirs. Le substrat et les végétaux sont choisis pour reproduire les processus naturels. L'infiltration limite le ruissellement, tandis que la filtration, l'adsorption, les échanges d'ions et la décomposition réduisent la charge en polluants.	(Lapierre & Pellerin, 2018; MELCC, 2014; USEPA, 2021b).

Tableau 2-5 Noms et description des principaux type d'IVB, s'il est possible de les modéliser dans le logiciel SWMM, et leur statut de développement dans l'outil SSANTO (suite)

Récupération d'eau de pluie et déconnexion des gouttières	X (en cours)	X	La déconnexion des gouttières de toit pour rediriger l'eau permet de diminuer l'eau allant dans les conduites et de récupérer l'eau pour des utilisations futures.	(USEPA, 2021b)
Forêts urbaines et arbres sur rue	X (arbre sur rue)		Les forêts urbaines sont différentes des forêts qu'il est possible de retrouver dans un milieu plus rural, mais elles sont très importantes. Au niveau de la gestion de l'eau pluviale, les forêts urbaines permettent de capter l'eau de pluie grâce à leurs feuilles et à leurs branches, ce qui permet de réduire le ruissellement. La présence d'arbre en milieu urbain favorise aussi des processus écologiques, comme l'évapotranspiration.	(Association forestière du sud du Québec, 2022; Gouvernement du Canada, 2018; Lapierre & Pellerin, 2018; MELCC, 2014; USEPA, 2021b)
Parcs et espaces verts	X (en cours)		Les parcs et les espaces verts sont des lieux publics, avec de la végétation, situés en milieu urbain où il est possible de se rassembler, ils peuvent être naturels ou avoir été aménagés. Les parcs et les espaces verts en milieu urbain contribuent à la réduction du ruissellement, puisque le type de sol est plus propice à l'infiltration. De plus, la présence d'arbre peut contribuer à capter une partie de l'eau de pluie, ce qui réduit le ruissellement.	(Bureau de design de la ville de Montréal, 2022; MAMH)
Chaussées perméables		X	Les pavés perméables permettent de réduire le volume et le débit de pointe.	(C. Li et al., 2019)
Jardins partagés d'agriculture urbaine	X (en cours)		Les jardins partagés sont des espaces urbains dédiés à la culture de légumes et de plantes, gérés par une communauté. Ils peuvent être organisés en parcelles individuelles ou en terrains communs accessibles à tous. Leur fonctionnement varie selon les contextes géographiques : en Amérique du Nord, ils combinent gestion collective et parcelles individuelles, tandis qu'en Europe, ils sont des initiatives participatives favorisant le lien social, l'engagement citoyen et l'agriculture urbaine.	(Camps-Calvet et al., 2016; Menconi et al., 2020; Mestiri & Berthold, 2024)

Ainsi, les IVB offrent une gamme de solutions intégrées qui, en reproduisant les processus naturels, apportent des réponses durables aux défis posés par la gestion des eaux pluviales urbaines. Pour certains types de systèmes, il est déjà possible d'effectuer des analyses d'adéquation pour un territoire en utilisant l'outil SSANTO et de les modéliser dans le logiciel PCSWMM.

2.2.2 Co-bénéfices de l'implantation des infrastructures vertes et bleues

Les IVB sont efficaces pour la gestion de l'eau en milieu urbain, mais plusieurs co-bénéfices y sont associés, comme le maintien et la restauration d'habitats aquatiques et terrestres, la protection de zones naturelles existantes et la réduction des îlots de chaleur dans les milieux urbains denses. De plus, cela peut permettre de réduire les coûts globaux des infrastructures puisque les IVB réduisent la quantité de pavage, de bordures, de conduites d'égout pluvial et d'autres ouvrages qui sont utilisés dans une conception plus traditionnelle des réseaux de drainage (MELCC, 2014). Les IVB ont aussi un impact positif sur la qualité du cadre de vie d'une communauté.

En effet, ce type d'aménagement est esthétique et contribue à la santé et au bien-être (Coutts & Hahn, 2015; Wood et al., 2017). Les espaces verts dans une collectivité améliorent aussi la qualité de l'air et diminuent l'effet d'îlot thermique (Bhandari & Zhang, 2022; MAMH, 2010). Différents enjeux urbains sont présentés ci-dessous, ainsi que la façon dont les IVB peuvent contribuer à atténuer leurs impacts.

Îlots de chaleur urbains : Les îlots de chaleur urbains (ICU) se produisent lorsque qu'une zone urbanisée est soumise à des températures supérieures que les zones rurales et les espaces verts à proximité, la différence peut être aussi importante que 12°C (Collectivitesviables.org, 2013). La minéralisation des surfaces, la diminution de la végétation et de l'eau de surface ainsi que l'émission de chaleur anthropique (e.g. l'utilisation de l'automobile et de l'air conditionné) et la morphologie urbaine sont des causes de la formation des ICU (Collectivitesviables.org, 2013). Les ICU ont des impacts sur l'environnement (qualité de l'aire intérieure et extérieure, demande en énergie, demande en eau potable) et sur la santé (inconfort, malaise, accentuer un état chronique) (Giguère, 2009). Les groupes les plus vulnérables sont les personnes atteintes de maladies chroniques, les populations socialement isolées, les très jeunes enfants, les travailleurs extérieurs, les personnes de faible niveau socio-économique, les sportifs extérieurs, les personnes souffrant de troubles mentaux et les personnes âgées (Anquez & Herlem, 2011; Norton et al., 2015).

De plus, l'effet de la chaleur diminue la qualité de l'air, ce qui peut affecter la santé (Anquez & Herlem, 2011).

Les stratégies de verdissement comme les IVB peuvent contribuer à la réduction des ICU grâce à des processus tels que l'évapotranspiration et leur capacité à absorber l'énergie solaire (Giguère, 2009). Elles peuvent contribuer à réduire les effets de la température, ce qui atténue les risques pour la santé liés à l'exposition à la chaleur (Marando et al., 2019; Zander S. Venter et al., 2020; H. Zhou et al., 2023). Par exemple, les toits verts, en plus de rafraîchir l'air extérieur, permettent également de réduire la chaleur à l'intérieur des bâtiments (Giguère, 2009; Norton et al., 2015). Les parcs et les espaces verts peuvent aussi contribuer à refroidir les villes en fonction de leur taille, de la direction du vent et du type de végétation (arbre, plantes) qui y est aménagé (Norton et al., 2015; H. Zhou et al., 2023). Les services écosystémiques rendus par les IVB incluent l'ombrage et le refroidissement grâce à l'évapotranspiration, ce qui améliore le confort à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments et permet de réduire la demande énergétique de la climatisation (Hunter Block et al., 2012). Les arbres en milieu urbain, les toits verts et les murs végétalisés sont des aménagements qui favorisent la réduction des îlots de chaleur en milieu urbain (Giguère, 2009; Hunter Block et al., 2012; Norton et al., 2015; Wesley & Brunsell, 2019).

Inondations urbaines : La croissance urbaine rapide et le changement d'utilisation des sols combinée aux changements climatiques contribuent à une augmentation marquée des risques d'inondations en milieu urbain (Alshammari et al., 2023; Ding et al., 2022). L'augmentation des surfaces imperméables due à une forte urbanisation entraîne une transformation accélérée des précipitations en ruissellement, ce qui provoque des inondations urbaines et des refoulements d'égout (Ahiablame & Shakya, 2016). Ce phénomène est amplifié par l'inefficacité des infrastructures de drainage existantes, en particulier dans les zones urbaines en contrebas, qui deviennent alors plus vulnérables aux inondations (Ding et al., 2022). Les pratiques de gestion durable des eaux pluviales, comme les IVB sont efficaces pour capter une partie de l'eau de ruissellement et ainsi réduire ces risques. Par exemple, implantées de manière individuelle des IVB comme le pavé perméable, les barils de pluie et les jardins de pluie, ont permis de réduire le nombre d'inondations majeures de 11 à 5 événements, et les inondations modérées de 125 à 74 au cours de la période d'étude (Ahiablame & Shakya, 2016).

D'autres études confirment que les IVB peuvent jouer un rôle clé dans la réduction du ruissellement et, par conséquent, des inondations urbaines (Hua et al., 2020; Qin et al., 2013). Il est donc essentiel d'intégrer ces approches dans l'aménagement des villes pour renforcer leur résilience face aux aléas hydrométéorologiques.

Qualité de l'air : Les activités anthropiques, telles que l'utilisation de l'automobile et les activités industrielles, contribuent à diminuer la qualité de l'air en milieu urbain. Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), presque la majorité de la population mondiale respire un air qui dépasse les limites prescrites. Les effets d'une mauvaise qualité de l'air sur la santé sont importants et incluent notamment les accidents vasculaires cérébraux, les maladies cardiaques, les maladies chroniques et le cancer des poumons (World Health Organization, s.d.). Les arbres et les végétaux en milieu urbain peuvent contribuer au maintien de la qualité de l'air grâce à l'absorption de nombreux polluants par les feuilles (Akbari et al., 2001; Giguère, 2009; Jayasooriya et al., 2017; Kończak et al., 2021; Silli et al., 2015). Cependant, il est important de noter que l'impact des IVB sur la qualité de l'air dépend fortement du contexte et de la zone d'implantation. Des études suggèrent que les IVB peuvent améliorer la qualité de l'air dans une certaine situation, mais peuvent être inefficaces ou même porter préjudice dans d'autres (Hewitt et al., 2020; Nieuwenhuijsen, 2021). Une attention particulière doit être portée au type d'arbre et de végétaux afin de choisir des essences et des espèces qui produisent peu de pollen afin d'éviter d'altérer collatéralement la qualité de l'air (Giguère, 2009).

Mobilité active : Selon une étude sur le transport actif, comme la marche et le vélo, réalisée à Milwaukee et Green Bay, aux États-Unis, la probabilité de choisir le transport actif passait de 19% à 41% lorsque le couvert végétal au-dessus de la rue augmentait de 10% (Tsai et al., 2019). Une étude réalisée en Europe montre également le lien entre l'augmentation de la probabilité de se déplacer en marchant et le couvert végétal (Sarkar et al., 2015). Il est probable que ces résultats soient dus l'ombre ainsi qu'à l'esthétique qu'offrent les arbres.

D'ailleurs, une étude de Norton et al. (2015) mentionne que les murs végétalisés devraient être implantés près des trottoirs afin que les piétons puissent bénéficier de l'effet de fraîcheur. La mise en place de pistes cyclables est aussi une opportunité d'améliorer la gestion des eaux pluviales tout en offrant un espace dédié et sécuritaire aux cyclistes (Clemente, 2018). Dans une revue de littérature, Lemieux et al. (2023) ont montré qu'il y a une synergie entre le transport actif et la mise en place d'IVB.

Bienfaits sociaux : Certaines études montrent les liens entre l'implantation d'IVB et les bienfaits sociaux, notamment au niveau de la santé mentale (Beyer et al., 2014; Dushkova et al., 2021; Gascon et al., 2017; Richardson et al., 2013; Schneider, 2009). Dans un rapport publié par l'INSPQ (2017), il est mentionné que les espaces verts sont bénéfiques pour la santé mentale, puisqu'ils peuvent avoir un effet sur la réduction des symptômes liés à la dépression et sur la réduction du stress. De plus, ils ont des impacts positifs sur le bien-être mental, le sentiment de rétablissement, la bonne humeur et la vitalité.

Ces résultats sont aussi présents dans une étude effectuée au Wisconsin qui mentionne que la présence de plus d'espaces verts dans les quartiers sont associés à des niveaux considérablement plus faibles de symptômes de dépression, d'anxiété et de stress (Beyer et al., 2014). Les espaces verts sont particulièrement bénéfiques pour la santé mentale des groupes vulnérables, comme les enfants et les personnes âgées. En effet, il existe un lien entre l'amélioration de la santé mentale des enfants et l'accès à un espace vert. Les espaces verts améliorent l'attention des enfants, développent leur discipline tout en favorisant la création de liens sociaux et en ayant des effets positifs sur le stress (INSPQ, 2017; McCormick, 2017). Pour les personnes âgées, le verdissement permet une meilleure disposition pour la marche et réduit les risques de problèmes de santé chroniques (INSPQ, 2017). Les espaces verts et bleus contribuent également à briser l'isolement (INSPQ, 2017) et leurs cobénéfices ont été particulièrement ressentis lors de la pandémie de covid-19 (Dushkova et al., 2021; Pouso et al., 2021).

Santé physique : La mise en place d'IVB peut également avoir un impact positif sur la santé physique des populations (Gascon et al., 2017; INSPQ, 2017; White et al., 2020; White et al., 2017). Par exemple, selon une enquête néo-zélandaise sur la santé, les espaces verts du quartier étaient liés à une meilleure santé cardiovasculaire, indépendamment des facteurs de risque individuels (Richardson et al., 2013). De plus, chez les enfants, il y a un lien entre le couvert végétal et la réduction de l'indice de masse corporelle ainsi que l'augmentation de la pratique d'activité physique extérieure (INSPQ, 2017). Cependant, le lien entre un plus grand nombre d'espaces verts et la pratique de l'activité physique varie selon les études (de Vries et al., 2013), il serait alors important d'identifier des facteurs qui encouragent la population à fréquenter les espaces pour la pratique d'activité physique et pour le plaisir. Par exemple, un espace vert plus attractif et esthétique est favorable à la fréquentation pour la marche tant pour faire de l'exercice que pour le loisir (de Vries et al., 2013). Une méta-analyse a montré des diminutions statistiquement significatives de l'incidence du diabète, de la mortalité toutes causes confondues et cardiovasculaire (Twohig-Bennett & Jones, 2018).

Biodiversité: Les IVB peuvent aussi contribuer à augmenter le nombre et la variété des espèces dans une zone qui serait fragmentée (Davis et al., 2015). Elles permettent d'améliorer considérablement la biodiversité en milieu urbain, puisqu'elles procurent des espaces plus adaptés à la faune et la flore (Filazzola et al., 2019).

Les IVB en milieu urbain peuvent notamment fournir des habitats pour différentes espèces en fournissant du substrat pour les plantes et les champignons, des zones humides pour les animaux aquatiques et des fleurs pour les insectes pollinisateurs (Filazzola et al., 2019).

Les IVB en milieu urbain apportent des bénéfices multidimensionnels touchant à la qualité de l'air, à la santé physique et mentale, à la mobilité active et à l'environnement. Elles contribuent à améliorer la qualité de l'air en absorbant les polluants atmosphériques, réduisant ainsi les risques de maladies graves, comme les AVC ou les cancers du poumon. Ces bienfaits sont renforcés par leur impact sur la santé mentale, notamment pour les groupes vulnérables, tels que les enfants et les personnes âgées, grâce à une réduction du stress et à une amélioration du bien-être.

En parallèle, les IVB favorisent la mobilité active, comme la marche et le vélo, en rendant les déplacements plus attrayants et agréables. Elles jouent également un rôle clé dans la préservation de la biodiversité, en offrant des habitats variés pour la faune et la flore, tout en favorisant les interactions entre les espèces. Ces synergies soulignent leur importance pour un développement urbain durable et inclusif.

Cependant, une planification stratégique est essentielle pour optimiser ces bénéfices et garantir leur distribution équitable. Une implantation non planifiée peut engendrer des effets négatifs, tels que la gentrification ou des inégalités dans l'accès aux espaces verts, souvent au détriment des communautés les plus vulnérables (Walker, 2021; Wolch et al., 2014). En effet, des études montrent que les espaces verts bénéficient davantage aux populations blanches et plus aisées, ce qui en fait un enjeu de justice environnementale (Wolch et al., 2014). Il est donc crucial d'utiliser des outils de planification intégrée, comme l'analyse spatiale multicritère, pour identifier des sites prioritaires et maximiser les bénéfices sociaux et écologiques des IVB (Meerow & Newell, 2017; Meerow et al., 2019). Ces outils, notamment basés sur les services écosystémiques (SE), permettent de mieux évaluer les compromis entre les avantages sociaux et environnementaux, en tenant compte des complexités liées aux relations entre les différents SE (Kremer et al., 2016). Une planification réfléchie contribuerait à une meilleure répartition des bénéfices, limiterait les risques de gentrification et renforcerait la résilience sociale et écologique des villes (Kremer et al., 2016; Meerow & Newell, 2017).

Les espaces verts et le verdissement pourraient s'inscrire dans une stratégie plus globale visant à améliorer la santé, le cadre de vie et la mobilité active en milieux urbains tout en améliorant la gestion des eaux pluviales en milieu urbain en réduisant notamment le volume de ruissellement entrant dans le réseau d'égout (Autixier et al., 2014). Le développement de cadre et d'outils (indice de priorisation, outil SSANTO et cadre d'analyse de la résilience) tels que ceux développés dans le cadre de ce projet de doctorat, sont essentiels pour permettre une meilleure planification des IVB en milieu urbain. La section suivante présente le concept de résilience et l'impact des IVB sur celle-ci.

2.3 Résilience

Les villes sont confrontées à des défis environnementaux, sociaux et économiques croissants qui, ensemble, menacent la résilience des zones urbaines et des habitants qui y vivent et travaillent. Ces défis inclus, notamment les DEU, les vagues de chaleur et les inondations urbaines (Cardoso et al., 2020; Suárez et al., 2018). Les effets du changement climatique amplifient ces défis (Bush & Doyon, 2019). Le terme résilience peut avoir plusieurs définitions en fonction de la discipline par laquelle il est décrit. Dans un contexte de résilience urbaine, quatre termes reviennent pour décrire les aspects physiques d'une infrastructure résiliente : résistance, fiabilité, redondance et le dernier terme est lié à la capacité d'un système à répondre et à retrouver son état initial (ou amélioré) à la suite d'un événement perturbateur (CabinetOffice, 2011).

Afin de définir le concept de résilience et de représenter quantitativement les concepts choisis, une revue de la littérature portant sur le concept de résilience en milieu urbain ainsi que des indicateurs et des outils existants pour évaluer la résilience a été effectuée. Afin de réaliser cette revue (non exhaustive) de la littérature, une sélection de mots clés a d'abord été effectuée afin de couvrir les thèmes pertinents. Cette revue avait pour objectifs de comprendre la résilience et ses implications pour la santé, la gestion de l'eau, le changement climatique et la mise en œuvre de différents types de verdissement telles que les biorétentions dans un bassin de drainage urbain. Le Tableau 2-6 présente les mots clés utilisés pour effectuer la recherche. Pour effectuer la recherche des articles pertinents, plusieurs combinaisons de mots clés ont été utilisées dans le moteur de recherche *Google Scholar*.

Tableau 2-6 Mots clés utilisés lors de la revue de littérature non exhaustive du concept de résilience

Green infrastructure	Resilience	Method	Performance	Stressor	Urban
Green infrastructure (GI)	social-ecological	Quantitative	Indicator(s)	Climate change	
Green infrastructures"	Engineering resilience		Index	Rain	
Low impact development	Ecological resilience		Tool	Urban drainage system	
Blue green system"	Infrastructure resilience		Framework	Flood	
Blue green systems	Vulnerability			Public health	
Nature based solution (NBS)	Flood resilience			Disaster	
Nature based solutions	Urban climate resilience			Urban heat island	
Blue-green infrastructure" (BGI)				Combined sewer overflow	
Blue-green infrastructures					
Ecosystem(s) service(s)					

Les mots clés répertoriés dans le Tableau 2-6 ont permis d'identifier 79 articles pertinents, soit en contribuant à la définition de la résilience, soit en aidant à repérer les concepts clés ou des indicateurs quantitatifs pour les représenter.

2.3.1 Définition de la résilience

À partir de la revue non exhaustive, six grandes définitions de résilience (n=14/79) ont émergé selon l'échelle étudiée (urbaine, système) et la discipline. Le Tableau 2-7 présente les six définitions.

Tableau 2-7 Définition de la résilience selon l'échelle étudiée et le contexte. Identifiées en gras, définitions retenues pour l'article 2 (CHAPITRE 5)

	Type de résilience	Définition	Références
	Résilience urbaine (système de drainage urbain, résilience climatique urbaine)	La résilience urbaine est la capacité d'une ville et de ses habitants à résister, à s'adapter et à se transformer en réponse aux crises, en intégrant les dimensions sociales, économiques, environnementales et de gouvernance pour assurer la durabilité, le bien-être et la croissance inclusive.	(Beceiro et al., 2022; ONU-Habitat, 2012; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)
	Résilience des infrastructures (résilience du système)	La résilience des infrastructures est la capacité de celles-ci à maintenir leur fonctionnalité en cas de chocs externes en tirant parti de leur flexibilité et de leurs dépendances diversifiées plutôt qu'en s'appuyant sur des composants individuels.	(Bozza et al., 2015; Tyler & Moench, 2012)
	Résilience socioécologique	La résilience socioécologique est la capacité des systèmes humains et naturels interconnectés à s'adapter, à se transformer et à persister dans le changement tout en restant dans les seuils critiques pour soutenir le développement.	(Folke et al., 2010; Juan-García et al., 2017; Meerow & Newell, 2017; Sterk et al., 2017; Walker et al., 2004)
	Résilience de l'ingénierie (technologique, opérationnelle et structurelle)	La résilience technique est la capacité d'un système à résister aux perturbations, à maintenir sa fonctionnalité et à revenir rapidement à l'équilibre, assurant ainsi la continuité et l'efficacité malgré les défaillances.	(Mugume et al., 2015; Sterk et al., 2017; X. Y. Wang et al., 2023)
	Résilience spatiale	La résilience spatiale fait référence à la contribution des attributs spatiaux et aux rétroactions qui génèrent la résilience dans les écosystèmes et autres systèmes complexes, et vice versa.	(Allen et al., 2016)
	Résilience aux inondations	La résilience aux inondations désigne la capacité d'un système, tel qu'une zone urbaine ou un réseau de drainage, à résister aux inondations, à s'y adapter et à s'en remettre tout en conservant sa fonctionnalité. Elle implique de gérer la diversité, la redondance et la connectivité au sein du système, et d'encourager une large participation. Un système d'inondation résilient assure un service continu dans le temps, minimise les pertes liées aux inondations et revient rapidement à un état fonctionnel après un événement.	(Bertilsson et al., 2019; Karamouz et al., 2014; Kotzee & Meyers, 2016)

Quatre définitions issues du Tableau 2-7 sont retenues pour obtenir un portrait complet de la résilience en milieu urbain. Elles couvrent la résilience socioécologique à l'échelle de la population, permettant d'intégrer des aspects liés à la santé, ainsi que la résilience des infrastructures, essentielle pour inclure des éléments structurants du milieu urbain, comme les conduites d'égout. Une définition plus globale de la résilience urbaine est également considérée. Enfin, l'ajout de la résilience face aux inondations permet d'intégrer des facteurs spécifiques à cet aléa ainsi qu'aux changements climatiques. Pour cette étude, la définition suivante de la résilience est adoptée : la capacité d'un système – qu'il s'agisse d'une ville, d'un écosystème, d'un réseau ou d'une communauté – à résister aux perturbations, à s'adapter aux changements et à se transformer pour maintenir ou améliorer sa fonctionnalité. Elle repose sur la diversité, la redondance et la connectivité des éléments qui composent le système, en intégrant des dimensions sociales, économiques, environnementales et institutionnelles. La résilience implique une gestion adaptative, un apprentissage continu et une gouvernance inclusive pour assurer la durabilité et la pérennité face aux crises et aux changements à long terme.

La section suivante identifie les concepts clés en lien avec les définitions de résilience choisies.

2.3.2 Composantes clés de la résilience

Le tableau suivant montre des composantes clés de la résilience selon la définition et le domaine considérés (articles consultés = 24/79, les autres articles ne contenaient pas de définitions et ont été utilisés pour l'indentification des indicateurs et des types de résilience). Les axes de résilience choisis permettent de couvrir l'ensemble des aléas climatique identifiés dans l'article 2 (CHAPITRE 5)

Tableau 2-8 Concepts, définitions et axes de la résilience

 Urbain  Infrastructure  Inondation  Socioécologique				
Concepts	Définition	Références	Axe de résilience	Inclusion/exclusion (critère)
Résistance	Protection contre les dommages ou les perturbations, en fournissant la force ou la protection nécessaire pour résister au danger ou à l'impact principal.	(Batica et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)	  	Inclusion
Fiabilité	Fonctionnement constant des composants de l'infrastructure dans diverses conditions.	(Butler et al., 2014; CabinetOffice, 2011; Chen et al., 2024; Ramísio et al., 2022)	 	Inclusion
Redondance	Présence de plusieurs options ou éléments capables de remplir une même fonction, permettant de faire face à l'incertitude et de compenser les défaillances éventuelles.	(Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Karamouz et al., 2014; Kotzee & Reyers, 2016; Meerow et al., 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014; Tyler & Moench, 2012; UN-Habitat, 2018)	   	Inclusion

Tableau 2-8 Concepts, définitions et axes de la résilience (suite)

Concepts	Définition	Références	Axe de résilience	Inclusion/exclusion (critère)
Récupération	Capacité du système à revenir à son état initial (ou amélioré) après une perturbation, en tenant compte de la planification préalable pour réduire les risques futurs et de la rapidité de rétablissement.	(Batica et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Chen et al., 2024; Francis & Bekera, 2014; Kontokosta & Malik, 2018; Meerow et al., 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)	   	Inclusion
Capacité d'apprentissage	Intégration des leçons tirées de l'expérience, favorisée par les partenariats entre scientifiques et parties prenantes visant à renforcer la durabilité des systèmes.	(Batica et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; Kotzee & Reyers, 2016; ONU-Habitat, 2012; Rodriguez, Lawson, et al., 2020; Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)	   	Exclusion (ne peut pas être amélioré par les IVB)
Adaptabilité (processus d'adaptation)	Capacité du système à s'ajuster à des conditions indésirables grâce à des mesures de planification et de préparation aux perturbations.	(Folke, 2006; Folke et al., 2010; Francis & Bekera, 2014; Kotzee & Reyers, 2016; Meerow et al., 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; Rodriguez, Lawson, et al., 2020; Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017)	   	Exclusion (ne peut pas être représenté quantitativement)
Diversité	Présence d'éléments aux réponses variées, capables d'assurer des fonctions essentielles dans une large gamme de conditions, incluant la transformation d'actifs ou de structures.	(Kotzee & Reyers, 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017; Suárez et al., 2016; Tyler & Moench, 2012; UN-Habitat, 2018)	  	Exclusion (similaire à redondance)
Modularité	Nature des liens (forts ou faibles) entre les composantes du système, permettant de limiter la propagation des perturbations.	(Suárez et al., 2016; Tyler & Moench, 2012)		Exclusion (ne peut pas être amélioré par les IVB)

Tableau 2-8 Concepts, définitions et axes de la résilience (suite)

Concepts	Définition	Références	Axe de résilience	Inclusion/exclusion (critère)
Rétroaction	Interaction entre les variables d'un système, offrant différents services écosystémiques selon la configuration.	(Batica et al., 2013; ONU-Habitat, 2012; Rodriguez, Lawson, et al., 2020; Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017; Suárez et al., 2016)	  	Exclusion (similaire à redondance)
Cohésion sociale	Degré de participation communautaire, facilitant la réaction collective aux perturbations, avec une attention portée aux populations vulnérables.	(Simonsen, 2015; Sterk et al., 2017; Suárez et al., 2016; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014; UN-Habitat, 2018)	 	Exclusion (ne peut pas être représenté quantitativement)
Innovation	Capacité à créer de nouvelles façons de réagir à une perturbation	(Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; Suárez et al., 2016; UN-Habitat, 2018)	 	Exclusion (ne peut pas être représenté quantitativement)
Ductilité	Capacité des matériaux ou des structures à se déformer de manière significative sans se rompre, à l'échelle d'une structure.	(Bozza et al., 2015)		Exclusion (à l'échelle d'une structure)
Durabilité	Résistance d'une structure à la dégradation dans le temps, en raison des conditions environnementales et opérationnelles.	(Bozza et al., 2015)		Exclusion (à l'échelle d'une structure)
Robustesse	Qualité des biens physiques bien conçus, construits et gérés pour résister à des aléas sans perte significative de fonctionnalité.	(Beceiro, Brito, et al., 2020; Beceiro, Galvão, et al., 2020; Bozza et al., 2015; Karamouz et al., 2014; Ramisio et al., 2022; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014; UN-Habitat, 2018)	  	Exclusion (ne peut pas être amélioré par les IVB)
Niveau de préparation	Anticipation des impacts futurs sur les villes et leurs infrastructures, à court et long terme, en lien avec les chocs aigus et les stress chroniques.	(Beceiro, Brito, et al., 2020; Beceiro, Galvão, et al., 2020; Bozza et al., 2015; ONU-Habitat, 2012; Ramisio et al., 2022; Rodriguez, Lawson, et al., 2020)	 	Exclusion (ne peut pas être amélioré par les IVB; ne peut pas être représenté quantitativement)

Tableau 2-8 Concepts, définitions et axes de la résilience (suite)

Concepts	Définition	Références	Axe de résilience	Inclusion/exclusion (critère)
Rapidité	Capacité du système à répondre rapidement aux priorités, en limitant les dommages.	(Karamouz et al., 2014)		Exclusion (similaire à récupération)
Connectivité	Niveau d'interconnexion des composantes, facilitant le rétablissement après une perturbation.	(Butler et al., 2014; Simonsen, 2015)	 	Exclusion (similaire à redondance)
Flexibilité	Capacité du système à changer, évoluer et s'adapter en réponse à des circonstances changeantes.	(Beceiro, Brito, et al., 2020; Beceiro, Galvão, et al., 2020; Butler et al., 2014; Ramísio et al., 2022; Sterk et al., 2017; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014; Tyler & Moench, 2012)	  	Exclusion (similaire à fiabilité)
Intégré	Reconnaissance des interconnexions et interdépendances entre systèmes qui composent l'ensemble.	(The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)		Exclusion (ne peut pas être représenté quantitativement)
Capacité d'absorption	Aptitude à gérer les perturbations avec un minimum d'effort grâce à des mécanismes préexistants, tels que des tampons ou des redondances.	(Francis & Bekera, 2014)		Exclusion (similaire à redondance)

Le Tableau 2-8 permet de mettre de l'avant un ensemble de composantes (n=20) associées aux différents types de résilience préalablement identifiés de la littérature. Il est possible de constater que certains concepts de résilience (n=2) s'appliquent plutôt à l'échelle d'une seule structure et non à l'échelle urbaine. Ces concepts ne seront pas considérés dans la recherche, puisqu'ils ne permettent pas d'avoir une vue holistique. Également, certaines composantes de la résilience ne s'appliquent pas au thème des IVB qui sont au cœur du sujet de recherche (n=4), ne peuvent pas être représentés de manière quantitative (n=5), sont similaires à des composantes déjà sélectionnées (n=6) et ne seront donc pas considérés. Finalement, les concepts résistance, fiabilité, redondance et récupération sont choisis. Pour l'article 2 présenté dans le CHAPITRE 5, quatre concepts de résilience sont sélectionnés pour représenter la résilience dans le contexte de l'étude : résistance,

fiabilité, redondance, récupération. Un ou deux indicateurs quantitatifs sont associés à chaque concept. La section suivante développe sur l'effet des IVB sur la résilience.

La sélection de ces concepts finaux est basée sur les critères suivants :

- Peut être représenté quantitativement (indicateur) ;
- Peut être amélioré par la présence d'IVB ;
- N'est pas déjà couvert par une autre composante
- Couvre un ou plusieurs axes de résilience.

2.3.3 Résilience et infrastructure vertes et bleues

Certaines études mettent de l'avant l'utilisation de solutions fondées sur la nature, telle que les IVB, afin d'augmenter la résilience des communautés urbaines (Bush & Doyon, 2019; Jennings & Bamkole, 2019; Kabisch et al., 2016). Ainsi, il existe un potentiel d'intégration de ce type de solutions dans les approches de planification urbaine et sur leur contribution à la résilience, mais ces éléments ne sont pas encore bien développés, ni dans la recherche ni dans la pratique (Beceiro et al., 2022; Bush & Doyon, 2019).

Les solutions fondées sur la nature agissent effectivement comme des systèmes décentralisés et distribués de fourniture de services d'infrastructure, qui sont généralement intrinsèquement plus résilients que les grandes infrastructures grises centralisées (Depietri & McPhearson, 2017; Hesarkazzazi et al., 2022). Selon plusieurs études, les infrastructures vertes et bleues pourraient aider à rendre une ville plus résiliente à certains aléas climatiques par l'apport en services écosystémiques en répondant simultanément à de multiples défis (Beceiro et al., 2022; Bush & Doyon, 2019; Depietri & McPhearson, 2017; Kabisch et al., 2016; McPhearson et al., 2022; Suárez et al., 2016).

En effet, selon Bush and Doyon (2019), les services écosystémiques (SE) contribuent à la prospérité des villes en période de stabilité, notamment par la fourniture de services écosystémiques culturels qui apportent des avantages sociaux, culturels et communautaires et du bien-être.

Les solutions fondées sur la nature, les espaces verts urbains ainsi que les IVB offrent un lieu pour les loisirs, les interactions sociales, le renforcement de la cohésion communautaire et la contribution à la santé physique et mentale et au bien-être (Jennings & Bamkole, 2019). Ces services contribuent à renforcer la résilience face aux stress chroniques et aux changements progressifs auxquels sont exposées les villes (Bush & Doyon, 2019). Pour poursuivre, certains écosystèmes peuvent servir de tampon aux villes et renforcer leur résilience en atténuant les effets du changement climatique, notamment les vagues de chaleur et les tempêtes (Kabisch et al., 2016). La résilience urbaine peut être renforcée par la mise en place d'IVB puisque ces améliorations peuvent réduire l'ampleur, la durée et la fréquence des impacts et des conséquences associés aux menaces, aux contraintes ou aux défaillances des systèmes, ce qui permet aux systèmes de réagir et de se rétablir de manière plus positive (Staddon et al., 2018). Également, les solutions basées sur la nature, incluant les IVB, changent au fil du temps (comme des systèmes vivants dynamiques) ainsi, la planification des solutions basées sur la nature peut se renforcer au fil du temps (Bush & Doyon, 2019). Pour poursuivre, l'approche des services écosystémiques fournit un cadre utile pour évaluer le statu quo, fixer des objectifs, identifier des repères et hiérarchiser les approches visant à améliorer le fonctionnement écologique pour la durabilité et la résilience urbaines. (McPhearson et al., 2013). Cependant, il est important de noter que l'emplacement de l'IVB peut avoir un effet sur la résilience (Rodriguez, Fu, et al., 2020), d'où l'importance de développer et d'adapter des outils de planification spatiale tels que SSANTO pour mettre en place les IVB de manière stratégique (Kuller et al., 2019) afin de renforcer la résilience.

Ainsi, la résilience urbaine repose sur plusieurs composantes incluant résistance, fiabilité, redondance et récupération, ce qui implique une planification stratégique des IVB pour répondre aux défis croissants de l'urbanisation et des changements climatiques. Les IVB offrent un potentiel important pour renforcer la résilience urbaine en intégrant des approches décentralisées et écologiques dans la planification des villes. Cependant, leur intégration dans la recherche et la pratique reste limitée, nécessitant des outils stratégiques d'aide à la décision spatiale multicritère comme SSANTO pour optimiser leur implantation. La section suivante propose une brève description des outils d'aide à la décision basés sur l'analyse spatiale multicritère.

2.4 Cadre réglementaire pour l'eau potable et l'eau récréative

Cette section de la thèse a pour objectif de présenter brièvement le cadre réglementaire pour les prises d'eau potable, les surverses ainsi que pour la qualité des eaux de baignade.

2.4.1 Analyse de vulnérabilité et plan de protection des sources d'eau potable

En 2015, le gouvernement du Québec a mandaté toutes les municipalités de son territoire à effectuer une analyse de vulnérabilités des prises d'eau potable de type 1 soient qui alimentent au moins 500 personnes et une résidence (Gouvernement du Québec, 2014). L'analyse de la vulnérabilité des prises d'eau potable se fait en trois étapes (en fonction du type de source : souterraine ou de surface) qui sont présentées dans le guide de rédaction (Gouvernement du Québec, 2016) :

1. Caractériser le site de prélèvement.
2. Inventorier les éléments susceptibles d'affecter la qualité ou la quantité des eaux exploitées.
3. Évaluer les menaces associées aux activités anthropiques et aux événements potentiels inventoriés.

Or, les méthodes proposées dans le guide sont plus adaptées aux prises d'eau potable se trouvant dans un bassin versant en milieu rural que pour les bassins versants en milieu plus urbanisés (Prévost et al., 2011). Ainsi, afin de répondre aux exigences du règlement, des fiches techniques ont été développées sur différentes menaces clés, comme les DEU (N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, S. Dorner, et al., 2019; N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, J.-M. Touttée, et al., 2019). En effet, la Ville de Montréal a confié au CREDEAU de Polytechnique Montréal le mandat de développer une méthodologie qui a pour objectif d'évaluer la vulnérabilité des prises d'eau situées en milieu urbain dense. En effet, une prise d'eau située en milieu urbain peut subir un impact important dû aux activités anthropiques se déroulant dans les aires de protection immédiates et intermédiaire (N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, S. Dorner, et al., 2019).

La fiche de vulnérabilité à propos des DEU concerne les ouvrages de surverses dont les points de rejet sont situés dans les aires de protection immédiates ou intermédiaires des prises d'eau et dont le réseau en amont est de type unitaire ou pseudoséparatif.

La fiche considère le potentiel de contamination par le risque microbien en lien avec des événements de DEU en amont de la prise d'eau (N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, J.-M.

Touttée, et al., 2019). La méthode employée dans la fiche technique qui permet d'évaluer la vulnérabilité des prises d'eau potable aux DEU pourrait être adaptée à d'autres types d'exposition comme la baignade afin d'identifier les ouvrages de surverses qui sont les plus à risque pour la santé publique.

Le développement d'un indice de priorisation des DEU pourrait également être inclus dans les plans d'action pour réduire la vulnérabilité des prises d'eau potable (MELCC, 2022). Les étapes établies dans le plan de protection de ses sources d'eau potable (PPS) sont les suivantes :

1. Identifier les intervenants dans l'élaboration du PPS (étape 1 OMS).
2. Élaboration de PPS ;
 - 2.1. Identifier les menaces à partir du rapport de l'analyse de la vulnérabilité ;
 - 2.2. Représenter le territoire couvert par le PPS ;
 - 2.3. Formuler les orientations (objectif) du PPS ;
 - 2.4. Compiler les mesures de protection et mettre en place de nouvelles mesures au besoin ;
3. Effectuer le suivi et la diffusion du PPS.

L'élaboration des analyses de vulnérabilité ainsi que l'élaboration des plans de protection s'inscrivent dans les objectifs de cette recherche. En effet, mieux comprendre l'effet des changements climatiques sur les DEU va permettre une meilleure allocation des ressources pour réduire ces événements. L'identification des BDU les plus vulnérables pourrait être intégrée dans le PPS comme une information supplémentaire pour la représentation du territoire. Cela pourrait permettre de développer un plan de gestion des eaux récréatives adapté au contexte québécois

2.4.2 Plans de gestion de la sécurité des eaux récréatives

Les plans de gestion de la sécurité des eaux récréatives offrent une approche globale, structurée et opérationnelle pour évaluer, maîtriser et communiquer les risques associés aux usages récréatifs de l'eau (Interior Health, 2025; Santé Canada, 2021; World Health Organization, 2021). Fondés sur des objectifs sanitaires et des critères d'efficacité, ces plans reposent sur une surveillance continue et une gestion adaptative des sites aquatiques (Interior Health, 2025; Santé Canada, 2021; World Health Organization, 2021).

Ils visent à structurer l'information, identifier les sources potentielles de contamination (comme les débordements d'égouts ou les apports diffus), anticiper les événements à risque, et établir des

réponses appropriées, y compris des plans d'urgence face à des événements extrêmes, tels que les fortes pluies ou les inondations (World Health Organization, 2021). En plus de soutenir la coordination entre les acteurs impliqués, ces plans permettent de réduire les défaillances liées à des oublis ou à un manque de gouvernance partagée, tout en améliorant la réactivité et la documentation. La sensibilisation du public et la communication sur la qualité de l'eau sont également des composantes essentielles : les usagers doivent avoir accès à des informations claires, fiables et à jour sur la sécurité des zones de baignade (Santé Canada, 2021). Le Tableau 2-9 présente des plans de gestions de sécurité des eaux récréatives.

Tableau 2-9 Comparaison entre différents plans de gestion de la sécurité des eaux récréative

Organisation Mondiale de la Santé – 5 étapes	Santé Canada – 9 étapes	Interior Health – 3 étapes	Éléments communs	Comparaison avec le PPS – 3 étapes
Création d'une équipe de gestion	Étape implicite	Étape implicite	Implication d'acteurs multiples, coordination intersectorielle	Identifier les intervenants dans l'élaboration du PPS
Description du milieu, évaluation des dangers et des risques	Évaluation de la situation	Identification des dangers, enquêtes sanitaires	Collecte de données, enquêtes sanitaires, historique du site	2.1 Identifier les menaces 2.2 Représenter le territoire couvert
Définition du suivi opérationnel, seuils, actions correctives	Contrôle de l'efficacité + Évaluation des barrières + Mise en œuvre	Mise en œuvre du programme de surveillances pour les dangers identifiés et des actions pour réduire les risques	Mise en place de systèmes de surveillance, seuils d'alerte, actions en cas de dépassement	2.3 Formuler les orientations (objectif) du PPS 2.4 Compiler les mesures de protection et mettre en place de nouvelles mesures au besoin
Gestion documentaire, soutien et communication	Communication des risques		Communication proactive et claire envers le public et les autorités	3 Effectuer le suivi et la diffusion du PPS
Révision et mise à jour	Révision du plan		Amélioration continue, retour d'expérience, intégration de nouvelles données	
	Évaluation des mesures prioritaires, sélection et formulation des options		Accent canadien sur l'analyse de faisabilité et les considérations économiques et sociales	

Les trois guides – ceux de l’OMS, d’Interior Health et de Santé Canada – partagent une approche commune fondée sur la gestion des risques pour protéger la santé des usagers des eaux récréatives. Tous insistent sur l’importance de la surveillance de la qualité de l’eau, de la planification structurée et de la communication claire avec le public. Toutefois, ils diffèrent dans leur portée et leur niveau de mise en pratique. Le guide de l’OMS adopte une perspective plus théorique et globale, offrant un cadre de référence international principalement destiné aux autorités de santé publique. En revanche, les guides d’Interior Health et de Santé Canada sont beaucoup plus opérationnels : ils proposent des outils concrets, tels que des formulaires à remplir, des grilles d’analyse, des modèles de plans de sécurité et des affiches de sensibilisation à utiliser directement sur les sites. Ainsi, bien que l’OMS fournisse une base conceptuelle solide, les ressources canadiennes se distinguent par leur applicabilité directe sur le terrain, particulièrement utile pour les municipalités, gestionnaires de plages et exploitants locaux. Ces guides offrent des approches complémentaires pour assurer la sécurité lors d’activité dans les eaux récréatives, allant des recommandations internationales aux plans spécifiques pour les plages locales. Ils mettent tous l’accent sur l’importance de la surveillance, de la gestion proactive des risques et de la communication efficace avec le public.

Au Québec, il n’existe pas de guide officiel spécifiquement dédié à la gestion des risques liés à la qualité de l’eau des sites récréatifs, à l’exception de celui publié par la Société de sauvetage (2020), qui se concentre principalement sur l’aménagement sécuritaire des berges et la prévention des noyades dans des milieux peu ou non surveillés. D’autres initiatives existent toutefois, comme les ressources offertes par la Fondation Rivières pour accompagner l’ouverture de plages, ou encore le site de la Ville de Montréal qui permet de suivre en temps réel la qualité de l’eau dans les zones de baignade (Ville de Montréal, s.d) ainsi que le programme Environnement-Plage (Gouvernement du Québec, 2021). Il pourrait être pertinent de développer un guide québécois inspiré des approches existantes à l’international, notamment les plans de gestion de la sécurité des eaux récréatives, en s’appuyant sur les outils déjà en place pour la protection des prises d’eau potable, tels que les analyses de vulnérabilité et les plans de protection (voir section précédente). Une telle initiative permettrait d’harmoniser les pratiques tout en tenant compte des spécificités locales.

D’ailleurs, selon les comparaisons effectuées entre les différentes approches (OMS, Santé Canada, Interior Health) et le PPS québécois, la structure et les contenus du PPS présentent déjà plusieurs éléments communs avec les plans de gestion des eaux récréatives, notamment en ce qui concerne l’identification des risques, la surveillance, les mesures de protection et la communication, ce qui faciliterait l’adaptation de ce cadre existant à un nouveau contexte. L’élaboration et la mise en œuvre d’un plan de gestion des eaux récréatives adapté au contexte québécois est liée à cette thèse, puisque les DEU posent une menace pour la santé publique, particulièrement dans les zones récréatives. Mieux identifier cette menace grâce à une méthode établie pourrait aider à réduire le risque de contamination lors de la baignade et à mettre en place des seuils de risque acceptables adaptés au contexte québécois.

2.4.3 Site de baignade

Le critère de risque d’infection associé à la baignade dans les eaux récréatives est estimé à moins d’une infection par 10 000 personnes, en supposant une seule exposition par an, c’est-à-dire une seule baignade dans un lac récréatif (Ehsan et al., 2015). En comparaison, l’objectif de sécurité adopté aux États-Unis tolère jusqu’à 32 cas de maladies pour 1 000 expositions récréatives (Kozak et al., 2020), ce qui reflète une différence d’approche dans l’évaluation et la gestion des risques selon la fréquence d’exposition considérée. Le Tableau 2-10 présente le risque acceptable pour la baignade selon différents emplacements.

Tableau 2-10 Risque acceptable pour la baignade (maladie ou infection)

Risque acceptable (type)	Région	Références
3–5% (maladie)	Union européenne	(Georgiou & Bateman, 2005)
3.6% (maladie)	États-Unis	(Wiedenmann et al., 2006)
3,2% (maladie)	États-Unis	(Kozak et al., 2020)
1.9% (infection)	Mondiale	(World Health Organisation (WHO), 2003)

Le Tableau 2-10 montre qu’il existe des directives pour les seuils de risque considérés acceptables, mais que ceux-ci varient selon les régions à travers le monde, d’où l’importance de développer un guide adapté au contexte québécois pour établir une référence considérée applicable au Québec.

Les Tableau 2-11 Tableau 2-12 Tableau 2-13 et Tableau 2-14 suivants présentent une brève revue du cadre réglementaire applicable ou recommandations pour les eaux de baignade (activités récréatives de contact primaire).

Le Tableau 2-11 présente les règles en place pour procéder à la fermeture de la plage selon le programme Environnement-Plage.

Tableau 2-11 Indicateurs de la qualité bactériologique pour le programme Environnement-Plage au Québec (Gouvernement du Québec, 2021)

Qualité de l'échantillon	Moyenne arithmétique <i>E. coli</i> /100 ml (eau douce)	Moyenne arithmétique Entérocoques/100 ml (milieu marin)
Excellente (A)	≤ 20	≤ 5
Bonne (B)	21-100	6-20
Passable (C)	101-200	21-35
Polluée	> 200	> 35

Le Programme plage environnement est un partenariat entre le MELCC et les exploitants de plage qui permet d'informer la population de la qualité bactériologique des eaux récréatives (Gouvernement du Québec, 2021). Ce programme est positif, car il permet aux exploitants de plages plus petites d'être en mesure d'assurer une surveillance et un suivi de la qualité des eaux de baignade, ce qui protège les utilisateurs.

E. coli et *Enterococci* sont deux indicateurs fécaux couramment utilisés pour évaluer la qualité des eaux récréatives (Gouvernement du Canada, 2023; World Health Organization, 2021). Une concentration plus élevée de ces indicateurs suggère un risque accru de maladies d'origine hydrique, notamment pour les eaux de baignade. En effet, ces bactéries ne sont pas toujours pathogènes, mais elles signalent la présence de contamination fécale, ce qui signifie qu'il peut y avoir d'autres microorganismes posant un risque pour la santé humaine (World Health Organization, 2021). À partir du Tableau 2-12, il est possible de constater que les seuils acceptables pour les juridictions présentées sont similaires.

Tableau 2-12 Seuil pour *E. coli* dans les eaux de baignade

Canada (Santé Canada, 2012)	États-Unis (Georgia basin) (USEPA, 2021a)	États-Unis (Michigan) (Michigan Government, 2022)	Europe (UE, 2006)
Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) : $\leq 200 \text{ } E. coli/100mL$ Concentration maximale dans un seul échantillon : $\leq 400 \text{ } E. coli/100mL$	Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) : $\leq 200 \text{ } E. coli/100mL$ Concentration maximale dans un seul échantillon : $\leq 400 \text{ } E. coli/100mL$	Moyenne géométrique journalière : $\leq 300 \text{ } E. coli/100mL$	Excellente qualité $\leq 250 *$ $E. coli/100mL$ Bonne qualité $\leq 500 *$ $E. coli/100mL$ Qualité suffisante $\leq 500 **$ $E. coli/100mL$

*Valeurs seuils à comparer aux percentiles 95 des mesures microbiologiques.

**Valeurs seuils à comparer aux percentiles 90 des mesures microbiologiques.

Le Tableau 2-13 présente les seuils internationaux pour *Enterococci* suggérés par l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Tableau 2-13 Seuil pour *Enterococci* dans les eaux de baignade. Adapté de (World Health Organization, 2021)

<i>Enterococci</i> (valeur du 95e percentile par 100 ml [valeurs arrondies])	Catégories d'évaluation de la qualité microbienne de l'eau	Risque de maladie gastro-intestinal estimé par exposition
≤ 40	A	$< 1\%$
41-200	B	1-5%
201-500	C	5-10%
> 500	D	$> 10\%$

Pour un contact primaire au Canada, les recommandations en matière d'*Enterococci* indiquent que la moyenne géométrique, calculée sur au moins cinq échantillons, doit être ≤ 35 *Enterococci*/100 mL, tandis que la concentration maximale dans un échantillon ne doit pas dépasser 70 *Enterococci*/100 mL (Santé Canada, 2012). Cela correspond à une catégorie d'évaluation de la qualité microbienne de l'eau de l'OMS entre A et B.

L'évaluation des différents seuils de qualité de l'eau révèle que, bien que les valeurs soient parfois similaires, leur comparaison demeure difficile en raison de plusieurs facteurs, notamment la variation de l'indicateur fécal utilisé (*E. coli* versus *Enterococci*), les méthodes statistiques retenues (valeur au 95e percentile, moyenne arithmétique, concentration maximale ou moyenne géométrique), ainsi que les protocoles d'échantillonnage qui diffèrent, allant d'un prélèvement quotidien à un minimum de cinq échantillons. Les résultats des analyses de l'article 3 (CHAPITRE 6) pourront être comparés à ces seuils.

Pour la plage urbaine de Verdun, il existe des règles de fermeture en fonction de la pluie des ouvrages de surverse qui peuvent déborder. Le Tableau 2-14 présente les durées précises de fermeture de la plage selon la nature et la gravité de l'événement

Tableau 2-14 Règles de fermeture de la plage urbaine de Verdun, Montréal

Définition	Règle de fermeture
Forte pluie (≥ 5 mm en 3 heures)	Fermeture pendant 12 à 24 heures à partir de la fin de la pluie
Débordement de plus de 10 minutes aux ouvrages Lyette, Highlands, Sénégal ou Moffat	Fermeture pendant 24 à 48 heures à partir de la fin du débordement
Débordement aux ouvrages Orchard, Richards ou Beatty	Fermeture pendant 24 à 48 heures à partir de la fin du débordement
Débordement aux ouvrages Canal de l'aqueduc, Alepin, reg. Stephens, dér. Stephens ou 1 ^{re} Avenue	Fermeture pendant 48 à 72 heures à partir de la fin du débordement

Le Tableau 2-14 montre qu'une forte pluie (≥ 5 mm en 3 heures) entraîne une fermeture de 12 à 24 heures, tandis qu'un débordement dans certains ouvrages prioritaires peut exiger une fermeture plus longue, de 48 à 72 heures. La durée varie donc selon l'ouvrage concerné et l'intensité du débordement, reflétant une gestion différenciée du risque de contamination.

En somme, bien que plusieurs outils et cadres réglementaires existent pour protéger les prises d'eau potable et encadrer la qualité des eaux récréatives, leur adaptation au contexte québécois, particulièrement en milieu urbain, apparaît essentielle afin d'assurer une gestion cohérente et efficace des risques pour la santé publique.

2.4.4 Infection d'origine hydrique

Entre 1989 et 2016, 106 éclosions d'origine hydrique liées à la qualité de l'eau des plages ont été recensées au Québec, dont 20 survenues entre 2005 et 2016 ayant touché 203 personnes (Huppé et al., 2019). Ce chiffre est très probablement sous-estimé, ce qui laisse croire que les risques associés aux eaux récréatives sont plus élevés en réalité. Certaines années, le nombre d'éclosions liées aux plages dépasse même celui attribué à l'eau potable (Huppé et al., 2019). La contamination fécale demeure une préoccupation importante dans les milieux naturels de la province, notamment en raison de la présence d'ouvrages de surverse et d'animaux sauvages.

Au Canada et au Québec, ce risque pourrait être accentué par les épisodes de fortes précipitations, identifiés comme un facteur déterminant des éclosions de maladies hydriques : aux États-Unis, plus de la moitié des éclosions rapportées ont été associées à des précipitations extrêmes (Charron et al., 2004; Curriero et al., 2001). Selon Charron et al. (2004), le réchauffement climatique pourrait accentuer ce phénomène, notamment avec des étés plus longs, des hivers plus doux et des pluies plus intenses. L'augmentation des précipitations pourrait ainsi favoriser la contamination fécale et nutritive des eaux de baignade, augmentant les risques de maladies gastro-intestinales et de proliférations d'algues nuisibles (Young et al., 2022). Dans ce contexte, il devient essentiel de renforcer la recherche et la surveillance des eaux récréatives au Canada, afin de mieux anticiper et s'adapter aux risques émergents liés aux changements climatiques (Young et al., 2022).

2.5 Résumé de la revue de littérature

À partir de cette recension des études, il est possible de soulever le fait que les événements de débordement sont un enjeu grandissant pour la santé publique, notamment en raison de l'augmentation des précipitations due au changement climatique. En effet, des épisodes récurrents de DEU pourraient diminuer la qualité des eaux de baignade en milieu urbain dense posant un danger pour la santé des communautés. Les IVB pourraient notamment agir comme barrière supplémentaire pour protéger les zones récréatives aquatiques (surf, baignade) en réduisant les DEU. Il est donc essentiel que les décideurs fournissent et mettent en place des approches de gestion pour limiter les risques liés aux surverses. Les IVB sont une solution à envisager pour réduire les DEU tout en bonifiant le cadre de vie des communautés urbaines.

Ces solutions sont particulièrement intéressantes dans le contexte des changements climatiques, car elles permettent de relever plusieurs défis à la fois. Par exemple, elles contribuent à réduire les îlots de chaleur urbains, à renforcer la biodiversité et à améliorer l'attrait visuel des espaces urbains, tout en favorisant un environnement plus sain et plus résistant. L'outil SSANTO pourrait améliorer les processus d'implantation des IVB en proposant des cartes d'adéquation qui permettent d'adopter une planification stratégique afin de maximiser les bénéfices au niveau de la gestion des eaux pluviales, de l'environnement et des enjeux sociaux améliorant ainsi la résilience des communautés urbaines face aux défis climatiques et sanitaires.

CHAPITRE 3 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL

L'objectif principal de ce projet de doctorat est d'évaluer comment les IVB influencent la santé publique afin de soutenir la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales, grâce au développement d'outils d'aide à la planification (indice de priorisation, cadre d'analyse de la résilience) adaptés au contexte québécois. À partir de la revue de la littérature réalisée, des écarts au niveau des connaissances existantes ont été identifiés. Les objectifs de cette recherche ont été définis afin de combler ou réduire ces lacunes dans les connaissances existantes et d'offrir des outils et des solutions aux municipalités québécoises pour répondre aux enjeux de DEU, des changements climatiques et de l'urbanisation qui pourraient affecter la santé des communautés urbaines.

3.1 Écarts de connaissances dans la littérature et dans la pratique

Dans la littérature

(A) Plusieurs études montrent que les précipitations sont un indicateur adapté pour prédire les DEU (Abdellatif et al., 2014; Jalbert et al., 2024; Y. Yu et al., 2018). En revanche peu d'études utilisant des modèles prédictifs tiennent compte des changements climatiques de manière directe. En effet, les pluies sont souvent désagrégées pour être intégrées à des outils de modélisation, ou encore les auteurs utilisent des courbes IDF modifiées, ce qui peut mener à des résultats qui ne reflètent pas les conditions de pluie attendues en climat futur (Benoit et al., 2025; Fortier & Mailhot, 2015). Il est donc essentiel de considérer les effets des changements climatiques lors de la prédiction des DEU. Ainsi, les décisions en matière de gestion des DEU seront mieux adaptées à ce qui est attendu.

(B) Plusieurs études ont introduit des méthodes pertinentes pour catégoriser les précipitations selon leur potentiel de provoquer des débordements (Day & Seay, 2020; Mailhot et al., 2015; Y. Yu et al., 2018). Or, les mesures et calculs sont rarement détaillés, ce qui peut nuire à la précision des résultats. De plus, les variables de pluie testées sont souvent limitées à l'intensité, la durée et la quantité totale des précipitations, utilisées seules ou combinées, sans toujours prendre en compte leur interdépendance. Cependant, cette interdépendance est cruciale, car la quantité totale de pluie dépend à la fois de l'intensité et de la durée. Ainsi, des seuils de débordements fixés séparément pourraient manquer de précision pour évaluer le risque réel de débordement. De plus, prendre en

compte uniquement l'intensité limite parfois les études à une seule durée de précipitation, comme effectué par A. Bizer and Kirchhoff (2022). L'utilisation des accumulations de pluie sur différentes durées semble plus pertinente, car elle permet de capturer divers types d'événements pluvieux, qu'ils soient courts et intenses ou modérés et persistants, susceptibles de contribuer aux débordements, offrant ainsi une vision plus complète des risques associés. Une méthode basée sur une régression logistique avec des accumulations de pluie sur différentes durées est plus précise et adaptée aux particularités locales de chaque ouvrage de surverse. Elle permet d'utiliser des variables explicatives spécifiques à chaque site. De plus, comme cette méthode se base sur des données observées, elle reflète plus fidèlement les conditions réelles et permet d'optimiser les seuils de surverse pour chaque infrastructure.

(C) Actuellement, l'algorithme de prédiction de Jalbert et al. (2024), un modèle de prédiction simple basé sur un arbre de classification optimisé en fonction des précipitations, est utilisé afin de catégoriser les précipitations pour prédire les DEU. Il serait intéressant de tester une autre application qui permettrait de cibler les bassins de drainage urbain (BDU) où les DEU se produisent le plus fréquemment en climat futur afin de les prioriser pour la mise en place de mesure de mitigation. Cependant, cette méthode ne permet pas d'intégrer l'aspect santé. La fiche technique développée par le CREDEAU de Polytechnique pour le risque de DEU est également une méthode à considérer afin de déterminer quels BDU sont prioritaires en ce qui concerne le risque de surverse. Elle permet d'intégrer une estimation de risque microbien effectuée en fonction de la densité de la population, ce qu'il n'est pas possible d'effectuer avec l'algorithme de prédiction de Jalbert et al. 2024. Ainsi, il serait intéressant de combiner ces deux méthodes pour déterminer les BDU prioritaires en climat futur selon une estimation du risque microbien.

(D) La relation entre les IVB et la résilience est souvent axée sur la gestion des eaux pluviales (Meerow & Newell, 2017). Malgré les opportunités et les avantages reconnus du verdissement des villes, l'opérationnalisation et la mise en œuvre systématiques des IVB restent un défi non résolu. Cela est dû au manque d'outils pour déterminer leur valeur à long terme et pour quantifier la contribution des IVB à la résilience urbaine (Beceiro et al., 2022). Il y a donc un besoin d'outils permettant d'analyser la résilience qui tiennent compte de d'autres bénéfices associés au IVB (e.g. : UHI, protection des zones de baignade).

(E) Selon la littérature, il y a un besoin pour des outils de planification pour assurer une distribution équitable des IVB afin que les effets des bénéfices et cobénéfice soient répartis sur l'ensemble d'un territoire (Dagenais et al., 2013; Kremer et al., 2016; Meerow et al., 2019). En outre, une mauvaise planification de l'implantation des IVB peut avoir des effets négatifs, comme de la gentrification ou de l'injustice environnementale (Walker, 2021; Wolch et al., 2014) d'où l'importance des outils de planification qui permettent d'intégrer des critères sociaux dans le choix des emplacements des IVB. SSANTO prend en compte un ensemble d'objectifs dont certains liés à l'équité sociale, ainsi une stratégie basée sur les résultats de SSANTO pourrait améliorer la distribution équitable des IVB. Les espaces verts et le verdissement pourraient s'inscrire dans une stratégie plus globale visant à améliorer la santé, le cadre de vie et la mobilité active en milieux urbains; l'hypothèse du projet de recherche est qu'une implantation stratégique permettrait de tirer le maximum des bénéfices et donc d'augmenter la résilience des communautés.

(F) L'évaluation des IVB sur les DEU a déjà été effectuée pour des événements de pluie spécifiques (Autixier et al., 2014). Toutefois les simulations continues (sur une plus longue durée) fournissent les estimations les plus précises (Jean et al., 2018), d'où l'intérêt d'évaluer l'impact des IVB sur les DEU avec des simulations continues. Dans ce projet de recherche, les simulations se feront une période de 6 mois (article 2) et de 30 ans (article 3) pour avoir une meilleure estimation des conditions d'humidité du sol précédant les précipitations.

(G) En considérant que les événements de surverses se produiront plus fréquemment (Autixier et al., 2014; Browne et al., 2021; Daneau, 2020; Derx et al., 2023; Jalliffier-Verne et al., 2016; Patz et al., 2008; USEPA, 2008), il est essentiel de mieux comprendre ces événements et d'effectuer des analyses des risques liées à l'exposition aux eaux de surverses dans les zones de baignade et vérifier si les IVB peuvent agir comme barrières dans un optique de réduction des risques de contamination pour une exposition via la baignade. Des études basées sur l'EQRМ documentent le risque via la baignade et montrent que la méthode EQRМ est un outil de gestion efficace pour la qualité des eaux récréatives, puisqu'elle permet d'obtenir un résultat quantitatif pour comparer des stratégies de gestion (Eregno et al., 2016; Kozak et al., 2020; McBride et al., 2013).

Sojobi and Zayed (2022) ont relevé une lacune dans la littérature, notant que peu d'études se concentrent sur l'utilisation des jardins de pluie pour réduire les eaux de ruissellement dans un contexte de santé publique. Ils recommandent de futurs travaux visant à évaluer l'efficacité des

jardins de pluie pour limiter les débordements d'égouts et contrôler la pollution. Toutefois, aucune étude à ce jour n'utilise les résultats d'ÉQRM pour vérifier si les IVB réduisent effectivement les risques d'exposition liés au DEU dans les zones de baignade urbaines grâce à ces stratégies de gestion en climat futur.

(H) La problématique des surverses est particulièrement liée aux eaux de ruissellement (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014); il est donc important de viser une implantation stratégique dans une optique de réduction des surverses. L'efficacité des IVB, notamment pour la réduction du ruissellement, varie en fonction de la localisation spatiale et du type d'IVB, ainsi l'emplacement dans le bassin versant urbain peut être plus important que le pourcentage total de la superficie d'implantation (Fry & Maxwell, 2017), d'où l'importance d'une implantation à des emplacements stratégiques en adaptant l'outil SSANTO au contexte québécois.

Dans la pratique

(I) Selon Leveque et al. (2021), le nombre de jours avec une température supérieure à 30°C ainsi que les vagues de chaleur vont augmenter d'ici 2050. Il est donc essentiel de maintenir la qualité des eaux de baignade afin de fournir des emplacements de baignade sécuritaire à la population, notamment en mettant en place des stratégies de mitigations des DEU.

(J) Bien qu'il existe un guide pour mettre en œuvre un plan de protection des sources d'eau potable au Québec (MELCC, 2022), il n'y a pas de guide officiel spécifiquement dédié à la gestion des risques liés à la qualité de l'eau des sites récréatifs.

3.2 Objectifs de recherche

Ce projet de recherche a pour objectif principal l'évaluation des impacts des IVB sur la santé publique dans la prise de décision pour la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales. Les objectifs principaux pour chacune des communications scientifiques (articles) et les sous-objectifs associés sont énumérés dans le Tableau 3-1, qui décrit également leur originalité et leur contribution (écarts de connaissances). Ce tableau indique aussi les chapitres qui développent les différents éléments de ce projet.

Tableau 3-1 Objectif principal et objectifs spécifiques par article, écarts de connaissances identifiées, originalité de la recherche et chapitres correspondants

Objectif principal par article	Objectifs spécifiques associés	Écart de connaissances	Originalité de la recherche	Chapitres correspondants
O1 Développer une méthode de priorisation des bassins de drainages urbains pour réduire les DEU dans le contexte des changements climatiques	O1.1 Définir l'indice de priorisation des DEU sur la base de deux méthodes (indice de risque microbien et méthode statistique). O1.2 Modéliser l'occurrence des DEU en fonction des précipitations. O1.3 Évaluer l'occurrence des DEU en fonction du climat projeté	(A) (B) (C) (I) (J)	•Plutôt que d'utiliser le modèle de prédiction et la fiche technique séparément, ces deux méthodes seront combinées pour obtenir une estimation du risque microbien en conditions actuelles et futures •L'indice de priorisation développé est un outil simple qui nécessite peu de données (ou qui sont facilement accessibles) pour prioriser les interventions pour la réduction des DEU •L'approche développée pour prioriser les BDU les plus à risque pourra servir de référence aux planificateurs, aux décideurs et aux parties prenantes pour élaborer un plan d'action pour protéger les prises d'eau potable et les zones de baignade. •En sélectionnant les variables les plus pertinentes pour chaque point de débordement, l'approche développée dans le cadre de ce projet gagne en efficacité et en précision, facilitant une gestion proactive et mieux ciblée des risques de surverse.	Chapitre 4

Tableau 3-1 Objectif principal et objectifs spécifiques par article, écarts de connaissances identifiées, originalité de la recherche et chapitres correspondants (suite)

Objectif principal par article	Objectifs spécifiques associés	Écart de connaissances	Originalité de la recherche	Chapitres correspondants
O2 Développer et appliquer un cadre d'analyse de la résilience qui tienne compte à la fois de la gestion des eaux pluviales et de l'aspect socioécologique, en tenant compte de la santé.	O2.1 Définir la résilience dans le contexte du projet. O2.2 Identifier et développer des indicateurs de résilience pour la zone urbaine. O2.3 Évaluer et comparer la résilience de différents scénarios en utilisant les indicateurs développés pour un cas d'étude.	(D) (E) (F) (H) (J)	•Plutôt que de considérer uniquement la gestion des eaux pluviales, le cadre de la résilience développé dans cette recherche intègre également l'aspect santé en considérant la charge en contaminant, les îlots de chaleur urbains et les inondations. •Les scénarios d'implantation développés dans cette recherche s'appuient sur l'outil d'aide à planification SSANTO afin que les effets des bénéfices et cobénéfice soient répartis sur l'ensemble du territoire. •Le cadre d'analyse de la résilience développé permet aux planificateurs et aux décideurs de comparer différentes stratégies d'implantation d'IVB. •Les simulations en continu effectuées dans le cadre de cette recherche fourniront un meilleur aperçu de l'effet des IVB sur la résilience.	
O3 Évaluer les changements futurs des niveaux de <i>Giardia</i> et de <i>Cryptosporidium</i> dans un cours d'eau urbain en aval des rejets d'eaux usées et à évaluer les risques d'infection récréative avec et sans IVB comme barrière supplémentaire	O3.1 Quantifier les impacts potentiels des IVB sur les DEU et la charge en contaminants dans le cours d'eau récepteurs. O3.2 Appliquer la méthode d'analyse EQRM pour une exposition via la baignade pour des scénarios avec et sans IVB. O3.3 Analyser l'effet des changements climatiques sur les DEU et le risque d'infection.	(F) (G) (I) (J)	•L'application de la méthode la méthode EQRM permet d'obtenir une mesure quantitative pour l'évaluation du risque pour la santé publique et son efficacité pour la gestion des plages a déjà été étudiée. Cependant, il sera intéressant d'évaluer si les IVB peuvent contribuer à diminuer le risque d'exposition en se basant sur cette approche. •Les IVB ont déjà été étudiées dans une optique de gestion des eaux pluviales et pour leur cobénéfices, mais pas comme stratégie de mitigation pour réduire la contamination d'un site de baignade (ou d'une prise d'eau potable). •L'utilisation de l'analyse EQRM pour vérifier la réduction du potentiel de risque avec les IVB permettra le développement d'une nouvelle méthode pour évaluer le potentiel des IVB dans une optique de gestion du risque	Chapitre 6

Le Tableau 3-2 répertorie les sections de cette thèse qui correspondent aux questions de recherche issues des objectifs spécifiques associés mentionnés plus haut.

Tableau 3-2 Question de recherche et chapitres/sections correspondants à l'élaboration sur cette question

Question de recherche	Chapitres/sections correspondants
Comment les scénarios climatiques projetés affecteront-ils l'occurrence future des débordements des eaux usées (DEU) dans les bassins de drainage urbains?	CHAPITRE 4
Quels facteurs additionnels, en plus des précipitations, devraient être pris en compte pour modéliser précisément l'occurrence des DEU?	CHAPITRE 8 Section 8.2
Quel est l'impact de la sélection du scénario climatique sur l'indice de priorisation?	CHAPITRE 8 Section 8.2
Quels indicateurs devraient être considérés pour mesurer la résilience des infrastructures de gestion des eaux pluviales en milieu urbain?	CHAPITRE 5
Quels sont les indicateurs clés pour évaluer les effets des îlots de chaleur urbains et de la charge en contaminants sur la résilience urbaine?	CHAPITRE 5
Comment différents scénarios d'implantation d'IVB affectent-ils la résilience urbaine selon les indicateurs définis?	CHAPITRE 5
Comment les IVB influencent-elles la fréquence et l'intensité des débordements des DEU dans les bassins de drainage urbains?	CHAPITRE 6
Dans quelle mesure les IVB peuvent-elles réduire la charge en contaminants à la suite des DEU dans les environnements urbains?	CHAPITRE 6
Quelles sont les différences dans les risques d'infection récréative entre les scénarios avec et sans IV, basées sur l'analyse EQRM?	CHAPITRE 6
Quels sont les principaux facteurs qui influencent les résultats de l'analyse EQRM dans l'évaluation des risques d'infection par baignade?	CHAPITRE 8 section 8.4
Comment les résultats de l'analyse EQRM peuvent-ils informer les stratégies de gestion des risques pour les zones de baignade en milieu urbain?	CHAPITRE 6
Comment les changements climatiques projettent-ils d'affecter les concentrations de <i>Giardia</i> et de <i>Cryptosporidium</i> dans les cours d'eau urbains?	CHAPITRE 6

3.3 Méthodologie générale

Les sections ci-dessous présentent certains points de la méthodologie du projet dans le but de donner davantage d'informations sur les outils et la démarche utilisés. La section 3.3.1 aborde brièvement le type de modèle de prédiction sélectionné pour l'étude présentée au CHAPITRE 4 (article 1). La section 3.3.2 décrit le processus de modélisation avec l'outil SWMM. La modélisation SWMM est utilisée dans les études présentées au CHAPITRE 5 (article 2) et au CHAPITRE 6 (article 3) pour deux cas d'étude différents. La section 3.3.3 décrit plus en détail l'outil SSANTO qui a été développé dans le cadre du projet PIIVO et qui fait l'objet du doctorat de Sandrine Lacroix.

Dans le cadre du présent de recherche, SSANTO est utilisé pour déterminer les sites les plus adéquats pour l'implantation de biorétentions dans l'étude réalisée dans le CHAPITRE 5 (article) pour une grande ville située dans le sud du Québec. Finalement, la section 7.3 présente la méthodologie utilisée pour la modélisation du risque microbien pour l'étude présentée dans le CHAPITRE 6 (article 3) dont le secteur étudié se situe à Vienne, Autriche. La Figure 3-1 présente une vue d'ensemble du projet de recherche, les thèmes principaux abordés dans chaque article et les liens entre les articles.

Article 1	Éléments complémentaires	Étapes	Approche méthodologique	Type de méthode	Résultats produits	Liens entre les articles
	Identifier des méthodes pour prioriser des BV (surverses): • Fiche technique • Modèle de prédiction • Modélisation hydrologique Définir le cadre réglementaire: • Surveillance des surverses • Évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable • Plan d'action pour réduire les vulnérabilités identifiées	1 : Identifier les points d'intérêts	Identifier le territoire étudié ainsi que les points d'intérêt les plus critiques en matière de santé publique, tels que les plages, les zones de sports nautiques et les prises d'eau potable. Recenser l'ensemble des ouvrages de surverse concernés en appliquant la méthodologie développée. (McQuaid, Madoux-Humery, Touttée, et al., 2019)	Existante adaptée	Liste des ouvrages de surverses critique sur le territoire à l'étude et représentation spatiale	
		2 : Appliquer la méthodologie développée par McQuaid, Madoux-Humery, Dorner, et al. (2019)	Recenser les données nécessaires au calcul de l'indice de vulnérabilité de chaque ouvrage de surverse identifiés et effectuer le calcul	Existante	Niveau de vulnérabilité des ouvrages de surverses identifiés en climat actuel	Contamination des zones de baignade et des prises d'eau potable due aux surverses
		3 : Développer un modèle prédictif des surverses (section 3.3.1)	Sélectionner les variables explicatives les plus pertinentes pour prédire les surverses. Entraîner et valider le modèle à l'aide de données existantes. Intégrer les projections de précipitations futures dans le modèle prédictif.	Nouvelle méthode	Nombre de surverses (mai-octobre) en climat actuel et futur	Modèle de prédiction
		4 : Déterminer l'indice de vulnérabilité en climat futur	Combiner les résultats du modèle de prédiction au calcul de l'indice de vulnérabilité.	Nouvelle méthode	Niveau de vulnérabilité des ouvrages de surverses identifiés en climat futur Représentation spatiale du niveau de vulnérabilité des bassins de drainage urbain en climat actuel et futur	Augmentation des surverses due aux changements climatiques Calculer le risque d'infection en climat actuel et futur Où mettre les IVB

Figure 3-1 Méthodologie simplifiée de l'ensemble du projet de recherche et liens entre les trois objectifs (article 1)

Article 2	Éléments complémentaires	Étapes	Approche méthodologique	Type de méthode	Résultats produits	Liens entre les articles
   	Identifier l'effet des IVB sur la résilience - Ajuster le modèle SWMM (section 3.3.2) - Identifier une relation entre le pourcentage d'imperméabilité et les îlots de chaleur - Utiliser un modèle de prédiction des surverses basés sur la modélisation SWMM - Recenser les données géospatiales (ajuster les données au besoin) - Créer la hiérarchie d'objectifs dans l'outil (section 2.1.4) - Intégrer les échelles de valeurs et les pondérations des partenaires - Transformer le raster en shapefile - Découper la carte du score avec la carte des bassins de drainage urbain. - Appliquer la moyenne des scores d'adéquation - Identifier les quartiles des scores et ajouter les IVB (en termes de conversion de pourcentage imperméable) au modèle SWMM avec le module LID (section 3.3.2.4)	1 : Définir le concept de résilience	Effectuer une revue non-exhaustive de la littérature à l'aide d'une combinaison de mots clés.		Définition globale de la résilience dans le contexte du projet Identification des concepts clés de la résilience et des indicateurs quantitatifs associés Valeur pour les indicateurs	Paramètres de modélisation des IVB (module LID)
		2 : Obtenir les valeurs pour les indicateurs	Utiliser différents outils pour obtenir les	Nouvelle méthode		
			Modèle de prédiction			
			Où mettre les IVB			
		3 : Créer des scénarios d'implantation d'IVB	Utiliser l'outil de planification SSANTO pour créer des scénarios d'implantation d'IVB (Lacroix et al., 2024)	Existante	Carte d'adéquation pour chaque scénario d'implantation	
		4. Ajuster les résultats des cartes d'adéquation	(Pour chaque scénario) Redécouper la carte d'adéquation obtenues	Nouvelle méthode et méthode existante	Aire convertie en IVB pour chaque bassin de drainage urbain du modèle SWMM	
		5 : Calculer le score de résilience	Effectuer les simulations dans SWMM et calculer les indicateurs pour chaque scénario - Normaliser les résultats - Calculer le score de résilience pour chaque scénario d'IVB	Nouvelle méthode	Score de résilience pour chaque scénario d'IVB	

Figure 3-1 Méthodologie simplifiée de l'ensemble du projet de recherche et liens entre les trois objectifs (article 2) (suite)

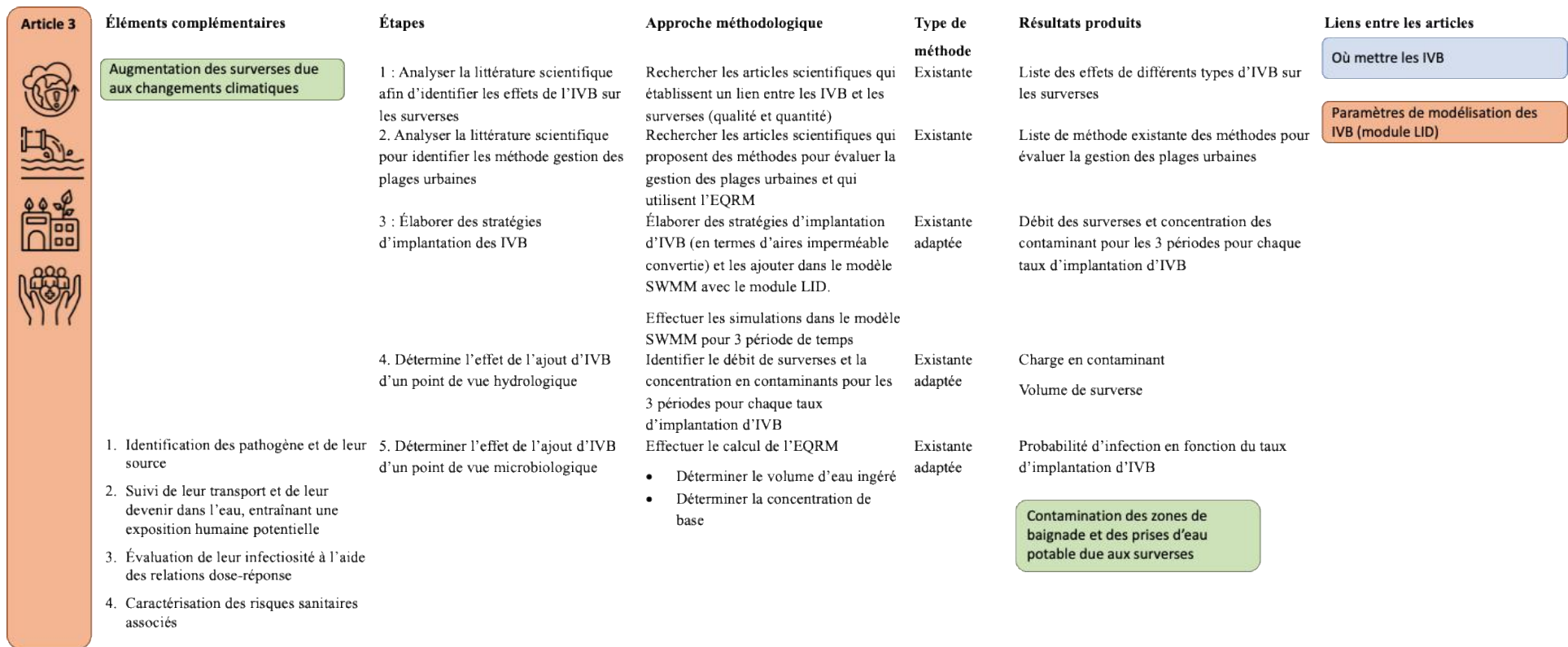


Figure 3-1 Méthodologie simplifiée de l'ensemble du projet de recherche et liens entre les trois objectifs (article 3) (suite)

3.3.1 Modèle de prédiction

Pour cette recherche, le modèle de régression logistique a été utilisé notamment en raison :

- De la nature binaire de l'occurrence ou non des surverses ;
- De l'utilisation de variables explicatives basées sur les précipitations pour prédire l'occurrence ou non d'une surverse.

Pour le modèle de prédiction, le seuil de classification entre surverse et non surverse est un hyperparamètre à ajuster et qui est dépendant du niveau observé de débalancement entre les classes. Les paramètres du modèle de régression logistique sont estimés avec un ensemble d'entraînement, le seuil de classification entre surverse et non surverse est optimisé avec un ensemble de validation, puis les performances prédictives du modèle sont estimées avec un ensemble de tests.

3.3.2 Modélisation SWMM

L'utilisation du logiciel de modélisation Storm Water Management Model (SWMM) est une méthode très communément utilisée en gestion de l'eau (USEPA, 2022). Cette méthode permet de faire la planification, l'analyse et la conception liées au ruissellement des eaux pluviales pour les différents types de réseaux d'égout en utilisant divers types d'événement de pluies (USEPA, 2022). Il peut aussi être utilisé pour comparer différentes stratégies de gestions des eaux pluviales soit par les infrastructures grises ou par l'ajout de LID (cellule de biorétention, jardin de pluie, toit vert, tranché d'infiltration, chaussée perméable, noues et fossés, baril récupérateur d'eau de pluie, déconnexion des gouttières) avec le module conçu à cet effet (USEPA, 2022). Il est aussi possible d'y modéliser des contaminants en fonction des types d'utilisation du sol (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016).

3.3.2.1 Ajout des utilisations du sol

Afin d'ajouter les contaminants en fonction du type d'utilisation du sol, il faut d'abord assigner les différents types d'utilisation du sol (proportion) pour chaque bassin de drainage urbain.

Voici les étapes à effectuer ⁴ :

- Créer un fichier shapefile qui regroupe les types d'utilisation du sol à considérer :
- Dans le cas de cette étude, trois types d'utilisation du sol sont considérés : Espace ouvert, Transport et Résidentiel. Ces trois types ont été choisis puisqu'ils permettent de dresser un portrait réaliste de la zone à l'étude. Dans sa zone à l'étude, le type d'utilisation du sol résidentiel est dominant, les rues, ruelles et stationnements sont à considérer en termes de contaminants car plusieurs types peuvent s'accumuler sur la chaussée en raison du passage des véhicules. Finalement Espace ouvert permet de réunir les catégories de type d'utilisation du sol restante. Le Shapefile a été créé en combinant les couches de données spatiales des rues et d'utilisation du sol disponible sur le site web de données ouvertes de la ville partenaire (Portail de données ouvertes Ville de Montréal, 2020).
- Intégrer le fichier au modèle PCSWMM :
 - a. Le fichier shapefile a été intégré au modèle SWMM en tant que couche de fond. Par la suite, trois types d'utilisation du sol ont été identifiés. Les proportions pour chaque bassin de drainage urbain ont été déterminées en appliquant le pourcentage de chaque utilisation du sol aux attributs des sous-bassins versants créés, en utilisant la pondération par zone. Il s'agit d'un outil de calcul disponible dans PCSWMM qui calcule le pourcentage de chaque type d'utilisation du sol dans les bassins de drainage en fonction du fichier shapefile.

3.3.2.2 Ajout des contaminants

Dans PCSWMM (et SWMM), les contaminants peuvent être considérés à deux niveaux dans le modèle : dans l'eau sanitaire (DWF concentration) et dans l'eau de ruissellement avec les fonctions *Buildup* et *Washoff*.

⁴ Ces étapes sont basées sur l'exercice K023 disponible dans PCSWMM

Deux paramètres de qualité seront modélisés dans SWMM pour l'étude présentée au CHAPITRE 5 (grande ville dans le sud du Québec) : les matières en suspension (MES) et *E. coli*. Bien que certaines études suggèrent que la concentration en MES ne doit pas être utilisée pour déduire la qualité microbiologique des eaux de surface (McCarthy et al., 2012), *E. coli* a été considéré, pour le calcul du coefficient d'accumulation en surface, comme un co-polluant des MES, en cohérence avec plusieurs travaux de recherche identifiés dans la littérature. Ainsi, une partie des *E. coli* est associée aux MES. Les co-polluants sont utiles pour représenter des constituants pouvant se trouver sous forme dissoute ou solide, et susceptibles d'être adsorbés sur d'autres constituants. (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). Une étude de Wu et al. (2009) a montré qu'environ 50 % des *E. coli* sont attachées aux MES. Cette fraction d'attachement a été retenue par Pongmala et al. (2015) dans un cas d'étude réalisé milieu urbain au Québec (même région que pour le cas d'étude de l'article 2). Le ratio de microorganismes associés aux MES varie selon le type et les conditions hydrologiques (Characklis et al., 2005). Pour les indicateurs bactériens tels que les coliformes fécaux, *E. coli* et les entérocoques, le comportement observé reste relativement constant, avec une moyenne de 20–35 % en conditions de temps sec et de 30–55 % lors d'événements pluvieux (Characklis et al., 2005). Ce qui montre qu'un taux de 50% est adéquat.

Afin de modéliser les contaminants dans SWMM, il faut les ajouter à partir du module *Pollutant Editor*.

Puis, dans le LandUse editor, il est possible de paramétrer les fonctions *Buildup* et *Washoff* selon le type de contaminant et le type d'utilisation du sol. Le tableau ci-dessous montre différents paramètres tirés de la littérature pour modéliser les MES et *E.coli* :

Tableau 3-3 Paramètres testés dans le modèle SWMM pour les deux polluants à l'études et les trois types d'usage du sol représentés

				Buildup (Exp (Hong et al., 2021))		Washup (Exp (Pongmala, 2012))	
	DWF concentration	Inactivation constant (day-1)	Copollutant	C1 (max buildup) (Tu & Smith, 2018)	C2 (day-1) (Tu & Smith, 2018)	C3 (mm1) (Tu & Smith, 2018)	C4 (Tu & Smith, 2018)
MES	109 mg/L (Autixier, 2012) 173 mg/L (Pongmala et al., 2015)		NO	Residential: 0.16 (kg/m curb) (Autixier, 2012) Commerciale et institutionnelle: 0,22 (kg/m curb) (Autixier, 2012) 0.11 (kg/m curb) (Gironás et al., 2009) Range: 10-25 Used value:13.143 [kg/(ha·d)] (Di Modugno et al., 2015) Concrete: 27.6 (kg/ha) Asphalt: 13.4 (kg/ha) Road: 53,27.7, 26 (kg/ha) Roof: 8.5, 12 (kg/ha) Urban: 25 (kg/ha) Residential: 17.5, 18 (kg/ha) Open space: 40 (kg/ha) (Gong et al., 2016)	0.5 (Autixier, 2012; Gironás et al., 2009) 0.06 (Pongmala et al., 2015) Concrete: 0.2 Asphalt: 0.23 Road: 0.222, 0.21, 0.382 Roof: 0.188, 0.122 Urban: 1 Residential: 0.3 Open space: 0. 5 (Gong et al., 2016)	3.5 (Pongmala et al., 2015) 0.026 (Autixier, 2012) Residential impervious : 0.03 Pervious: 0.05–0.055 Concrete : 0.24 Asphalt : 0.27 Road: 0.0029–0.0135, 0.0015–0.0059, 0.0062–0.011 Roof: 0.051–0.202, 0.112–0.213 Urban:4.9 Residential: 1.811, 0.13 Open space: 0.004 (Gong et al., 2016)	1.5 (Pongmala et al., 2015) 1.8 (Autixier, 2012) Residential impervious: 0.21 Pervious: 0.21 Concrete: 1 Asphalt: 1 Road: 0.608–0.986, 0.945–1.27, 0.753–0.914 Roof: 0.363–0.603, 0.333–0.414 Urban:1.57 Residential: 1, 1.2 Open space: 1,2 (Gong et al., 2016)

Tableau 3-3 Paramètres testés dans le modèle SWMM pour les deux polluants à l'études et les trois types d'usage du sol représentés (suite)

				Buildup (Exp (Hong et al., 2021))		Washup (Exp (Pongmala, 2012))	
	DWF concentration	Inactivation constant (day-1)	Copollutant	C1 (max buildup) (Tu & Smith, 2018)	C2 (day-1) (Tu & Smith, 2018)	C3 (mm1) (Tu & Smith, 2018)	C4 (Tu & Smith, 2018)
E. coli	(Desta et al., 2024) 16000000#/100mL (Madoux-Humery et al., 2013) 7,09x106 MPN/100 mL (Autixier, 2012) 1.33 x 106 MPN/100mL (Pongmala, 2012)	0.48 (Pongmala et al., 2015) 5.10-3 h-1 (0.1224) (Autixier, 2012)	YES	Residential: 60 650 # E. coli/g MES (Autixier, 2012) Institutionnelle : 36 900 # E. coli/g MES (Autixier, 2012) 1010-1016 MPN m-2 (1014) (Hong et al., 2021) High-density residential: 1.41 x 1011 (saturation) (USEPA, s.d.) Transportation: 0.001 x 109 (USEPA, s.d.) Open space: 126 x 109 (USEPA, s.d.)	0.5 (Autixier, 2012; Pongmala et al., 2015) 0.6-2.0 (1.2) (Hong et al., 2021) High-density residential: 10 (saturation)(USEPA, s.d.) Transportation: 2 (USEPA, s.d.) Open space: 2 (USEPA, s.d.)	3.5 (Pongmala et al., 2015) 1.0-3.0 (2.0) (Hong et al., 2021) High-density residential: 10 (saturation)(USEPA, s.d.) Transportation/Open space: 18 (USEPA, s.d.)	1.5 (Pongmala et al., 2015) 1.0-2.0 (1.1) (Hong et al., 2021) High-density residential: 0.5 (saturation) (USEPA, s.d.) Transportation/Open space : 2.2 (USEPA, s.d.)

Afin de tester la meilleure combinaison de paramètres, 13 simulations ont été effectuées dans PCSWMM (différentes combinaisons et différentes dates).

Tableau 3-4 résume les paramètres choisis pour la modélisation. L'ensemble des résultats des simulations se trouvent à l'annexe B.

Tableau 3-4 Paramètres utilisés dans le modèle SWMM pour les fonctions d'accumulation et de lessivage en fonction du polluant et du type d'utilisation des sols.

	MES	E. coli
Concentration dans le débit par temps sec	109 mg/L	7,09x10 ⁶ #/L
Constante inactivation (jour ⁻¹)	N/A	0,1224
Copolluant	NO	YES (0.5)
Espace ouvert	C ₁ (accumulation maximale): 40 C ₂ (jour ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2	C ₁ (accumulation maximale): 126X10 ⁹ C ₂ (jour ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2
Résidentiel	C ₁ (accumulation maximale): 0.16 (curb) C ₂ (day ⁻¹): 0,5 C ₃ (mm ¹): 0.026 C ₄ : 1.8	C ₁ (accumulation maximale - sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5
Transport	C ₁ (accumulation maximale): 53 C ₂ (jour ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	C ₁ (accumulation maximale): 1000000 C ₂ (jour ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2

Il est possible de voir que, pour la fonction d'accumulation d'*E.coli* pour l'usage du sol résidentiel, nous avons utilisé une fonction de saturation alors que pour les autres usages, nous avons utilisé la fonction exponentielle. La fonction exponentielle reflète une accumulation plus progressive et continue, ce qui est plus réaliste pour les types d'usages transport et espaces ouverts où l'apport de nouveaux polluants n'est pas aussi fréquent que dans les zones résidentielles, mais se produit de manière constante.

Les zones résidentielles ont des activités humaines régulières, comme le lavage des voitures, l'arrosage des jardins, et les animaux domestiques, qui contribuent de manière constante à l'accumulation d'*E. coli* jusqu'à atteindre un certain niveau de saturation.

Pour le normalisateur d'accumulation, il est fonction de l'aire du bassin de drainage urbain, sauf pour le paramètre d'accumulation maximale pour les MES en usage résidentiel, où c'est le périmètre du bassin de drainage urbain. Le choix du normalisateur (aire ou périmètre) peut varier en fonction du polluant et de l'usage du sol (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016).

Pour modéliser l'accumulation des matières en suspension (MES) dans les zones résidentielles, le choix du périmètre, comme facteur de normalisation dans la fonction d'accumulation, est une approche pertinente. En milieu urbain, les MES ont tendance à s'accumuler le long des bordures de rue, où les particules issues des activités humaines, du trafic automobile, de l'érosion des surfaces et du dépôt atmosphérique s'accumulent avant d'être lessivées par le ruissellement. Même si les routes sont modélisées séparément, les terrains résidentiels bordant ces rues contribuent indirectement à la charge en polluants, puisque les eaux de ruissellement provenant des toits, allées et pelouses atteignent souvent les systèmes de drainage via ces interfaces. Ainsi, la longueur de bordure entre les lots résidentiels et la voirie constitue une zone de transfert, à la fois pour l'accumulation et pour le transport des MES vers le réseau pluvial. Utiliser la longueur de bordure comme normaliseur permet donc de mieux représenter la réalité physique du transport des polluants dans un contexte urbain, et de prendre en compte la connexion entre les terrains résidentiels et les rues lors de la contamination. Cette approche contribue à une modélisation plus fine des apports polluants dans les bassins versants urbanisés.

Pour les polluants qui sont uniformément répartis sur de grandes surfaces, la superficie est un normalisateur approprié. Elle permet de représenter l'accumulation de polluants en fonction de la taille de la zone contributive. La superficie permet de prendre en compte la variabilité des sources de pollution au sein d'une zone donnée. Par exemple, les zones avec des jardins, des pelouses, et des espaces imperméables peuvent toutes contribuer différemment à l'accumulation de polluants. Comme le type d'usage du sol transport représente également les zones de stationnement, nous avons décidé d'utiliser l'aire comme normalisateur. Pour le choix des fonctions, du normalisateurs et des autres paramètres, les choix ont été fait sur la base des données disponibles dans la littérature.

3.3.2.3 Ajouts des débits sanitaires

Les débits sanitaires (débits par temps sec) sont ajoutés manuellement dans le modèle SWMM (CHAPITRE 5, grande ville du sud du Québec) en injectant des débits dans les bassins de drainage urbain qui ont une sortie (outlet). Deux hypothèses sont considérées pour l'ajout des débits sanitaires :

1. La population est uniformément répartie sur l'ensemble du territoire.
2. Les activités sont uniformément réparties sur chaque bassin de drainage urbain.

Pour chaque type d'utilisation du sol, il est possible d'estimer le débit sanitaire généré par jour selon la superficie du bassin de drainage urbain et, dans le cas de l'occupation résidentielle, la population.

Tableau 3-5 Débit sanitaire par type d'occupation du sol (G. Briere, 2012)

Occupation du sol	Débit sanitaire	Superficie	Population
Résidentielle	212,5 L/(personne.jour)	236	69 229 habitants
Commerciale	75 000L/(ha.jour)	15	
Institutionnelle	25 000L/(ha.jour)	92	
Industrielle	10 000L/(ha.jour)	3	
Total	18157959/jour		

Le Tableau 3-5 montre que la plus grande contribution en débit sanitaire est la proportion générée par l'occupation du sol résidentielle.

Afin de représenter la variation de débit sanitaire aux heures de pointe, un *Time Pattern* tel que montré dans le Figure 3-2 a été ajouté dans le modèle PCSWMM. Il s'agit d'un facteur multiplicateur appliqué au débit sanitaire dans le modèle qui permet de représenter les variations.

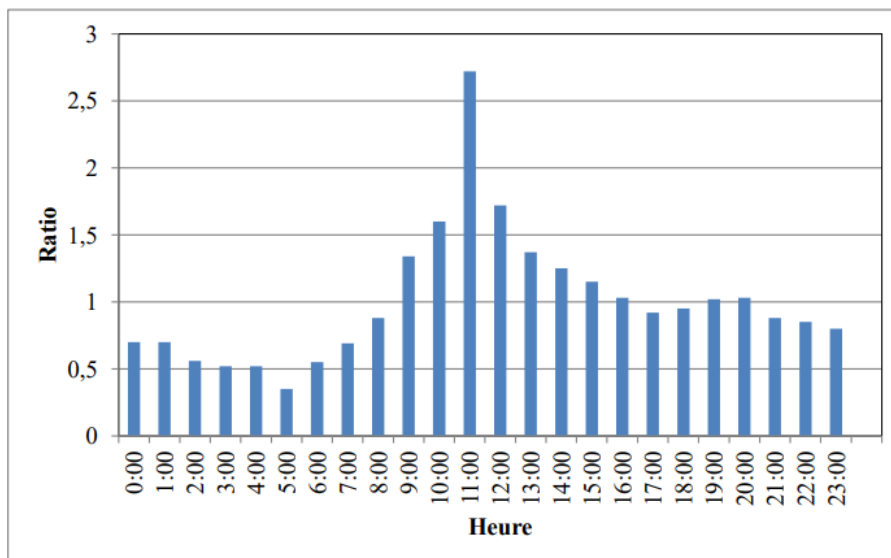


Figure 3-2 Facteur multiplicatif pour les débits sanitaires tiré de G. Briere (2012)

Cette méthode ainsi les hypothèses considérées sont utilisées dans Bel Yaagoubi (2025) et sont similaires à la méthode et aux hypothèses suggérées dans Benoit et al. (2025) qui estime également le débit domestique à partir de la population et d'un facteur multiplicatif.

3.3.2.4 Modélisation des infrastructures vertes et bleues

Pour ce projet, les IVB sont intégrées dans un modèle PCSWMM pour les articles 2 et 3. Le module Low Impact Development (LID) dans SWMM permet d'ajouter ce type d'infrastructure. Voici les hypothèses à considérer lors de l'intégration de cellule de biorétention dans SWMM.

Il existe deux approches pour placer les LID dans un modèle SWMM (Rossman, 2010) :

1. Placer un ou plusieurs LID dans un sous-bassin versant existant, ce qui réduira (de manière équivalente) la zone non- LID du bassin de drainage urbain.
2. Créer un nouveau bassin de drainage urbain réservé à un seul LID et acheminer les eaux de ruissellement des sous-bassins adjacents vers celui-ci.

Dans le cas de ce projet, nous avons sélectionné l'approche 1, cette approche permet également de mieux représenter la réalité puisque les infrastructures vertes sont souvent ajoutées dans des bassins de drainage urbain existants tel que suggéré dans d'autres études (Autixier et al., 2014; Bel Yaagoubi, 2025; Benoit et al., 2025; Gougeon et al., 2023)

L'approche 1 est représentée par le schéma suivant :

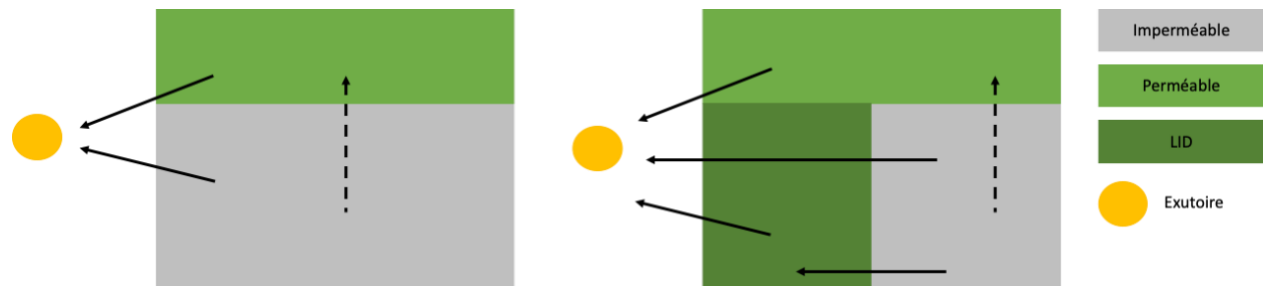


Figure 3-3 Schéma du placement de LID selon l'approche 1 adaptée de Rossman (2010)

Selon le type de LID ajouté, l'aire imperméable et le paramètre de largeur (width) du bassin de drainage urbain doivent être recalculés. Le paramètre de largeur est très sensible (Autixier, 2012), il est donc essentiel de le considérer quand on propose des scénarios d'implantation d'IVB. Le paramètre de largeur se calcule en fonction de l'aire totale du sous-bassin versant et de la longueur d'écoulement (flow length). L'ajout de LID permet de créer de nouveaux chemins d'écoulement augmentant ainsi la longueur totale d'écoulement dans un bassin de drainage.

$$W = \frac{A}{L} \quad \text{Équation 3-1 (Lexington-Fayette, 2005)}$$

où W est le paramètre de largeur en mètre, A est l'aire du bassin de drainage urbain en mètre carré et L est la longueur d'écoulement en mètre.

Lorsqu'on ajoute une IVB, la longueur de ruissellement peut être modifiée (elle augmente). Il est important de noter que le paramètre de largeur s'applique qu'à la partie du sous-bassin versant qui n'est pas concerné par le LID. Pour la modélisation dans l'étude cas, nous avons considéré que les LID implantées sont de forme carrée afin de pouvoir recalculer le paramètre de largeur.

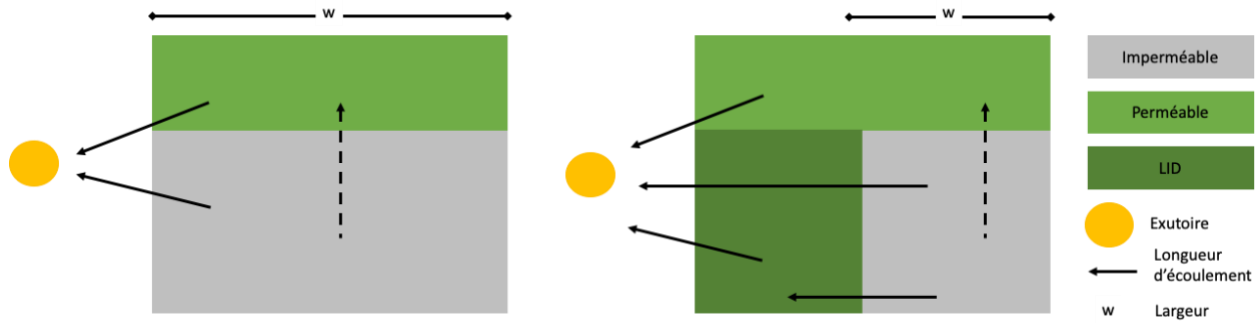


Figure 3-4 Changement dans la longueur d'écoulement et le paramètre de largeur avec l'ajout d'une LID

En supposant que la LID est de forme carrée et que nous connaissons l'aire (selon le pourcentage d'implantation), il est possible de recalculer le paramètre de largeur :

$$A_{LID} = l^2$$

$$l = \sqrt{A_{LID}}$$

Équation 3-2

Nouveau paramètre de largeur = paramètre de largeur initial - l

Si le l (nouveau width) calculé avec l'ajout de la LID est plus grand que le paramètre de largeur initial, par exemple en raison de la forme du bassin de drainage urbain, le paramètre de largeur initial est conservé.

Puisque les IVB sont ajoutées uniquement sur la partie imperméable du bassin de drainage urbain, celle-ci doit être recalculée suivant à l'ajout d'IVB :

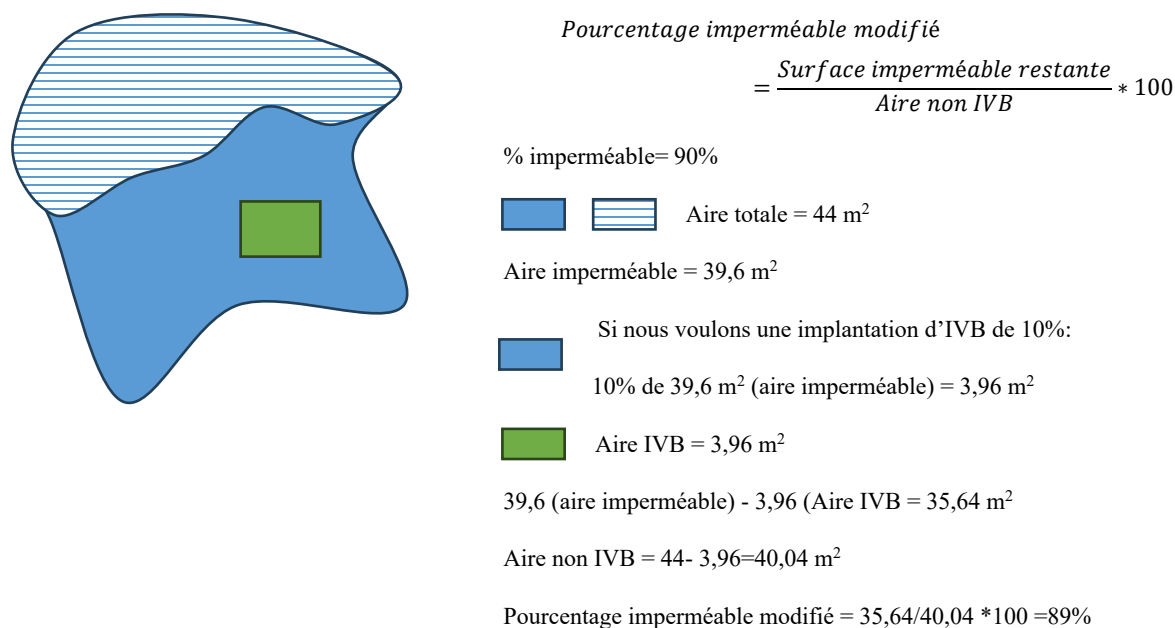


Figure 3-5 Exemple de calcul du pourcentage imperméable modifiée

Il est possible de modéliser huit différents types de LID dans SWMM directement à partir du LID Editor soient les biorétentions, les tranchées d'infiltration, le pavé perméable, les fossés engazonnés, les toits verts, les barils récupérateurs d'eau de pluie les jardins de pluie la déconnection des gouttières. Dans le cas de ce projet de recherche, nous avons choisi les biorétention puisqu'elles permettent de réduire les surverses en captant une partie de l'eau ruissellement (Armson et al., 2013; Autixier et al., 2014; Berland et al., 2017; Stovin et al., 2008). Elles peuvent également réduire la charge en contaminants grâce à la filtration (Armson et al., 2013; Berland et al., 2017; Stovin et al., 2008).

Les biorétentions sont des systèmes plus petits qui s'adaptent bien en milieu urbain. Afin de modéliser les biorétentions, les paramètres doivent être entrés dans les sections du *LID Editor*. Il existe de nombreuses informations dans la littérature sur le choix des paramètres. Le Tableau 3-6 présente des exemples de paramètres pour la modélisation des biorétentions :

Tableau 3-6 Exemples de paramètre pour les biorétentions dans SWMM. Les choix sont indiqués en gras

	Paramètres	Values	References
Surface	Berm height (mm)	150-300 75 250	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Autixier, 2012)
	Vegetation volume fraction (%)	0,05 0	(Joshi et al., 2020) (Autixier, 2012)
	Surface roughness (n)	0,2 0,1 0	(Joshi et al., 2020) (Bouattour, 2021) (Autixier, 2012)
	Surface slope (%)	1 0,77 0	(Joshi et al., 2020) (Bouattour, 2021) (Autixier, 2012)
Sol	Thickness (mm)	610-1220 600 609,6 1000 450	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Bouattour, 2021)
	Porosity (vol.frac)	0,45 -0,60 0,52 0,45 0,45	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012)
	Field capacity (vol.frac)	0,15-0,25 0,15 0,1 0,19	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012)
	Wilting point (vol.frac)	0,05-0,15 0,08 0,05 0,085	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012)
	Conductivity (mm/h)	51 119,4 11	(Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012)
	Conductivity slope	45,05 10 10	(Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012)
	Suction head (mm)	51-102 48,26 110,1 110 89	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Rosa et al., 2015) (Autixier, 2012) (Bouattour, 2021)

Tableau 3-6 Exemples de paramètre pour les biorétentions dans SWMM. Les choix sont indiqués en gras (suite)

	Paramters	Values	References
Stockage	Thickness (mm)	150 -915 300 150	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Autixier, 2012)
	Void ratio	0,2-0,4 0,3 0,5	(Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) (Joshi et al., 2020) (Autixier, 2012)
	Seepage rate (mm/h)	4 1,3	(Joshi et al., 2020) (Autixier, 2012)
	Clogging factor	0	(Autixier, 2012)
Drain (oui ou non)	Drain flow coefficient	2.3	(Bouattour, 2021)
	Flow exponent	0.5	(Bouattour, 2021)
	Offset	13	(Bouattour, 2021)

De plus, lors de l'implantation de la biorétention dans les sous-bassins correspondants, des valeurs de 25 % de saturation initiale, 30 % de zones imperméables traitées et 10 % de zones perméables traitées ont été choisies. Ces valeurs ont été définies à partir d'une étude réalisée dans une ville du Québec (Bouattour, 2021; Le Cauchois et al., 2025).

Les biorétentions peuvent également réduire la charge en polluant. Le tableau ci-dessous montre le pourcentage d'enlèvement pour *E.coli* et les MES :

Tableau 3-7 Pourcentage d'enlèvement par les biorétentions.

	Pourcentage d'enlèvement	Ref
<i>E. coli</i>	70% 92.4%- 99.5% 69%-71% 72%-97% (après 6 mois) 18.6%-77.6% Environ 80%	(Autixier et al., 2014) (Jianjun et al., 2014) (Hunt et al., 2008) (Zhang et al., 2011) (J. Liu et al., 2020) (Clary & Leisenring, 2020)
MES	60% 60% 70%-99% 0,18%-30,8% 55 % -99 % 47%-99% (revue de la littérature) 75%-83%	(Autixier et al., 2014) (Brown & Hunt III, 2011) (C. Chen et al., 2019) (J. Chen et al., 2019) (Li & Davis, 2008) (LeFevre et al., 2015) (Clary & Leisenring, 2020)

Le pourcentage d'enlèvement s'ajoute dans la section *Pollutant Removal* du *LID Editor*.

À partir du Tableau 3-7, une valeur de 70% d'enlèvement pour *E.coli* et une valeur de 60% d'enlèvement pour les MES sont choisies sur la base d', une étude de cas effectuée au Québec (Autixier et al., 2014).

Finalement, pour le projet, nous avons fait l'hypothèse d'une seule biorétention par bassin de drainage urbain, l'aire totale correspond à la somme des aires nécessaires (pourcentage de l'aire imperméable.) tel que suggéré par Autixier et al. (2014).

Choix des stratégies d'implantation des IVB (CHAPITRE 5, article 2)

Plusieurs stratégies peuvent être envisagées pour implanter les infrastructures vertes et bleues (IVB) en fonction des résultats générés par l'outil SSANTO. Une recherche menée dans le cadre d'un mémoire de maîtrise a montré que la stratégie la plus performante repose sur une implantation stratégique non discriminante (Bel Yaagoubi, 2025). Cette approche consiste à répartir les IVB sur l'ensemble du territoire afin d'atteindre une cible de conversion de surfaces imperméables, tout en implantant davantage d'IVB dans les zones présentant un score d'adéquation élevé, et moins dans celles avec un score plus faible.

La mise en œuvre de cette stratégie selon les scores d'adéquation suit plusieurs étapes :

1. Ajouter les cartes d'adéquation et les bassins de drainages urbains tels que découpés dans le modèle SWMM à un logiciel SIG (e.g. ArcGIS)
2. Redécouper la carte d'adéquation en fonction des bassins de drainages urbains, dans chaque bassin de drainage urbain appliquer la moyenne du score d'adéquation obtenue (si plusieurs pixels de la carte d'adéquation chevauchent le bassin de drainage urbain)
3. Classer les scores d'adéquation de chaque bassin de drainage urbain selon les quartiles, chaque quartile correspond à une priorité d'implantation.
 - a. Priorité faible, 1er quartile (Q1) : 25 % des données sont inférieures ou égales à cette valeur.
 - b. Priorité moyenne -, 2e quartile (Q2) (aussi appelé la médiane) : 50 % des données sont inférieures ou égales à cette valeur.
 - c. Priorité moyenne +, 3e quartile (Q3) : 75 % des données sont inférieures ou égales à cette valeur.
 - d. Priorité forte, 4e quartile : comprend les données au-dessus de Q3, soit les 25 % les plus élevés

4. Calculer le pourcentage d'aire imperméable convertie dans chaque bassin de drainage urbain selon la priorité d'implantation en s'assurant que le pourcentage total d'implantation corresponde au taux visé (10% et 25%, CHAPITRE 5)

Le Tableau 3-8 permet de montrer que les bassins de drainage urbain ayant reçu les notes d'adéquation les plus élevées auront un plus grand pourcentage d'aire imperméable convertie en IVB comparativement aux zones avec un score d'adéquation plus faible.

Tableau 3-8 Exemple de répartition des IVB selon les scores d'adéquation

	Forte	Moyenne +	Moyenne -	Faible	Aire tot IV	
Scénario 1 - 5% IV	9	5	5	2	11	5
Scénario 2 - 10% IV	17	10	10	5	22	10
Scénario 3 - 15% IV	22	15	15	10	33	15
Scénario 4 - 25% IV	35	30	25	15	55	25

3.3.2.5 Courbe de stockage (CHAPITRE 6, article 3)

La courbe de stockage représente la profondeur de l'unité de stockage (m au-dessus du fond) en fonction de la surface de l'eau (m²). Le choix des paramètres influence le volume total de stockage ainsi que le volume disponible à chaque pas de temps. Dans le cas d'étude considéré au CHAPITRE 6, le réservoir permet de contrôler le nœud de surverse.

La Figure 3-6 montre quatre cas de figure possibles pour la modélisation du stockage et l'effet sur le volume de surverse :

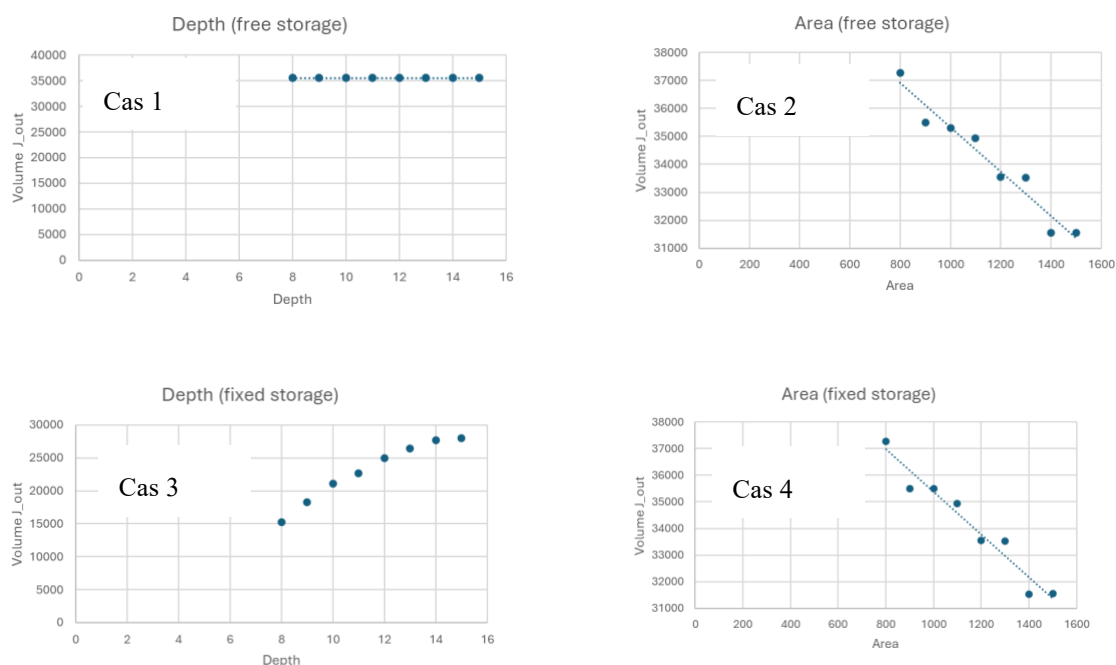


Figure 3-6 Effet de la modification de la profondeur (depth) et de l'aire (area) sur le volume à nœud de surverse pour le cas d'étude du CHAPITRE 6 (Vienne, Autriche)

Le cas 2 et 4 montre qu'une augmentation de l'aire (surface) du réservoir permet de diminuer le volume alors que le cas 3 montre que pour diminuer le volume au nœud de surverse il faut diminuer la profondeur (depth) du réservoir. Pour l'article 3 (CHAPITRE 6), l'aire (surface) a été augmentée pour correspondre au cas 2 afin de diminuer le volume de surverse lors de l'ajout d'espace de stockage.

3.3.3 Spatial Suitability Analysis Tool (SSANTO)

Les outils d'analyses SIG (système d'information géographique) sont très utiles afin de visualiser la dimension spatiale d'un risque et permettent également de déterminer le potentiel d'adaptation possible pour un emplacement donné (Lindley et al., 2006). En effet, en identifiant les lieux et les communautés les plus vulnérables, il est ensuite possible de mettre en place des politiques et des mesures de prévention (D'Ercole et al., 2009).

Les outils se basant à la fois sur les SIG et sur l'ADMC offrent des avantages pour faciliter les processus de planification ainsi que les échanges d'informations et de connaissances interdisciplinaires pour améliorer la gouvernance urbaine de l'eau (Kuller et al., 2018).. De plus, puisque la planification de la mise en place d'IVB peut être complexe en raison de leur caractère multifonctionnel, les outils SIG-ADMC évitent de faire une implantation *ad hoc* qui ne maximise pas nécessairement les bénéfices et les cobénéfices liés à leur implantation (Kuller et al., 2019).

SSANTO (*Spatial Suitability ANalysis Tool*) illustre bien ce type d'approche. Développé initialement pour Melbourne (Kuller et al., 2019), puis adapté au contexte québécois (Lacroix et al., 2024), cet outil identifie les sites les plus adéquats pour implanter différents types d'IVB (biorétention, toitures végétalisées, noues, marais artificiels, etc.) selon deux perspectives : les opportunités (où l'implantation est la plus favorable) et les besoins (où les bénéfices attendus sont les plus importants). L'évaluation se fait à partir de données géospatiales, d'échelles de valeurs normalisées et de pondérations définies par les utilisateurs, produisant des cartes d'adéquation facilement interprétables. L'un des principaux atouts de SSANTO est sa fonction de communication : les cartes générées permettent de comparer les sites et de favoriser la prise de décision collective. Les expérimentations menées dans le cadre du projet PIIVO ont confirmé son potentiel comme outil d'aide à la planification et au dialogue entre parties prenantes. La Figure 3-7 présente une vue conceptuelle de la hiérarchie générale de SSANTO :

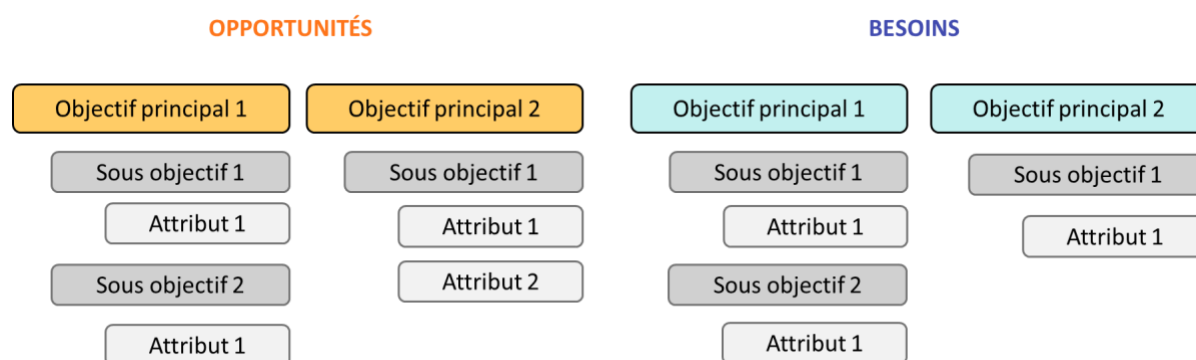


Figure 3-7 Structure de la hiérarchie de SSANTO

La hiérarchie d'objectifs développée pour le cadre d'adéquation spatiale de SSANTO pour le contexte québécois par Lacroix et al. (2024) se trouve dans l'annexe C (matériel supplémentaire de l'article 2). L'article de Lacroix et al. (2024) détail le processus de développement des hiérarchies d'objectif ainsi que l'élaboration des échelles de valeurs pour chaque attribut avec les experts.

Le développement des échelles de valeurs est le processus par lequel tous les jeux de données spatiales, ayant des unités différentes, sont rapportés sur une échelle comparable entre 0 et 1. Ce processus s'est effectué avec des experts au moyen de 12 consultations. Pour les jeux de données de types catégoriques (classe), un rang est attribué à chacune des classes, puis une note d'adéquation (0-1). Pour les jeux de données de type continu, la méthode de la bisection est utilisée (Lacroix et al., 2024).

SAANTO calcule le score d'adéquation en effectuant une moyenne pondérée en considérant les échelles de valeurs (telles que définies par les experts) et les poids (priorités identifiées par les utilisateurs) avec l'équation suivante :

$$V(A) = \sum_{i=1}^n w_i * v_i(a) \quad \text{Équation 3-3}$$

Où $V(A)$ est le score d'adéquation final entre 0 et 1, $v_i(a)$ est échelle de valeur normalisée entre 0 et 1 qui représente le degré de performance de l'alternative pour l'objectif i et w_i est le poids associé l'objectif i .

Le Tableau 3-9 résume le fonctionnement de l'outil SSANTO :

Tableau 3-9 Étapes du fonctionnement de l'outil SSANTO adaptées de Lacroix et al. (2024)

	Type d'IVB	Groupe A Biorétention & jardins de pluie Système d'infiltration Noue	Groupe B Étangs & lacs Marais artificiels	Groupe C Arbre (A.Rioux)	Systèmes en développement Toitures végétalisées (P. Roy) Jardins partagés (P. Roy) Réservoirs d'eau de pluie (N. Naserisafavi)
	Développement d'une hiérarchie d'objectifs	Les hiérarchies d'objectifs ont été développées pour chaque type (ou groupe) de système lors d'ateliers de cocréation dans le cadre du projet PIIVO.			
	Compilation d'une base de données géospatiales	Les données géospatiales (shapefile ou raster) sont récupérées sur les sites de données ouvertes ou transmises par les partenaires du projet PIIVO.			
	Définition des échelles de valeurs	Les échelles de valeurs permettent de rapporter tous les attributs sur une échelle comparable de 0 à 1. Les échelles de valeurs ont été définies avec des experts lors de consultations dans le cadre du projet PIIVO.			
	Pondération des objectifs sur une échelle de 0 à 1	Les utilisateurs de SSANTO peuvent pondérer les objectifs sur une échelle de 0 à 1 selon leur préférences (priorités).			
	Obtention de la carte d'adéquation pour le système sélectionné	La carte d'adéquation obtenue via SSANTO permet de comparer les sites entre eux pour la meilleure implantation du système choisi en tenant compte de la pondération des utilisateurs.			

Les étapes présentées dans le Tableau 3-9 s'effectuent directement dans l'interface de l'outil SSANTO. La représentation des résultats de l'adéquation sous forme de carte facilement interprétable permet aux différentes parties prenantes de prendre part aux décisions par rapport à la gestion de l'eau (Kuller et al., 2018). Dans le cadre du projet PIIVO, deux ateliers de mise à l'essai de l'outil SSANTO ont été menés avec deux villes partenaires. L'un des principaux enseignements de ces ateliers a été le rôle potentiel de SSANTO en tant qu'outil de communication. L'utilisation de l'outil SSANTO est également pertinente d'un point de vue de la planification particulièrement en milieu urbain dense où l'espace disponible est limitée car il permet de cibler non seulement les sites où la mise en place est facilitée (opportunité) mais également les endroits où la mise en place d'IVB est la plus essentielle (besoins) (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024).

Dans ce contexte, l'adaptation de SSANTO au contexte du territoire québécois et particulièrement au territoire montréalais, pourrait être un outil permettant de mettre en place des solutions stratégiques pour améliorer la protection des prises d'eau et par extension des zones de baignade. Cet outil pourrait également permettre de déterminer les meilleures stratégies d'implantation en fonction du contexte territorial pour améliorer la résilience en milieu urbain.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : STRATEGIC PRIORITIZATION OF SEWERSHEDS TO MITIGARE COMBINED SEWER OVERFLOWS UNDER CLIMATE CHANGE

Ce chapitre est présenté sous forme d'un article scientifique publié dans *Environmental Challenges* le 16 janvier 2025.

Contribution : Rédaction (révision et édition), rédaction (brouillon original), Visualisation, Logiciel, Méthodologie, Investigation, Analyse, Organisation des données, Conceptualisation, Recherche bibliographique

Strategic Prioritization of Sewersheds to Mitigate Combined Sewer Overflows under Climate Change

Justine Petrucci^{1*}, Jonathan Jalbert², Natasha McQuaid¹, Sarah Dorner¹ Françoise Bichai¹

¹ Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, Montreal, Quebec, Canada

² Department of Mathematical and Industrial Engineering, Polytechnique Montréal, Montreal, Quebec, Canada

* Corresponding author

E-mail: Justine.petrucci@polymtl.ca

4.1 Abstract

The impact of combined sewer overflows (CSOs) on water bodies is well documented: they pose severe threats to water quality, ecosystems, and public health. Exposure to contaminants from overflows can lead to waterborne diseases, emphasizing the critical need for effective stormwater management. Mitigating the effects of CSOs can be achieved through various solutions, including blue-green infrastructure (BGI). However, the implementation of these solutions often occurs opportunistically rather than strategically, depending on the opportunities that arise. In addition, simulations under climate change predict a surge in extreme events, necessitating adaptation in urban planning and infrastructure design.

This paper proposes a prioritization index to support the location choice for mitigation measures under current conditions and projected climate scenarios. The model's effectiveness is validated, and simulated precipitations generated by the Canadian Regional Climate Model version 5 (CRCM5) are used, revealing an exponential increase in CSO events over time due to climate change. The importance of spatial location in prioritizing urban catchments for mitigation measures implementation is emphasized, providing valuable insights for urban planners to navigate climate-induced challenges and protect water bodies.

Keywords

Combined sewer overflows (CSOs), stormwater management, climate adaptation, waterborne disease health risk, machine learning

Graphical abstract

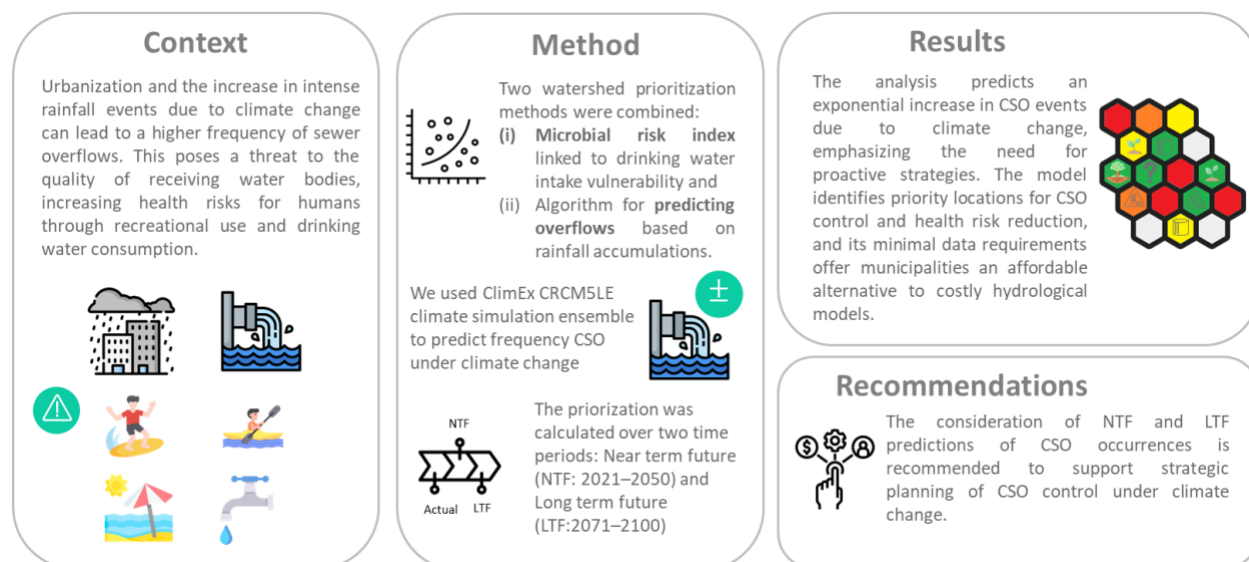


Figure 4-1 Résumé graphique article 1

4.2 Introduction

Combined sewer overflows (CSOs) occur when the drainage system's capacity is exceeded, leading to the discharge of wastewater directly into receiving streams without treatment (Donovan et al., 2008a; Joshi et al., 2020; Passerat et al., 2011). CSOs are observed during rainfall or snowmelt events that generate large amounts of water to be evacuated quickly (Madoux-Humery et al., 2013; Olds et al., 2018; Patz et al., 2008).

The discharged water is a mix of sanitary sewage and runoff that often contains contaminants, sometimes in higher concentrations than untreated domestic wastewater. For example, the concentration of total suspended solids (TSS) can be up to 1.5 times greater in the CSO water (USEPA, 2004). CSOs introduce fecal contamination into water bodies, increasing levels of human-associated microbial indicators (Olds et al., 2018) and carrying organic micropollutants (Launay et al., 2016). Pathogens from CSOs can pose significant public health risks, leading to gastrointestinal illnesses in exposed populations (Haley et al., 2024; Miller et al., 2022), beach closures, aquatic life toxicity, and aesthetic degradation (USEPA, 2004). Several mechanisms drive the effects of CSOs on water quality and ecosystem health in urban water bodies. The presence of pollutants in CSO discharges can be explained by the resuspension of deposits in sewer systems and surface runoff during rainstorms (Madoux-Humery et al., 2013; Passerat et al., 2011; Wang, 2014). The characteristics of the watershed, such as urbanization and the density of impermeable surfaces, also influence the amount of pollutants released (Farina et al., 2024; Olds et al., 2018). CSOs thus represent a serious threat to the quality of receiving water bodies, endangering aquatic life, the quality of drinking water sources, and human health.

Exposure to contaminants released from CSOs through recreational activities such as swimming can cause diseases affecting the respiratory or gastrointestinal systems (Olds et al., 2018; Patz et al., 2008; Tseng & Jiang, 2012), causing symptoms such as diarrhea, and illnesses such as *giardiasis* and *cryptosporidiosis* (Gouvernement du Canada, 2012). Primary factors affecting the severity of waterborne diseases associated with CSOs include the type of exposure. Ingestion, inhalation, dermal, and ocular routes through contaminated media such as water, food, air, soil, or surfaces, occurring in direct, indirect, occupational, or community contexts are different type of exposure (Goulding et al., 2012; McBride et al., 2013). Swimmers face the highest risk due to prolonged exposure and greater likelihood of ingesting contaminated water (Goulding et al., 2012; McBride et al., 2013). Hence, these contamination events impact local populations. For example, a study carried out at the Lower Passaic River (United-States) shows that the probability of contracting a gastrointestinal illness from unintentional water ingestion near CSOs ranges from 14% to 70% annually for the visitor and recreator scenarios, respectively (Donovan et al., 2008b).

Extreme rainfall events are a major contributor to waterborne disease outbreaks. In the U.S., over half of all outbreaks are related to excessive rainfall (Curriero et al., 2001). Climate change is expected to exacerbate this issue (Derx et al., 2023; Patz et al., 2008; Sterk et al., 2016). This underscores the importance of microbial risk as a crucial consideration in source water protection plans (World Health Organisation, 2017). Studies from the Great Lakes region of the United States show that the most at-risk water points for recreational use are those close to highly urbanized and densely populated basins, yet these populations could benefit from the proximity to a water body on hot days (McLellan et al., 2018; Olds et al., 2018). The combined effects of climate change and perturbations of the hydrological cycle could increase the number of days of beach closures near urbanized areas due to the increased potential for contamination events, and therefore, pathogen exposure (Olds et al., 2018; Patz et al., 2008). The projected increase of both summer temperatures and precipitation intensity has the potential to trigger various adverse outcomes including urban flooding, the formation of urban heat islands, and the occurrence of CSOs (Arnbjerg-Nielsen et al., 2013; Derx et al., 2023; Leveque et al., 2021; Sachindra et al., 2016). Changing climate condition, by both increasing the need for freshwater and threatening its quality, amplify the vulnerability of urban populations and natural ecosystems to climate-related hazards (Leveque et al., 2021). Therefore, the management of CSOs is important for large urban centers.

Results from climate change simulations show an increase in the frequency of future extreme events as well as a reduction in the return period of current extreme events (S Innocenti et al., 2019; S. Innocenti et al., 2019; Jalbert et al., 2017; Martel et al., 2020). Considering the long lifespan of public infrastructure like sewer systems, these changes could affect water infrastructure systems' service level and design. Current stormwater infrastructure, typically designed for a 50- to 75-year horizon, may not meet future demands under changing climate conditions (Forsee & Ahmad, 2011; Means III et al., 2010). As extreme precipitation events, such as those with a 100-year return period, are expected to become 2 to 5 times more frequent (Martel et al., 2020), existing systems may fail to comply with future climate conditions, posing risks to public safety. The variability of climate change adds new uncertainties to the fundamental assumptions of infrastructure engineering, requiring planners to account for a broader range of possibilities (Means III et al., 2010).

Therefore, public safety must be a priority when establishing design criteria, such as extreme precipitation quantiles (Martel et al., 2020). It is essential to consider changes in the hydrological cycle in urban planning, for example in the implementation of adaptation measures to reduce CSOs such as blue-green infrastructure (BGI).

Blue-green infrastructure (BGI), in complement to traditional ‘gray’ stormwater management infrastructure, can reduce the volume and the frequency of CSO events by capturing parts of the runoff, which reduces the amount of stormwater entering sewers and the amount of overflows (Autixier et al., 2014; Bratieres et al., 2008; Jean et al., 2021; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014). Systems such as infiltration basins and bioretention are particularly effective for CSO reduction. For example, bioretention systems have shown runoff reduction rates between 32.7% to 84.3% over 10 years, with simulated storms of a 2-year recurrence (Lucke & Nichols, 2015). A combination of gray and BGI, also known as hybrid infrastructure, may offer the best solution by maximizing the strengths of both systems (Jean et al., 2021). Gray infrastructure provides the necessary capacity during extreme weather events, while BGI can manage day-to-day runoff and provide additional community benefits (Almaaitah et al., 2021). In fact, BGI is effective in removing contaminants such as metals, nutrients, organic matter, pathogens, and suspended solids in runoff that flows over roads even in cold climat, and thereby can preserve and enhance water quality within densely urbanized sewersheds (Autixier et al., 2014; J. Chen et al., 2019; Gougeon et al., 2023). Such integrated approaches are crucial in adapting to climate change and increasing resilience against future stormwater challenges.

BGI is an innovative solution to improve water management at different scales (e.g. city scale, street scale), but also offers many co-benefits such as reducing heat islands, improving urban aesthetics, and having a positive impact on mental and physical health (Dagenais et al., 2017; MELCC, 2014; Rayfiel et al., 2015). The effectiveness of BGI in providing these multiple benefits, including for stormwater management, greatly depends on its spatial location (Fry & Maxwell, 2017). However, in many cases, BGI implementation is done on an ad-hoc basis, i.e., municipalities implement BGI opportunistically (e.g., based on planned work on other urban infrastructure) rather than strategically at the city scale.

As a result, the technology is not used optimally, often favoring water management to the detriment of other benefits (Dagenais et al., 2013; Kuller et al., 2019).

The effect of climate change on CSO discharges and on the chemical and microbiological quality of receiving waters have been studied empirically or through urban modeling (Derx et al., 2023; Jalliffier-Verne et al., 2015; Sterk et al., 2016). Derx et al. (2023) developed a probabilistic-deterministic model to assess infection risks in an Austrian river used for recreation, using disaggregation to 5 –minute time steps and validation of daily precipitation data. Our study, while using hourly precipitation data to limit uncertainties, also addresses the severe threats that CSOs pose to water quality and public health, particularly under climate change. While Derx et al. (2023) highlighted the need for control measures to prevent CSOs based on predicted infection risks, our study proposes a prioritization index that considers microbial risk, with the aim to support strategic spatial planning of control measures such as BGI to reduce the impacts of CSOs. By combining future precipitation data under climate change with a predictive model and empirical method, the present paper aims to develop a prioritization index that identifies the most critical sewersheds for the implementation of CSO mitigation measures (like BGI) under current and projected climate conditions. In fact, the priority level of the sewershed may vary in the future due to an increase in precipitation. Some sewersheds could be more sensitive to the effects of climate change. More specifically, the objectives of this study consist of (i) defining the CSO risk index based on two methods (microbial risk index and statistical method), (ii) modeling the occurrence of CSOs as a function of precipitation, and (iii) evaluating CSOs' occurrence under the projected climate. Applying this method will allow us to create a prioritization index that identifies the most critical sewersheds for the implementation of CSO mitigation measures under current and future climate condition. The index developed in this study integrates multiple key criteria for selecting locations for CSO mitigation measures. The index integrates CSO frequency, identifying high-risk areas (e.g., beaches), assessing microbial risk, and using a predictive model that accounts for future climate scenarios to align mitigation strategies with anticipated conditions. Our developed methodology is applied to a city located in southern Quebec, Canada, in an area where water management is crucial due to the presence of various points of interest related to water safety.

This location is particularly important for our study as it allows us to examine diverse water-related sites, such as a beach, a standing wave used for surfing, and a drinking water intake, thereby covering a wide range of water safety concerns. This prioritization index can help municipalities determine which sewersheds impacted by CSOs are most at risk from a public health standpoint, and allow them to prioritize interventions while communicating spatial information about CSO mitigation to other municipal services so that a combination of benefits of BGI can be considered in their strategic siting across the urban territory.

4.3 Method

4.3.1 Data collection and processing

4.3.1.1 Case study description

The study area is a large city located in southern Quebec, Canada. The city is divided into multiple sewersheds (Figure 1) characterized by the presence of overflow structures (OS) that can discharge into two important water courses. This study focuses on 18 OS located near sites of interest, i.e., where human exposure to freshwater occurs, including drinking water intakes, swimming areas, or recreational sites. The impact zone studied is combined inner and intermediate intake protection zones (IPZ), which extend 15 km upstream from the water intake and 100 meters downstream as defined by the Quebec Water Withdrawal and Protection Regulation (Gouvernement du Québec, 2016). The IPZ is defined based on a minimum residence time of 2 hours, with velocity calculated under moderate discharge conditions (Prévost et al., 2011). Additionally, the upstream area in the event of potential backwater is partially considered (Prévost et al., 2011). The distances are based on the “Guide to Conducting Vulnerability Analyses of drinking water sources in Quebec” and on the “Final Notice on the Project to develop a Public Beach” (Brodeur & Price, 2018; Gouvernement du Québec, 2016). OS up to 12 km upstream from the beach can affect the water quality (Brodeur & Price, 2018). We consider 15 km as the impact zone for all site types under study to be conservative. The decision to consider a 15 km impact zone for all site types is based on a conservative approach to ensure comprehensive protection of water quality.

Although research suggests that contamination from CSOs can affect water quality up to 12 km upstream (Brodeur & Price, 2018), extending the impact zone to 15 km provides an extra buffer.

This ensures that potential sources of pollution, such as upstream discharges or backflow, are fully accounted for, reducing the risk of underestimating the area that could influence water quality. This cautious measure helps account for uncertainties in hydrodynamic conditions and varying environmental factors. The distances were calculated using the distance tool in ArcGIS Pro.

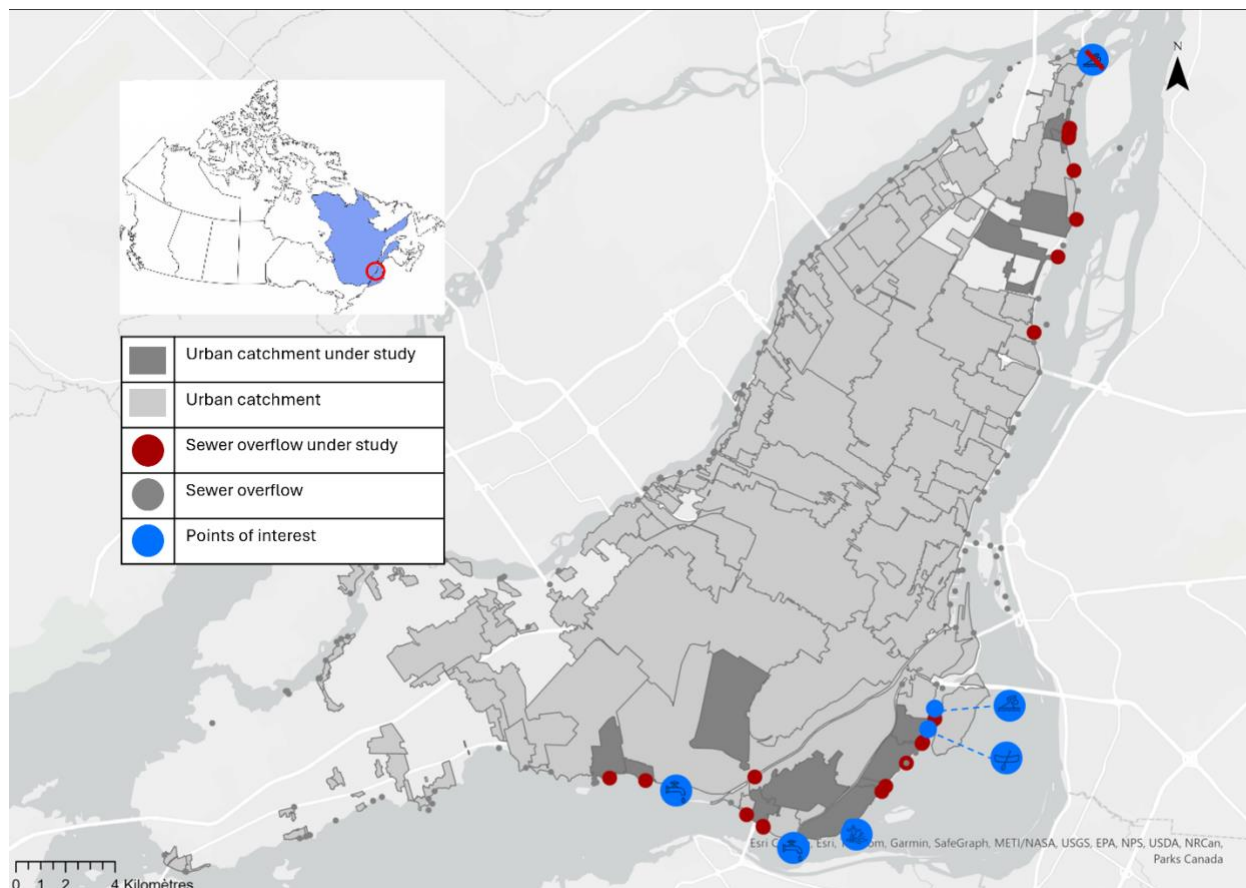


Figure 4-2 OS with associated sewersheds and points of interest. Points of interest include two beaches (swimming and non-swimming), two drinking water intakes, a marina and a wave used for standing surfing (Source: Author)

The city is divided into urban drainage catchments that collect water from areas of different sizes and direct it to the sewer system. The urban drainage catchments under study are dark grey. The water is collected into the conduits and in case of a CSO discharge in the water course. The overflow structures under study are dark red. The city has made daily records of sewer overflows from 2013 to 2020 openly accessible, and the data are retrieved from the city's open data page. For each OS, the date (occurrence), the duration (minutes), the volume (m^3) and the context (emergency, snowmelt, dry weather or other) of the CSO event are available. Overflow discharges resulting from planned construction works, emergencies, and snowmelt have been excluded from our analysis to focus on overflows triggered by precipitation. Therefore, only CSOs occurring from May to October (ice-free season) were taken into consideration.

In this study, we chose to focus on OS located near drinking water intakes, swimming areas, or water recreation sites to highlight the significance of contamination control for public health impacts in cities. Figure 4-2 shows the characteristics of the various structures under study and the type of affected sites. Initially, 51 OS were evaluated for inclusion in this study; however, subsequent deliberation led to the retention of 18. The remaining structures were excluded due to either insufficient data availability, discrepancies in recorded values, or following deliberations with the collaborating city.

Drinking
water intake



Marina



Beach
(Swimming
area)



Beach (no-
swimming)



Standing wave
used for surfing



100

Table 4-1 Identifiant and sewer type (Combined or Pseudo-sanitary) of the OS selected at the associated point of interest

OS ID	Sewer type	Type of affected site
1	Combined	
2	Combined	
3	Combined	Not directly in receiving watercourse (used for model testing)
4	Combined	
5	Combined	
6	Combined	
7	Combined	
8	Combined	
9	Combined	
10	Combined	
11	Pseudo-sanitary*	
12	Combined	
13	Combined	
14	Combined	
15	Combined	
16	Combined	
17	Combined	
18	Combined	

In Table 4-1, we see that of the 18 OS studied, 16 affect the beaches (swimming and non-swimming), 11 affect the recreational sites and 3, the drinking water intake. Some OSs affect more than one of the studied sites.

4.3.1.2 Observed precipitation

Precipitation data recorded every 15 minutes from 2013 to 2020 were obtained from Environment and Climate Change Canada. Precipitation data for the months of the ice-free season were extracted, and rain accumulation (mm) over 1-hour, 2-hour, 3-hour, 4-hour, 6-hour, 8-hour, 12-hour, and 24-hour periods were calculated using an appropriate sliding window of the corresponding length. For each of these periods, the maximum daily accumulation was retained. For example, for a given day, the retained 1-hour accumulation is the largest among the 24 recorded amounts on that day. Sub-hourly duration accumulations were not considered, as simulated precipitation data at a sub-hourly scale are not available, as described in the following section.

4.3.1.3 Simulated precipitation

The simulated precipitations considered in this paper are derived from the ClimEx CRCM5LE climate simulation ensemble (Leduc et al., 2019). Using CRCM5 data enhances the understanding of precipitation patterns critical for predicting CSO events (Leduc et al., 2019). However, the effectiveness of these predictions depends on the careful application of bias correction and an awareness of uncertainties related to natural climate variability and other modeling factors (Hawkins & Sutton, 2011; Leduc et al., 2019). These 50 members provide equiprobable climate scenarios based on the RCP8.5 greenhouse gas emission scenario, aimed at studying climate extremes and natural climate variability. Each run starts with slightly different initial conditions, allowing the ensemble to represent natural variability within the model. Covering the period from 1955 to 2100, they focus on northeastern North America and Europe and are driven by the CanESM2 global model. The data is provided on a 12 km grid, assuming precipitation is uniform within each grid cell, which is reasonable given the resolution.

Regional Climate Models (RCMs), with spatial resolutions typically ranging from 12 to 50 km, are designed to better capture surface heterogeneity, such as land-sea contrasts and orography, making them well-suited for hydrological applications (Leduc et al., 2019).

Instead of performing detailed hydraulic modeling, we used precipitation data directly to predict CSOs with a machine learning model. Derx et al. (2023) used a method to disaggregate the data into 5-minute intervals for hydraulic modeling. The disaggregation method, while enabling the use of hydraulic modeling, can potentially introduce uncertainties, such as inaccuracies in storm start times in the modeled precipitation (Gutierrez-Magness & McCuen, 2004). Hydrological models can be costly and resource-intensive, requiring extensive data and specialized expertise. In our study, we chose to use the precipitation directly as an explanatory variable to predict the CSOs with the predictive model, without having to perform hydraulic simulations. We retained hourly precipitation data from 1960 to 2100 for the grid cell containing our study area. We calculated rain accumulations over 1-hour, 2-hour, 3-hour, 4-hour, 6-hour, 8-hour, 12-hour, and 24-hour periods. Using sub-hourly projected precipitation from ultra high-resolution climate model simulations would be beneficial, as urban dynamics, particularly in areas with a high concentration of impermeable surfaces, can change rapidly (McGrane, 2016; Sathish Kumar et al., 2013; C. Xu et al., 2020). However, such data were not available for our region of interest. Our approach of using hourly and longer durations performed well in predicting overflows, making it a simpler and more straightforward alternative.

Imperfect conceptualization, discretization, and spatial averaging within grid cells contribute to biases in climate model outputs (Hawkins & Sutton, 2011; Leduc et al., 2019). Consequently, relying solely on climate model outputs can yield misleading results due to these inherent biases (Hawkins & Sutton, 2011; Leduc et al., 2019). The “delta method” is a conceptually straightforward approach used to address this problem, and it has been widely applied in water planning studies (Graham et al., 2007; Hamlet et al., 2010). Lenderink et al. (2007) have shown that direct approach and delta approach produce similar results for discharge in a river. It involves applying a change factor, known as “delta”, from the simulations to the observations.

This is the procedure employed in this study. The projected change in CSOs will be applied to the observed CSOs to obtain the prioritization index.

4.3.2 Risk index definition

Two methods for prioritizing sewersheds were used separately and then combined: (i) the first is based on a microbial risk index developed as part of drinking water intake vulnerability analyses,

while (ii) the second uses an algorithm for predicting the duration and frequency of CSOs based on rainfall accumulations over different durations, as explained in sections 2.2.1 and 2.2.2.

Infectious diseases caused by pathogenic bacteria, viruses, and parasites pose the most significant and widespread health risk related to drinking water consumption and accidental ingestion during recreational activities (McLellan et al., 2018; Olds et al., 2018; World Health Organisation, 2017). However, the temporal variability in pollutant loads and concentrations between discharge points, due to differences in network characteristics and rainfall is too significant to rely solely on defined concentrations or loads (Madoux-Humery et al., 2013; USEPA, 2004). As a result, developing risk indices based on readily available information appears to be the most practical method for assessing the microbial risk associated with CSOs (McQuaid et al., 2019). Population data by sewersheds helps approximate wastewater concentrations at discharge points (McQuaid et al., 2019). Calculating microbial risk requires knowledge of the number of overflows. The prioritization of sewersheds can be performed when overflow data is available, and the current climate is considered. When identifying which sewersheds may be problematic in the future, it is first necessary to estimate overflows under future climate conditions. In the literature, rainfall data are often used to estimate CSO hydraulic behavior (Jalbert et al., 2024; Y. Yu et al., 2018). The predictive model was chosen because precipitation accumulations over various durations provide a strong, easily obtainable, and interpretable set of variables for forecasting CSOs (Jalbert et al., 2024). Additionally, the model allows us to incorporate precipitation data under climate change scenarios. Section 2.2.2 describes the statistical model used. The overflows estimated for the future climate allow for the calculation of the microbial index under projected climate conditions. Figure 4-3 presents an overview of the methodology developed in this study.

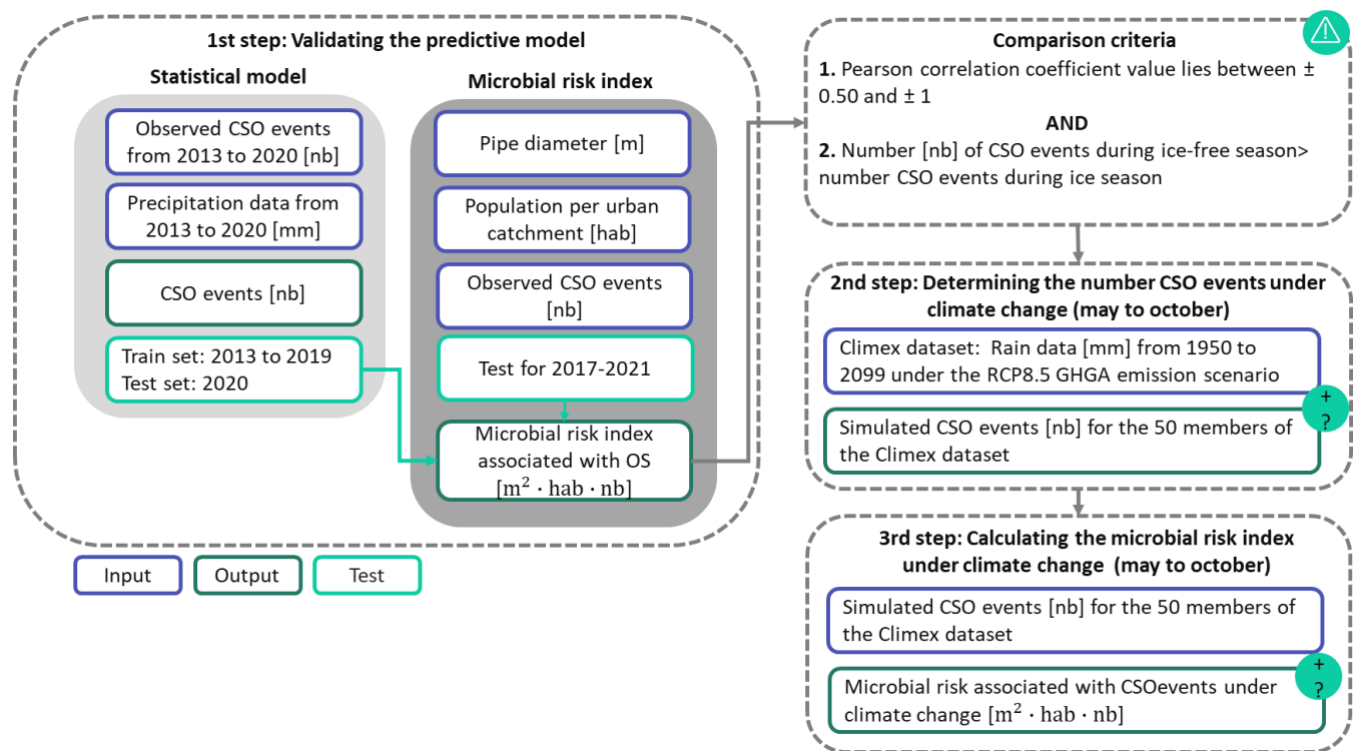


Figure 4-3 Conceptual diagram of the overall methodology used in the paper, units are between brackets (nb is number, mm is millimeter, m is meter, hab is habitant)

To protect the environment and human health, we use a microbial risk index as defined by McQuaid et al. (2019) to determine the priority level for each OS under study. To do this, we need information about the OS (type, location, and diameter), the population in the sewershed, and the number of overflows each year. Since we don't know the number of future overflows, we will use the prediction model described in section 2.2.2 to estimate this under future climate conditions. Here is how we combined the microbial risk index with the prediction model.

First, we used data on overflow events and precipitation from 2013 to 2020. We trained our model with data from 2013 to 2019 to select the best explanatory variables for overflows in 2020. We then compared our model's predictions with the observed data from 2020.

The comparison criteria were:

1. The Pearson correlation coefficient calculated from observed and predicted data values lies between ± 0.50 and ± 1 for the microbial risk index.

2. The number of overflow events during the ice-free season is greater than the number during the ice season. Since we only considered the ice-free season and used the annual maximum as per Eq. 1, it was necessary to ensure that this maximum mostly occurred during the ice-free season.

After validation, we used simulated precipitation to predict overflow events under climate change conditions. We then calculated how the microbial risk index would vary under these conditions.

4.3.2.1 Microbial risk index

The microbial risk index was developed as part of the vulnerability analysis conducted by the City to consider the potential for microbial risk contamination of drinking water intakes due to CSO events upstream from a drinking water intake (McQuaid et al., 2019; N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, S. Dorner, et al., 2019). This index applies to OS with discharge points located in the IPZ as defined in section 0..

We used the available open-source overflow data (date and duration of overflows in minutes). We defined a CSO event as an overflow lasting longer than 12 minutes. Overflows with a duration below this threshold, possibly attributed to the uncertainty of measuring equipment, were deemed false positives, and subsequently excluded from consideration based on communications with the partner City. Overflow events under 12 minutes were systematically disregarded in the model.

The microbial risk index was determined by considering the maximum annual count of CSO events over a 5-year duration as required by the guide for vulnerability analysis of drinking water intake (Gouvernement du Québec, 2016). Over the case study period, we used the year in which the highest number of events occurred to calculate the index. The microbial risk index was calculated according to Eq. 1; the variables and data sets used are detailed in Table 4-3:

$$CSO - 1F = D^2 * Pop \text{ sewershed} * MAX \sum_{i=1}^5 \text{Number of CSO} \quad \text{Eq. 4-1}$$

where D^2 is the pipe square diameter at discharge point, pop sewershed is the estimated population for the diffusion blocks present in the sewershed and $MAX \sum_{i=1}^5 \text{Number of CSO}$ is the maximum annual number of events per OS observed during the last 5 years. CSO-1F corresponds to the microbial risk index associated with the number of CSO discharges upstream from drinking water

intake. In this study, we also applied it to recreational and swimming sites. The thresholds for assessing the level of microbial risk potential are determined using the scale presented in Table 4-2. Threshold values for the scale were determined using a statistical analysis (quartile values) based on data from overflow structures in Quebec equipped with recorders in 2013 (McQuaid et al., 2019). Table 4-3 presents the information needed to calculate CSO-1F as per Eq. 4-1, along with the sources of the required data.

Table 4-2 Thresholds for assessing the level of microbial risk potential associated with CSO-1F as defined in McQuaid et al. (2019)

CSO-1F	<41	41-2000	2001-18000	18001-158000	>158000
Thresholds level of microbial risk potential	Very Low	Low	Moderate	High	Very high

Table 4-3 Information on CSO-1F index parameters adapted from McQuaid et al. (2019) to calculate the microbial risk index.

Parameters	Attributes	Acronym	Role in the index	Data source
Pipe diameter	Pipe square diameter at discharge point (m ²)	D ²	Represents the overflow from a discharge to the watercourse	Municipality
Population per urban catchment	Estimated population for the diffusion blocks present in the sewershed (nb hab)	Pop sewershed	Approximation of wastewater concentration at the discharge point	Canadian census (Government of Canada)
CSO frequency	Maximum annual number of events per OS observed during the last 5 years *	$MAX \sum_{i=1}^n \text{Number of CSO}$	In absence of overflow duration data, the number of overflows indicates the relative importance of the structure	Water Knowledge Portal (MELCC)

* The Quebec Water Withdrawal and Protection Regulation requires the use of 5-year data for all vulnerability analyses. The data sheets in this study have been compiled to meet the requirements of the regulation (McQuaid et al., 2019; N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, S. Dorner, et al., 2019)

To facilitate the comparison and prioritization of sewersheds, we assigned to each sewershed the same score as its corresponding OS, which was calculated using the risk index (Eq. 4-1).

4.3.2.2 Statistical model for sewer overflows as a function of precipitation

To use the output generated by the predictive model under climate change, it is necessary to first validate the model by testing it under current climate conditions. This validation process allows for a comparison of results obtained from both methods.

To test the predictive power of the logistic regression model, the model was fitted to the data from 2013 to 2019 and then used to predict overflows using observed precipitation data from 2020. The scale used to rate the potential risk of the OS is based on an annual period, while the prediction model's analyzed period is the ice-free season. To evaluate if the two indices can be used together, we verified if most of the CSO events happened during the ice-free season. For the 18 overflow infrastructures studied, on average 90% of the events happened during the ice-free season for the period from 2017 to 2021. This suggests that, even if the predictive model only considers the ice-free season, most of the events happened during this period, thus we can consider it to be an acceptable representation of the total annual number of CSOs and justify the use of the microbial risk index. Also, to further validate the model, the microbial index was calculated for 2020 with the results from the predictive model and compared to the results of the microbial index (maximum value from 2017 to 2021), and the Pearson correlation coefficient was calculated.

Statistical models linking precipitation to overflows have been utilized in previous studies (Abdellatif et al., 2014; Jalbert et al., 2024; Y. Yu et al., 2018). This work employs a logistic regression model to estimate CSOs based on observed precipitation, which is then applied to projected precipitation data from a climate model. This methodology follows approaches from prior research that employed rainfall data to predict CSO behavior and impacts. For instance, Y. Yu et al. (2018) developed a simplified method to estimate CSO characteristics using rainfall data, while Abdellatif et al. (2014) evaluated the impact of climate change on CSO events, and Jalbert et al. (2024) utilized precipitation data to predict the occurrence of overflows.

The occurrences of projected overflows cannot be directly used due to the biases as explained in section 2.1.3, but the relative change (i.e., the delta) in occurrences can serve as an indicator of CSO evolution. The microbial risk index under future climate conditions was calculated as follows:

$$CSO - 1F_{future} = CSO - 1F_{actual} * N_{CSOs,y} \quad \text{Eq. 4-2}$$

where $CSO - 1F_{future}$ is calculated for the year y , $CSO - 1F_{actual}$ is the microbial risk calculated for the reference period using observed data and $N_{CSOs,y}$ is obtained from Eq. 4-3. This result represents the prioritization index under future climate conditions.

For a specific outlet, the occurrence (1) or non-occurrence (0) of an overflow for each day of observation constitutes the dependent variable, and the precipitation accumulation over various accumulation durations constitutes the independent variables in the logistic regression model. Only accumulations over significant periods are retained. The selected accumulation durations may vary from one structure to another, which is consistent with the fact that the sewersheds linked with these structures may possess different characteristics (Farina et al., 2024; Y. Yu et al., 2018). Table 4-4. presents the data used to predict CSO in current and future climate.

Table 4-4 Data used for calibrating and modeling the predictive model to calculate the number of CSO events under current and future climate

	Calibration dataset	Modeling dataset
Current climate	Data from 2013 to 2019 are used to estimate the model	Data from 2020 are used as a test
Future climate	Data from 2013 to 2020 are used to estimate the model	Climex dataset: Data from 1955 to 2100 under the RCP8.5 GHG emission scenario

4.3.2.3 Definition of a normalized CSO coefficient

We established a normalized coefficient to reflect the future trends in the total number of overflow events based on the Climex scenario indices ($N_{CSOs,y}$) calculated as described in Eq. 4-3:

$$N_{CSOs,y} = \frac{\bar{N}_{CSOs,climex\ 50,y}}{\bar{N}_{CSOs,actual}} \quad \text{Eq. 4-3}$$

where $N_{CSOs,y}$ (delta) is calculated for the year y ; $\bar{N}_{CSO}$ is the average number of overflows predicted for the year y (ice-free season) for each of the 50 scenarios; $\bar{N}_{CSOs,actual}$ is the average number of overflow events from 2013 to 2020. It corresponds to overflow events available to validate the predictive model. This approach highlighted the changing trends in the frequency of overflow events over time compared to the existing baseline. Additionally, it pinpointed which OSs are particularly vulnerable to the impacts of climate change.

To visualize the results on a map, we also calculated the normalized coefficient over different time periods as proposed in Derx et al. (2023). To perform this calculation, we modified Eq. 4-3 as follows:

$$N_{CSO,NTF/LTF} = \frac{\bar{N}_{CSOs,NTF/LTF}}{\bar{N}_{CSOs,actual}} \quad \text{Eq. 4-4}$$

Where $N_{CSO-NTF/LTF}$ is calculated for the near-term future (NTF) period (2021-2050) and the long-term future (LTF) period (2071-2100). $\bar{N}_{CSO,NTF/LTF}$ is the average number of overflows predicted for the NTF period and the LTF period respectively.

Since we wanted to highlight how the priority of the sewershed evolves between the NTF and LTF periods, we decided to use natural breaks in the map to emphasize these changes by optimizing the classification based on the natural groupings in the data. Even though the scales in the legend may differ, this method ensures that the most significant differences between the NTF and LTF periods are clearly represented on the map, which is crucial for understanding and communicating the changes in the sewershed prioritization over time.

4.4 Results

The predicted overflows were then compared to the actual overflows as presented in Figure 4-4. Figure 4-4 (a) illustrates the actual overflows and the predicted overflows for each structure considered for 2020. Overall, there is a good fit, although the predictive model appears to slightly overestimate the number of overflows. Figure 4-4 (b) presents the microbial index calculated using Eq.1 with the observed and the predicted data: the graph shows a Pearson's linear coefficient of 0,98, considered a high positive correlation. The observed microbial index is calculated with the data from Table 4-3 and the methodology presented in section 2.2.1.

The predicted microbial index used the same population and diameter data, but the number of CSO events is determined with the predictive model. Although the predictive model slightly tends to overestimate the occurrence of overflows, the associated risk measure is in good agreement with the observed risks. While the model is not perfect, these results demonstrate its representativeness of reality. Thus, it can be effectively used for assessing overflow with future precipitation scenarios without using hydraulic modeling.

Hydraulic modeling, while useful for predicting water behavior, has significant drawbacks including complexity, high data requirements, and potential inaccuracies due to assumptions and sensitivity to input data. The process is also costly and time-consuming, with a reliance on advanced technology and ongoing maintenance. The model developed in this study enables predicting overflows successfully without requiring the use of hydraulic modeling and the model also makes it possible to use future climate rainfall data directly.

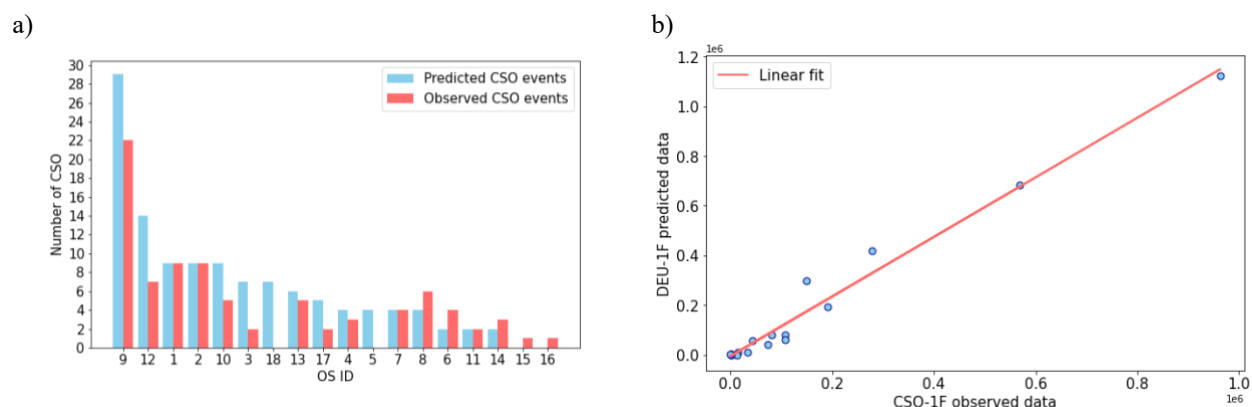


Figure 4-4 (a) Number of observed and predicted overflow events; (b) microbial risk (eq. 1) calculated with observed and predicted data

4.4.1 Projected CSOs

Detailed results for projected CSO events under climate change are presented for a selected group of OS with a focus on an area that includes a beach and a marina (ID#4 to 10). Table 4-5 shows the OS studied under the future climate. We have chosen to focus on this area for the future climate study, as it offers a variety of points of interest.

Table 4-5 Identifiant and sewer type (combined or pseudo-sanitary) of the OS selected to study under climate change at the associated point of interest

OS ID	Sewer type	Type of affected site
4	Combined	
5	Combined	
6	Combined	
7	Combined	
8	Combined	
9	Combined	
10	Combined	

4.4.1.1 Normalized CSO coefficient

Normalized CSO coefficients were calculated using Eq. 3 (as described in section 2.2.3; results shown in Figure). Figure 4-5 presents the Normalized CSO coefficients for the seven (7) chosen OS identified in Table 4-5.

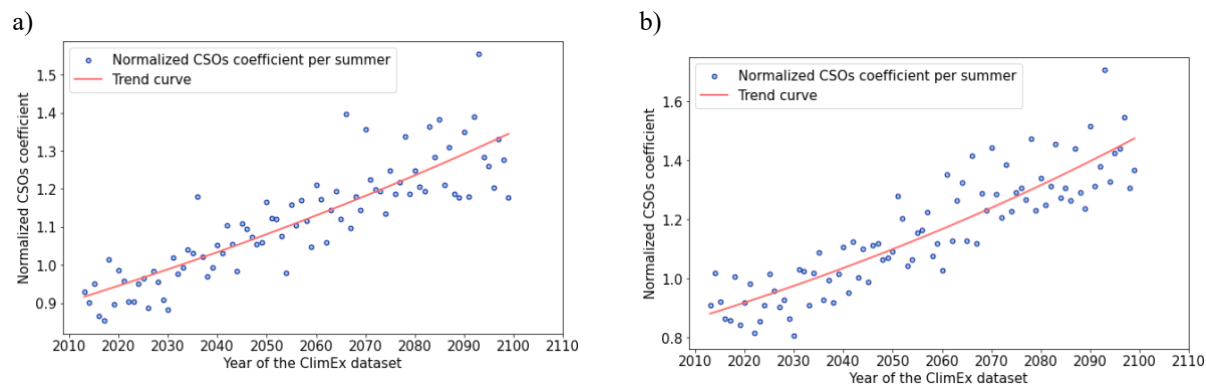


Figure 4-5 Normalized overflow coefficient over time for the studied OS under climate change a) ID #4, b) ID #5, c) ID #6, d) ID #7, e) ID #8, f) ID #9, g) ID #10. The exponential trend curve is represented in red

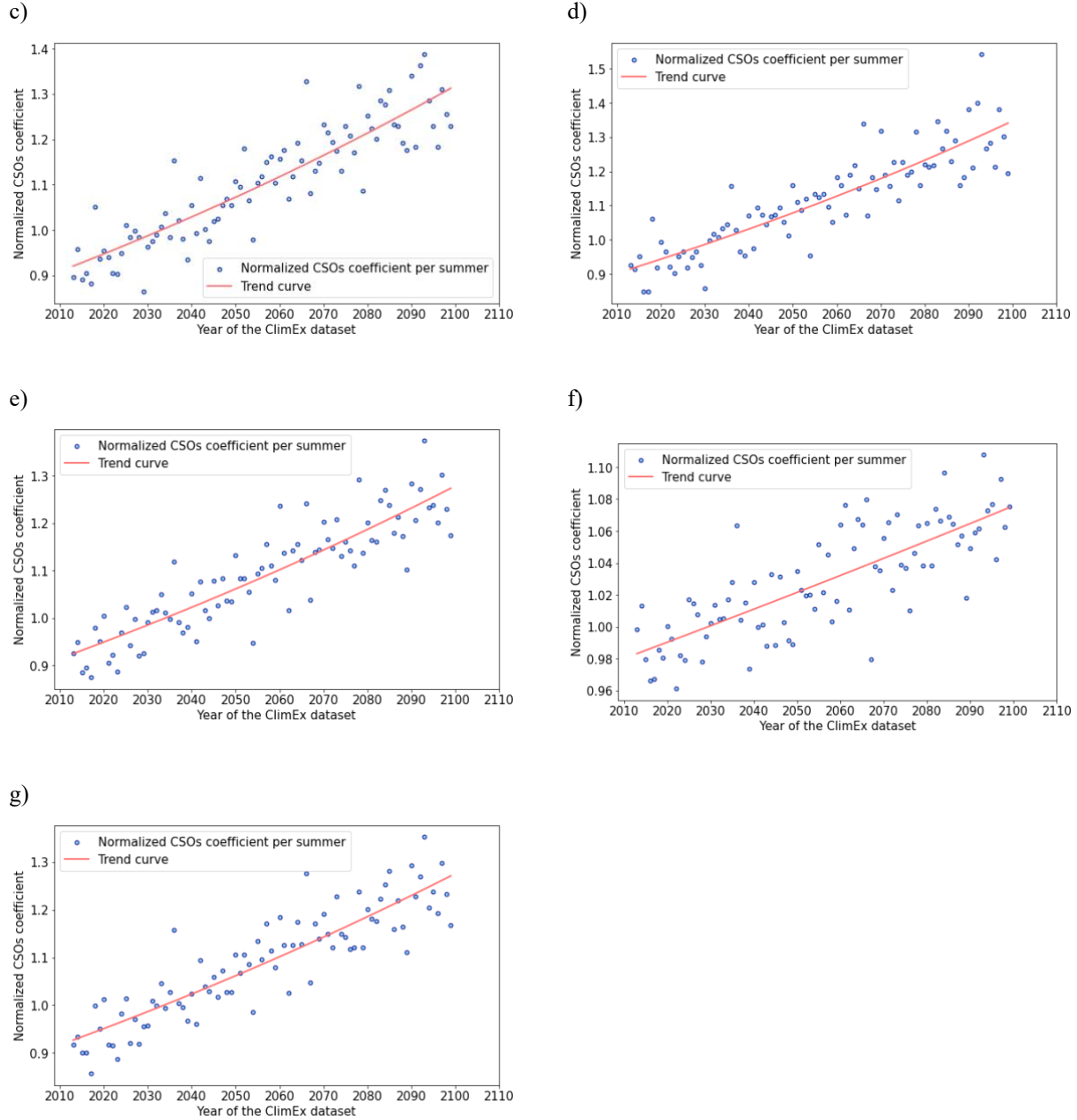


Figure 4-5 Normalized overflow coefficient over time for the studied OS under climate change a) ID #4, b) ID #5, c) ID #6, d) ID #7, e) ID #8, f) ID #9, g) ID #10. The exponential trend curve is represented in red (suite)

Figure shows that the CSO data evolve following an exponential trend, indicating that the number of CSO events will increase exponentially in the future. We tested both linear and exponential models for this study and the best fit was with the exponential model (best R^2). The variation in the total number of CSO events per ice-free season, as expressed by the normalized CSO coefficient calculated with Eq.3, ranges between 1.09 to 1.54, meaning that the most sensitive OS could

discharge over 50% more overflow events per year (ice-free season only) by 2100. The same trend was observed for all OS (n=18): the coefficient increased exponentially with a good fit (average R^2 of 0,84; all the results can be found in the supplementary material (Table 1.). It suggests that the model can effectively describe the patterns in the observed data. The greatest variation is observed at OS 5, likely because it serves one of the most densely populated and predominantly residential sewersheds among those studied. The high population density in this area contributes to overflow events due to the increased volume of water generated (Ham et al., 2009; Mahaut & Andrieu, 2019). These sewershed characteristics can influence the sensitivity of responses at the OS (Farina et al., 2024; Y. Yu et al., 2018), and the statistical model indirectly accounts for these factors since the prediction is based on observed CSO event.

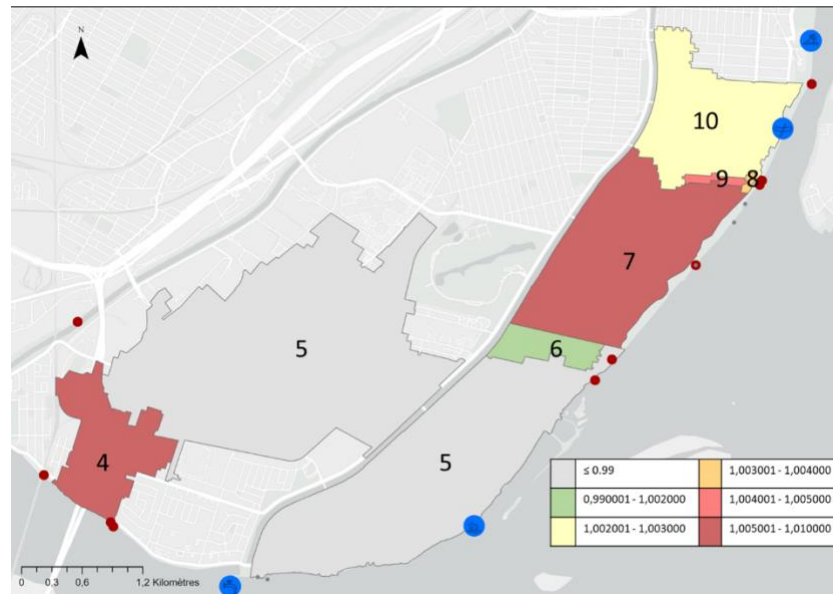
Additionally, this sewershed has the largest surface area, contributing to runoff and increasing CSOs due to its extensive impermeable surface (Farina et al., 2024). Located upstream from the marina and the beach, control measures targeting this OS would be crucial in protecting water quality and public health.

4.4.1.2 Factor of change in priority level

The temporal evolution of the microbial index revealed an exponential increase. By calculating the mean microbial index for the reference period (2013 to 2020) and comparing it with both the near-term future (NTF) period (2021–2050) and the long-term future (LTF) period (2071–2100) as described in Eq. 4, we discerned distinct prioritization needs for NTF and LTF. Certain sewersheds require immediate attention in the NTF due to higher risks, while strategic planning for interventions is essential for more vulnerable sewersheds in the LTF.

Figure 4-6 presents the variation of the microbial risk index for the NTF and LTF period. This representation enables the rapid identification of the most sensitive urban drainage basins across both time horizons.

a)



b)

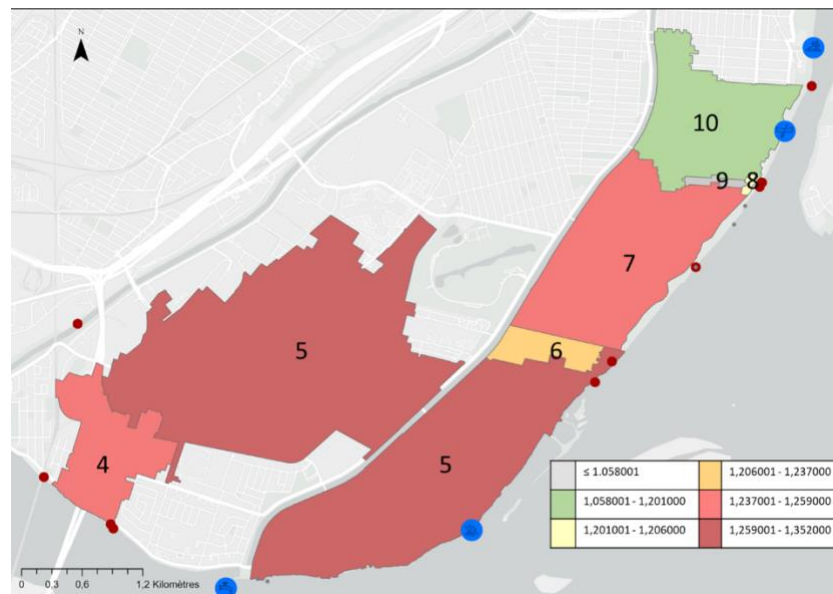


Figure 4-6 Microbial index variation from the reference period to (a) NTF and to (b) LTF *Note that the color scale is specific to each NTF and LTF period, since all variations are higher in LTF than the maximum NTF variation. Sewersheds are numbered according to the corresponding OS ID.

Figure 4-6 illustrates the variation of the frequency of CSO events, comparing perspectives from the NTF and LTF. In Figure 4-6, the larger the value, the greater the factor of variation with respect to the reference period. Gray, green and yellow are given lower priority than orange, red and dark red. Notably, sewer shed 5 shows minimal variation in the NTF scenario but experiences the highest

variation in the LTF scenario, suggesting significant exponential changes in this sewershed especially. Sewershed 7 shows a high variation for the NTF perspective emphasizing the importance of rapid intervention. This sewershed's proximity to the beach and marina raises the importance of swift action, as CSOs can directly impact the health of users (Donovan et al., 2008b; Launay et al., 2016; Olds et al., 2018; Rees & White, 1993).

The variation in the priority level would have been more marked in NTF scenarios if we had used an older reference period to calculate the factor of change (Eq. 4), but this was impossible due to the unavailability of data prior to the selected reference period

Table 4-6 shows the results for the CSO-1F variation over the NTF and LTF periods, calculated using the delta method (Eq. 2).

Table 4-6 CSO-1F variation over the NTF and the LTF compared to the actual period (2013 to 2020). Colors indicate the priority level for the microbial risk index from very low (light yellow) to very high (dark red) based on Table. 4-2

OS ID	Observed CSO-1F	NTF CSO-1F	LTF CSO-1F
4	72949	73696	91818
5	15610	15458	21097
6	33116	33173	40955
7	191367	192906	240205
8	1220	1225	1471
9	43307	43510	45831
10	278682	279559	334695

The color scale in Table 4-6 is based on the color scale as defined in Table 4-2 (section 2.2.1) that defines the priority level for the microbial risk index from very low to very high. As shown in Table 4-6, the priority levels of OS remain unchanged over time, except for structure 5, which transitioned from a moderate to a high priority level under the LTF. The absence of changes in priority levels could be attributed to the scale (presented in section 2.2.1; Table 4-2) possibly not being suitable for climate change conditions. The scale of priority levels was devised using data from the entire province of Quebec (McQuaid et al., 2019) and given that the study area is one of the most densely populated, the scale may not be adequately tailored to the specifics of this region. However, the results remain relevant, as they still reflect significant shifts in priority levels within the local context. The consistency in priority levels observed in Table 4-6, except for the shift in structure 5, suggests that the applied scale, despite its broader design, is still effective in capturing key changes, particularly in areas where the impact of climate change is evident.

4.5 Discussion

4.5.1 Integrating Climate Adaptation into CSO Mitigation Strategies

Our research results can be integrated into an advanced real-time control system to enhance its ability to prioritize and implement effective mitigation measures for CSOs. By incorporating a prioritization index that considers current climatic conditions, projected climate scenarios, and spatial factors such as the location of vulnerable areas (e.g., drinking water intake and beaches) and population density, this system can allocate resources more efficiently to the most critical areas for intervention (Jean et al., 2021). Furthermore, understanding the exponential increase in CSO events due to climate change enables real-time control to adapt its strategies, improving resilience against future environmental challenges.

Emphasizing a comprehensive approach to stormwater management, considering entire drainage catchments rather than individual streets, ensures that real-time control addresses the root causes of CSOs, leading to sustainable solutions (Jean et al., 2021).

Implementing CSO mitigation measures based on a prioritization index offers significant economic and social benefits. Currently, BGI is often deployed opportunistically rather than strategically, resulting in inefficient resource use and limited potential benefits (Dagenais et al., 2013; Kuller et al., 2019). This unplanned approach reduces BGI's effectiveness in managing CSOs prevents the full realization of co-benefits such as improved air quality, enhanced urban aesthetics, and increased biodiversity (Kremer et al., 2016).It can lead to unequal distribution of these benefits across neighborhoods, exacerbating social inequalities (Kremer et al., 2016; Meerow et al., 2019). While BGI is typically implemented on highly impervious surfaces like streets (Eaton, 2018; Simperler et al., 2020; Voskamp & Van de Ven, 2015), prioritizing sewersheds instead of individual streets offers a more comprehensive stormwater management strategy. This approach allows for more strategic resource allocation to address root causes within specific sewersheds. Various studies have shown that implementing BGI at the watershed scale can effectively reduce CSO volume and frequency (Joshi et al., 2020; Lucas & Sample, 2015; Lucke & Nichols, 2015; McGarity et al., 2017).

The effectiveness of adaptation strategies relies on spatial planning (Dagenais et al., 2013; Fry & Maxwell, 2017; Kuller et al., 2019). The index developed in this study can effectively prioritize BGI implementation across urban areas, targeting the most vulnerable area where CSO events pose the greatest risk to public health. By integrating this prioritization index into planning tools, cities can simultaneously consider multiple factors (environmental, economic, and social), leading to better decision-making and alignment of CSO mitigation efforts with other urban priorities such as housing, transportation, and economic development.

Using a prioritization index helps optimize resource allocation by focusing on areas with the greatest need. This ensures that BGI investments have the most impact and potentially reduce long-term costs. We integrated future climate data into our prioritization index using both near-term future (NTF) and long-term future (LTF) periods. This ensures that current decisions align with expected climate conditions, allowing for better resource management and consideration of various priorities. The index we developed incorporates future precipitation data, enabling the design of flexible, adaptable mitigation solutions that remain resilient under changing conditions. The two-period prioritization model (NTF and LTF) highlights that some watersheds require immediate attention, while others need focus in the future. Considering climate change in this context helps in planning for effective and equitable allocation of resources.

The results of this study highlight the importance of strategically selecting locations for attenuation measures to reduce overflow events, as some sewersheds are more sensitive to climate change impacts. This information assists planners in prioritizing specific sewersheds to minimize future CSO events. Incorporating climate change considerations into infrastructure planning is crucial (Forsee & Ahmad, 2011; Martel et al., 2020; Means III et al., 2010). Research indicates that BGI enhances urban resilience by providing essential ecosystem services while addressing various urban challenges (Beceiro et al., 2022; Bush & Doyon, 2019; Depietri & McPhearson, 2017; Kabisch et al., 2016; McPhearson et al., 2022; Suárez et al., 2016). Investing in BGI not only addresses CSO challenges but also offers co-benefits such as heat reduction, biodiversity enhancement, and improved air quality (Dagenais et al., 2017; Norton et al., 2015; Rayfiel et al., 2015). These multi-functional solutions are more resilient and provide higher returns on investment, especially amid climate uncertainties.

Many Canadian cities are already integrating BGI, such as trees, parks, and green stormwater infrastructure (e.g., bioretention and swales), into their climate adaptation plans to enhance resilience and protect public health (City of Guelph, 2023; City of Vancouver, 2018; Ville de Drummondville, 2023).

The methodology of this study offers a systematic approach to identifying strategic locations for mitigation measures to reduce the frequency of CSOs and can be adapted for use in other municipalities, as it is based on data (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024) readily available from most Quebec municipalities, particularly since the obligation to record overflows was implemented in 2021 (Legis Québec, 2021). The method utilizes existing data on CSOs, water quality, infrastructure, and climate projections, capitalizing on the increasingly common practice of CSO monitoring and census data on population. The model's adaptability allows for adjustments to local variations, ensuring its versatility across diverse urban contexts. By incorporating localized data on overflow events and precipitation, the model can be customized for predicting CSO events. The precipitation data from the climate model can be included in the predictive model based on availability for different territories. Adjustments may be needed to adapt these precipitation time series, as the model operates on hourly precipitation. Collaborative efforts with local authorities and stakeholders for additional data gathering and model validation can further enhance its efficacy, such as by incorporating more overflow data for the validation process. Overall, the synergy of existing data sources and the model's flexibility establishes a robust foundation for successful replication in different urban areas.

4.5.2 Study limitations

The current predictive model has a defined focus on overflow events within the ice-free season (May to October) in Quebec, Canada, overlooking the influential snowmelt period, known to contribute significantly to CSO events (Madoux-Humery et al., 2013). Although cold climates are not directly addressed in this study due to the exclusion of data from the ice season, future research and planning should incorporate strategies to adapt BGI for winter conditions. Factors such as snowfall events, snow accumulation, and snowmelt must be considered. For instance, bioretention systems could be designed to manage snowmelt, sediment buildup, and de-icing salts, which are common challenges in colder regions (Géhéniau et al., 2015; Gougeon et al., 2023).

A study by Gougeon et al. (2023) demonstrated that modeling results effectively identified bioretention sites that controlled runoff during snowmelt. This information is crucial for urban planning in cold climates. Integrating these findings into the proposed prioritization index could enhance its effectiveness, ensuring better adaptation to winter conditions in colder regions. However, the emphasis on the ice-free period aligns with the period of maximum beach and recreational water usage, underscoring the importance of addressing CSOs during this time. While higher flows can lead to more rapid transport between a CSO and a drinking water intake, the focus on the ice-free season is also relevant for drinking water intakes, as extreme precipitation is expected to increase during the summer and fall periods, while river flows are expected to be lower leading to lower dilution (Leveque et al., 2021). Following extreme precipitation events, turbidity and contaminant loads in rivers can spike, particularly after CSOs and diffuse runoff, posing significant risks to drinking water systems (Dorner et al., 2007; Jalliffier-Verne et al., 2015). To enhance the model's accuracy and reliability, overflow data from the snowmelt period could be included, providing a more comprehensive and representative training dataset.

A limitation of the presented approach arises from the current insufficiency of data and potential inconsistencies in the method of recording CSOs. The reliability of the prediction model depends on the quality and accuracy of the available data. Instrumental issues and inconsistencies in the recording process may introduce biases and uncertainties (e.g. non-recorded overflows over a period due to a monitoring instrument failure), impacting the model's effectiveness. Addressing these limitations requires a concerted effort to improve data collection methodologies and ensure the robustness of the predictive model. The present study benefited from the acquisition of collected observational data concerning the 18 OS under investigation. Validation procedures were executed to uphold the data's reliability. Communication with the city was necessary to validate the data.

To further validate the effectiveness of the prioritization index, another possible approach would be to integrate the prioritization index with hydrological or hydraulic models. While this study highlights the strength of the index in predicting CSO events without relying on these models, combining both could offer deeper insights into how different BGI strategies perform. However, this method would require disaggregating rainfall time series Derx et al. (2023), which can introduce uncertainties, (Gutierrez-Magness & McCuen, 2004).

Hydrological models can be costly and resource-intensive, often requiring extensive data and specialized expertise, limiting their accessibility in many municipalities with fewer resources. Simpler and more affordable alternatives such as the index developed in this study may be preferred in such cases.

4.6 Conclusion

The novelty of this research lies in the development of a prioritization index based on a microbial risk index and a statistical model, specifically for implementing CSOs mitigation measures while focusing on predicted CSO events under climate change. The primary objective was to create a comprehensive approach for prioritizing these mitigation measures. Specifically, the study aimed to: (i) define a CSO risk index using two methods—microbial risk and a statistical model, (ii) model the occurrence of CSOs as a function of precipitation, and (iii) evaluate CSO occurrences under projected climate scenarios.

Applying this prioritization index to an urban territory in Southern Quebec helped identify the most critical sewersheds for implementing mitigation strategies considering future climate conditions. This index can serve as a strategic tool to address current challenges associated with the opportunistic implementation of BGI in cities, thereby enhancing their potential to effectively reduce CSOs. Our analysis of simulated precipitation data indicates that CSO events are expected to increase exponentially in the future due to climate change, underscoring the need for proactive and strategic planning.

Moreover, the strength of our predictive model lies in its minimal data requirements, providing municipalities with an affordable approach to prioritize actions without relying on costly hydrological models. By combining the predictive model with a microbial risk index, we also obtain predictions of microbial risk under future climate conditions. Further research could include additional input variables, such as overflow duration, to better predict the impact of CSOs on water bodies under climate change.

Building on this study, future research could focus on refining resilience frameworks to develop targeted BGI implementation scenarios that enhance urban resilience and public health protection. It could include the adaptation of planning-support tools to explore strategic placement of BGI to maximize their effectiveness in reducing overflows and improving stormwater management and to help communicate the multiple functions and benefits of BGI. BGI scenarios can be examined as additional protective barriers to reduce contaminant threats in urban recreational waters in support of community decisions to improve resilience to climate impacts, safeguard vulnerable urban areas, and promote equitable access to the multiple benefits of green infrastructure.

In summary, the proposed method shows significant potential to help decision-makers better understand the impact of strategic spatial planning of CSO mitigation interventions (like BGI) on stormwater management, ultimately reducing the vulnerability of drinking water sources and recreational areas to contamination and protecting community health in the face of climate change.

Declaration of competing interest: We acknowledge the financial support received from IVADO and the Ministry of Economy, Innovation, and Energy, which has contributed to the advancement of research and innovation in this project.

Declaration of generative AI in scientific writing: During the preparation of this work the author(s) used ChatGPT in order to improve readability and language. After using this tool, the author(s) reviewed and edited the content as needed and take(s) full responsibility for the content of the publication.

Acknowledgments: We sincerely thank our partners for their invaluable contributions to this research. Special appreciation to the City of Montreal for their assistance. We also acknowledge our colleagues and our partners for their insightful discussions and feedback.

CrediT authorship contribution statement: **Justine Petrucci:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Investigation, Methodology, Software, Visualization, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Jonathan Jalbert:** Conceptualization, Data curation, Formal analysis, Funding acquisition, Methodology, Project administration, Resources, Software, Co-supervision, Writing - original draft, Writing – review & editing. **Natasha MacQuaid:** Methodology, Resources, Writing - review & editing. **Sarah Dorner:** Conceptualization, Project administration, Resources, Co-supervision, Writing - review & editing. **Françoise Bichai:** Conceptualization, Funding acquisition, Project administration, Resources, Supervision, Writing - review & editing.

Funding sources: This work was supported by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC RGPIN-2018-04481), by the Institute for Data Valorisation (IVADO PRF-2019-3295824760). This research project has received funding from the *ministère de l'Économie, de l'Innovation et de l'Énergie du Québec (projets d'innovation sociale)*.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2: ASSESSING THE IMPACT OF STRATEGIC IMPLEMENTATION OF BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE ON URBAN RESILIENCE

Ce chapitre est présenté sous forme d'un article scientifique soumis dans *Blue-Green Systems* le 25 juillet 2025

Contribution : Rédaction (révision et édition), rédaction (brouillon original), Visualisation, Logiciel, Méthodologie, Investigation, Analyse, Organisation des données, Conceptualisation, Recherche bibliographique

Assessing the impact of strategic implementation of blue-green infrastructure on urban resilience

J. Petrucci^{1*}, S. Bel Yaagoubi¹, S. Dorner¹, J. Jalbert², and F. Bichai¹

¹ Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal (QC), H3T 1J4, Canada

² Department of Mathematical and Industrial Engineering, Polytechnique Montréal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal (QC) H3T 1J4, Canada

* Corresponding author

E-mail: Justine.petrucci@polymtl.ca

5.1 Abstract

Climate change and rapid urbanization are increasing the exposure of cities to climate-related risks, including urban flooding, sewer overflows, and heat stress. Blue green infrastructure (BGI) has emerged as a promising solution to improve urban resilience. However, BGI planning and implementation often remain ad hoc, limiting their benefits. This study presents a resilience assessment framework to evaluate the performance of different BGI implementation strategies. Using the Spatial Suitability Analysis Tool (SSANTO), we developed BGI strategies based on objectives, which were evaluated using quantitative indicators in a densely built urban area. The findings highlight spatial variability in resilience outcomes, driven by land use, imperviousness, and population density. Strategies based on the need objectives enhanced resilience in highly vulnerable zones, while opportunity-based approaches were more effective in low-density areas.

This study underscores the value of strategic BGI implementation in mitigating runoff and urban heat, reducing contaminant loads and overflow frequency, and improving public health in a changing urban climate.

Highlights

- A resilience framework on BGI impacts on stormwater and socio-ecological systems was developed.
- A spatial multicriteria analysis tool guided blue-green infrastructure strategies.
- The case study reveals resilience outcomes depend on the spatial context.
- Needs strategies enhanced resilience in vulnerable zones; opportunities ones fit low-density.

Graphical abstract

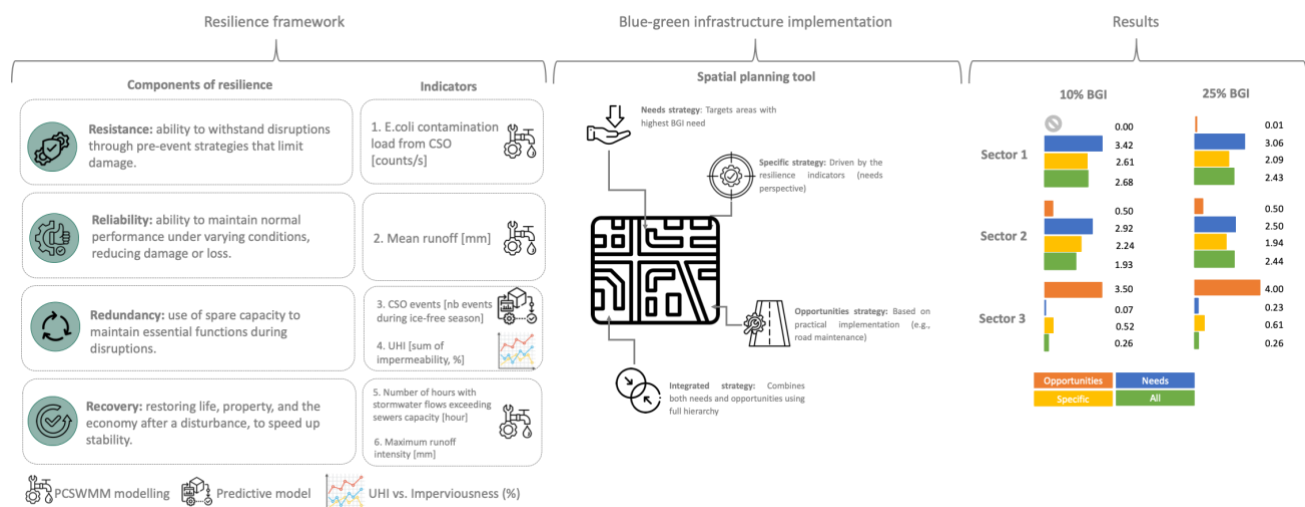


Figure 5-1 Résumé graphique article 2

Keywords

Urban resilience, blue-green infrastructure, climate change; spatial suitability analysis, strategic planning

5.2 Introduction

Increasingly, particularly because of climate change and rapid urbanization, cities are facing environmental, social, and economic challenges that can threaten their resilience (Bush & Doyon, 2019; Hesarkazzazi et al., 2022; Meerow et al., 2016; Suárez et al., 2016). Climate change intensifies extreme weather events such as heatwaves, heavy rainfall, and floods, impacting urban services, infrastructure, and population health (Cardoso et al., 2020; Suárez et al., 2018).

In Canada and Quebec, rising temperatures and more frequent heatwaves are expected to increase cases of heatstroke and mortality, while heavier rainfall could heighten waterborne diseases risks and urban flooding (Leveque et al., 2021; Vivre en ville, 2022). Climate change contributes to zoonoses, allergic, and psychological distress, with disproportionate impacts on vulnerable groups (Beyer et al., 2014; INSPQ, 2021a). The design of urban environments can either exacerbate or mitigate these impacts, highlighting the importance of integrating blue-green infrastructure (BGI) to enhance urban resilience (Bush & Doyon, 2019; Kabisch et al., 2016; McPhearson et al., 2022). According to the IPCC (2022), urban and infrastructure systems—including the use of BGI can positively contribute to multiple Sustainable Development Goals (SDGs), such as health (SDG 3), reduced inequalities (10), sustainable cities (11), and climate action (13). Implementing BGI therefore supports both climate change mitigation and adaptation efforts.

Resilience takes on various meanings across different fields of study. In the context of urban resilience, it primarily revolves around four key aspects: resistance, reliability, redundancy, and the ability to bounce back after a disturbance. Engineering resilience, as described by Sterk et al. (2017), refers to how well a system can endure shocks and how quickly it can return to stability. In socio-ecological systems, resilience is tied to the system's capacity for self-organization, learning, and adaptation (Sterk et al., 2017). In essence, urban resilience encompasses an urban system's ability to navigate crises, adapt positively, and transform sustainably (UN-Habitat, 2018).

According to several studies, BGI can enhance urban resilience to certain shocks by providing diverse ecosystem services, while simultaneously addressing multiple challenges. (Beceiro et al., 2022; Bush & Doyon, 2019; Depietri & McPhearson, 2017; Kabisch et al., 2016; McPhearson et al., 2022; Suárez et al., 2016). Unlike traditional *gray infrastructure*, such as centralized sewers and concrete drainage systems that channel water to a single treatment facility, *BGI* relies on distinct smaller, distributed systems as bioretentions, green roofs, and permeable pavements.

Decentralized infrastructures increase urban flexibility and resilience to climatic extreme by managing water at the local level. (Depietri & McPhearson, 2017; Meerow & Newell, 2017; M. Wang et al., 2023). The ecosystem services (ES) provided by BGI are generally categorized into four types: supporting, provisioning, regulating, and cultural services (Kuller et al., 2017). These services enhance urban well-being and resilience by offering benefits.

For example, certain ES can buffer cities against climate-related hazards like heatwaves and storms, mitigating their impacts (Kabisch et al., 2016). By minimizing the magnitude, duration, and frequency of impacts caused by environmental threats, BGI can enhance urban systems' capacity to absorb and recover from environmental threats (Staddon et al., 2018). Over time, the benefits of BGI can grow through adaptive planning, making them long-term assets for resilient cities (Bush & Doyon, 2019).

However, tailored planning strategies are required to ensure the optimal use of BGI since their effectiveness varies by location (Kremer et al., 2016; Kuller et al., 2017). Currently, many BGI projects are implemented on an *ad hoc* basis, which can limit their overall benefits and result in uneven spatial distribution (Dagenais et al., 2013; Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024). To fully leverage their potential, it is essential to use planning tools capable of generating scenarios that maximize both performance and spatial equity (Dagenais et al., 2013; Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024).

Many resilience frameworks have been developed to guide urban adaptation; however, they often rely on a large number of indicators, making them data-intensive and difficult to apply in practice (Beceiro et al., 2022; Bozza et al., 2015; Cardoso et al., 2019; Fu et al., 2021; Langemeyer et al., 2020; McPhearson et al., 2022; Meerow & Newell, 2017; Paquin, 2020; Sapkota et al., 2018; Sterk et al., 2017; Suárez et al., 2020; Wu et al., 2020). Moreover, to our knowledge, existing frameworks do not directly assess the specific benefits of BGI in reducing heat island effects (Ferreira et al., 2024; Voskamp & Van de Ven, 2015), and the contribution of BGI to urban resilience remains underexplored (Beceiro et al., 2022). Yet, this type of framework can help link stormwater management to other ecosystem services, such as urban heat island mitigation, which is particularly relevant for planners (BenDor et al., 2018). Most existing studies and BGI plans to date, including those in cities like Detroit, tend to concentrate on just one or a few benefits of BGI, often overlooking the trade-offs and synergies among them (Meerow & Newell, 2017).

This study aims to develop and apply a resilience analysis framework that accounts for the impacts of BGI on both stormwater management (specifically infrastructure resilience, focusing on overflows and runoff reduction) and the socio-ecological aspect, taking health impacts into account (e.g., through heat island and flood mitigation).

Unlike existing frameworks, our approach directly links climate change hazard impact to quantifiable BGI benefits such as runoff reduction, heat mitigation, and overflow control. By integrating a spatial planning tool our framework enables location-specific, operational decision-making for BGI planning in dense urban environments. Specifically, the study aimed to: (i) define resilience in the context of the project, (ii) identify key components and quantitative indicators from the literature, (iii) use a spatial planning tool to generate BGI implementation strategies, and (iv) apply the framework to a real-world case study to evaluate the effect of BGI on resilience.

5.3 Method

5.3.1 Studied hazards

To identify priority outcomes for BGI implementation, Lacroix et al. (2025) applied the swing method, combining Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA), swing weighting and discrete choice experiments as proposed by Aubert et al. (2020). Findings revealed that municipal stakeholders in the case study city placed high priority on the reduction of combined sewer overflows (CSOs), urban flooding, and urban heat islands (UHIs). Stakeholders from the health sector shared these priorities, emphasizing the importance of reducing CSOs, UHIs, and impervious surfaces as well as increasing vegetation cover (Lacroix et al., 2025). These concerns are consistent with local climate trends, as rising temperatures, more frequent heatwaves, and intensifying rainfall events have been identified as key climate-related risks in the region (Leveque et al., 2021; Martel et al., 2020). Accordingly, CSOs, UHIs, and urban flooding are also hazards that are also recognized as global urban priorities making the developed framework a valuable tool worldwide (IPCC, 2023; Zou et al., 2023).

These three hazards are highly relevant in the context of BGI, as they are among the most likely to be influenced by its implementation. Climate change is projected to amplify the frequency and intensity of rainfall events, exacerbating sewer overflows and urban flooding (Curriero et al., 2001; Derx et al., 2023; Patz et al., 2008; J. Petrucci et al., 2025; Sterk et al., 2017) and heightening microbiological risks in urban water systems (World Health Organization, 2017a).

UHIs exacerbate the impacts of heatwaves, contributing to excess morbidity and mortality, particularly among vulnerable populations (Basu, 2009; Heaviside et al., 2017; INSPQ, 2021a).

Flooding also poses serious public health risks, including injuries, waterborne diseases, and long-term mental health impacts (Hajat et al., 2005; Tapsell et al., 2002). Additional information about the selected hazard for the study can be found in the supplementary material in section 1, Table S1-1.

BGI can play a key role in mitigating these hazards. For instance, BGI complements traditional grey infrastructure by capturing runoff, thereby reducing the volume and frequency of CSO events (Autixier et al., 2014; Bratieres et al., 2008; Jean et al., 2021; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014). Vegetation-based solutions can also help mitigate urban heat through shading and evapotranspiration, thus reducing heat-related health risks (Marando et al., 2019; Z. S. Venter et al., 2020; Q. Q. Zhou et al., 2023). Additionally, BGI has been shown to reduce surface runoff and improve stormwater management, lowering flood risks in dense urban areas (Maragno et al., 2018; MELCC, 2014).

Importantly, these hazards and the benefits of BGI are not limited to the study area. They are widely acknowledged as pressing urban issues in cities worldwide. Urban centers such as Copenhagen, Sydney, and Guelph have already integrated BGI elements—including parks, trees, bioswales, and green stormwater infrastructure—into their climate adaptation strategies to enhance resilience and protect public health (City of Copenhagen, 2023; City of Guelph, 2023; City of Sydney, 2021). This global relevance supports the broader applicability of the resilience framework developed in this study.

The resilience framework developed in this study integrates quantitative indicators to analyze the impact of BGI implementation scenarios on water management and community health. The framework consists of (1) defining the components of resilience and associated indicators relevant to a given region's adaptation goals and context, which are subsequently (2) aggregated into a single resilience index. To define resilience, the main components of resilience and their quantitative indicators were identified from relevant literature.

5.3.2 Case study area

The study area is a large city located in southern Quebec, Canada. This study focuses on an area located in the southwest section of the city. This area, primarily residential, covers a surface area of 9,793,985 m². The neighborhood has a population of 69,229. This area is particularly interesting for our framework because of the presence of a beach, a marina, water intakes and a recreation zone. Therefore, the overflow can have a important impact on the community health. Figure 5-2 shows the case study area. For the results, we have identified three sectors of interest based on the studied overflow structure.

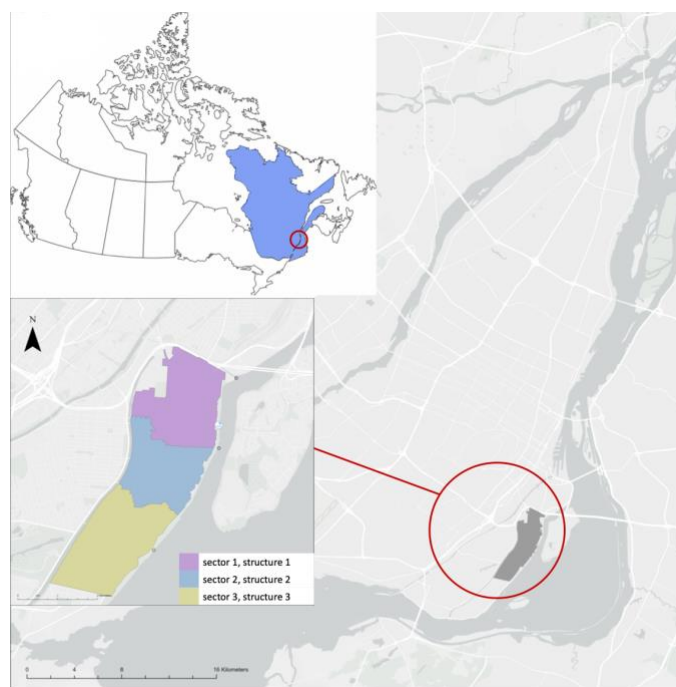


Figure 5-2 Identification of the studied area. Colors identify sectors and associated overflow structures

Figure 5-2 shows that the case study area is separated in three distinct sectors. These sectors are defined based on the drainage areas of the three main overflow structures identified in this study. We can see that structures 2 and 3 are located upstream of a beach. The score for each indicator and the resilience scores by sector are calculated according to the zones identified. The PCSWMM model was obtained from the partner city. The model is divided into 1608 sub-catchments, with impermeability percentages ranging from 0% to 98.82% and an average of 51.6%.

Catchment areas range from 11m² to 3231.2m² with an average of 108,2m². The slopes of the watersheds are gradual, with an average of 0.6%, a minimum of 0.5%, and a maximum of 2%. To run continuous simulation, we selected a period according to the precipitation data of the last 6 years. Precipitation data recorded every 5 minutes from 2017 to 2022 were obtained from the partner city. Precipitation data for the months of the ice-free season (may to October) were extracted. We chose the most recent summer of 2022 at the moment of the analysis, which seemed representative of the most recent years in terms of rainfall accumulations (maximum intensity, mean and median values are similar to data from 2017 to 2021). Therefore, the PCSWMM simulations were performed using those rainfall data.

5.3.3 Step 1: Defining resilience

In understanding resilience and its implications for health, water management, climate change, and the implementation of BGI, several key indicators emerge from four main resilience types. Table 5-1 summarizes the definitions of these resilience types, as identified in 14 selected studies from the domains of health, water management, climate change, and BGI. Table S2-1 can be found in the supplementary material with more information about the different types of resilience.

Table 5-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14)

Type of resilience	Individual definition	Reference	Global definition
Urban resilience (Urban drainage system, Urban climate resilience)	The ability of any urban system and its inhabitants to cope with critical situations and their consequences, while adapting positively and transforming itself to become sustainable.	(UN-Habitat, 2018)	Urban resilience is the capacity of a city and its inhabitants to withstand, adapt to, and evolve after crises, integrating social, economic, environmental, and governance dimensions to ensure sustainability, well-being, and inclusive growth.
	The potential to absorb, recover, and prepare for future challenges, enhancing well-being, and inclusive growth by integrating social, economic, governance, and environmental components that were analyzed separately.	(Beceiro et al., 2022)	
	The capacity is based on resisting, recovering, adapting, and transforming, across natural, economic, social, physical, and institutional aspects, and is evaluated through characteristics such as redundancy, robustness, connectivity, and adaptability.	(Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)	
	The capacity of cities to remain operational, so that the people living and working in cities survive and thrive despite various stresses and shocks.	(The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)	

Table 5-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14) (suite)

Type of resilience	Individual definition	Reference	Global definition
Infrastructure resilience (system resilience)	The ability of a system to have a positive response to external shocks	(Bozza et al., 2015)	System resilience is the system capacity to preserve functionality amid external shocks by leveraging flexibility and diversified dependencies rather than relying on individual components.
	The ability of a system to retain functionality through flexibility and diversifying functional dependence.	(Tyler & Moench, 2012)	
Socio-ecological resilience	The capacity of human–nature systems to adapt to changing conditions while remaining within critical functioning conditions.	(Folke et al., 2010)	Socio-ecological resilience refers to the ability of human and natural systems to adapt, transform, and persist through challenges and maintain essential functions to ensure development.
	The ability to cope with challenges.	(Meerow & Newell, 2017)	
	The ability of an ecosystem to maintain its stability depends on size of its stability range.	(Sterk et al., 2017)	
	The ability to develop resilience depends on comprehending the relationships between humans and ecosystems.	(Juan-García et al., 2017)	
	The capacity of a system to absorb disturbance and rearrange while undergoing change.	(Walker et al., 2004)	
	The capacity of a social–ecological system to manage challenges and maintain development at the same time.	(Sterk et al., 2017)	
Flood resilience	The ability of a system to preserve diversity and redundancy, effectively manage connectivity and feedback loops, all while promoting adaptive systems thinking, learning and facilitate inclusive participation.	(Kotzee & Reyers, 2016)	Flood resilience is the capacity of a system, such as an urban area or drainage network, to withstand, adapt to, and recover from floods all while maintaining its functionality. A resilient flood system ensures continuous service over time, minimizes flood-related losses, and rapidly recovers functionality following an event.
	The ability to deal with changes and continue to operate.	(Karamouz et al., 2014)	
	The capacity of a system, with the potential of exposure to flood, to adapt, resist and recover from flood to maintain an acceptable level of functioning	(Karamouz et al., 2014)	
	The capability of a drainage system to resist and to maintain continuous service; the capability of an urban area to recover from flood damages; and the capability of urban systems to evacuate excess surface water and return to a functional state	(Bertilsson et al., 2019)	

Table 5-1 illustrates that resilience is a concept with many aspects, with definitions varying across fields. Urban resilience describes the capacity of cities and their inhabitants to react to crises by integrating social, economic, environmental, and governance dimensions to promote sustainability and inclusive growth. Infrastructure or system resilience emphasizes maintaining functionality through flexibility and diversified interdependencies, rather than relying on individual components. Socio-ecological resilience emphasizes the ability of interlinked human and natural systems, ensuring they can operate within critical thresholds necessary for sustainable development.

Flood resilience specifically focuses on the potential of urban environments and drainage systems to resist, recover, and adapt to flood events while maintaining or rapidly restoring essential functions.

Overall, resilience—whether urban, systemic, socio-ecological, or flood-related—is the capacity to endure, adapt, and function despite disruption. Based on this definition, key conceptual components have been identified from the literature and are presented in the following section.

5.3.4 Step 2: Identifying the main components of resilience

Table 5-2 summarizes the key components of resilience identified from the literature described in Table 5-1 and from additional searches to better define each concept. Out of nineteen components (see supplementary material S2 Table S2-2), four were retained for the conceptual framework. The four components selected (Resistance, Reliability, Redundancy, Recovery) cover the four types of resilience (Urban resilience, Infrastructure resilience, Socio -ecological resilience, Flood resilience) linked to health, water management, climate change and BGI implementation and are directly linked to the hazards identified for this study.

Table 5-2 Resilience component, their definition and the reference axis (type of resilience)

Component	Definition	Urban	Infrastructure	Socio-ecological	Flooding	References
Resistance	Resistance is the potential of a system to withstand disruptions by providing protection, limiting damage, and maintaining function through pre-event measures. It focuses on proactive strategies to reduce the impact of disturbances before they occur.	X	X		X	(Batista et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)
Reliability	Reliability is the system ability to maintain performance during disruptive events, supported by infrastructure and components designed to operate under a large range of conditions, thereby mitigating loss from an event.	X	X			(Butler et al., 2014; CabinetOffice, 2011; Chen et al., 2024; Ramísio et al., 2022)
Redundancy	Redundancy is the creation of spare capacity to ensure service continuity during disruptions. It allows system elements to compensate for one another, using alternative options to maintain essential functions under uncertainty and disturbances.	X	X	X	X	(Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Karamouz et al., 2014; Kotzee & Reyers, 2016; Meerow et al., 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019; Sterk et al., 2017; The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014; Tyler & Moench, 2012; UN-Habitat, 2018)
Recovery	Recovery is the mechanism of restoring life, property, and economy to a normal or enhanced state after an event. It involves pre-event planning to reduce future risks, enhance resilience, and support a rapid return to stable operations.	X	X	X	X	(Batista et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Chen et al., 2024; Francis & Bekera, 2014; Kontokosta & Malik, 2018; Meerow et al., 2016; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)

Resistance and reliability are key components for water management, ensuring that infrastructure can withstand hazards and operate effectively under various conditions helping to minimize environmental degradation and protection public health (Batica et al., 2013; Bautista-Puig et al., 2022; CabinetOffice, 2011; Ramísio et al., 2022; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019). Redundancy and recovery are important in both water management and climate change adaptation, allowing systems to respond and recover from challenges (Bautista-Puig et al., 2022; Karamouz et al., 2014; Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019). Each identified components contributes to infrastructure and urban resilience, reflecting the complex interplay between infrastructure, health, and environmental sustainability. For each concept, we set a quantitative indicator to assess it.

5.3.5 Step 3: Quantitative indicators of resilience components

To evaluate the resilience of a territory, we propose a quantitative indicator to represent each component of urban resilience as described in Table 5-2. Indicators were identified through literature (n=24 consulted papers). For each component, we also indicate the effect of adding BGI.

Table 5-3 Selected components of resilience, impacted hazards and associated indicators

Components of resilience	CSO	UHI	Urban flooding	Indicators	References	Evaluation method	Impact of BGI on indicators	References
Resistance	X			1. Contamination load for <i>E. coli</i> [counts/s]	(Ferreira et al., 2024; Fu et al., 2021; Rodriguez et al., 2023, 2024; Sapkota et al., 2018; Voskamp & Van de Ven, 2015)	PCSWMM modeling	BGI can help protect water recreational areas by reducing the load of contaminants in the receiving water body after a rainfall event.	(Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; Joshi et al., 2020; Justine Petrucci et al., 2025)
Reliability	X		X	2. Mean runoff [mm]	(Chen et al., 2024; Langemeyer et al., 2020; Wu et al., 2020)	PCSWMM modeling	BGI can reduce runoff, enhancing system reliability by preventing overloads, maintaining stable flows, and ensuring drainage systems remain functional under a large range of conditions.	(Autixier et al., 2014; Yao et al., 2015)
Redundancy	X	X		3. CSO events [nb events during ice-free season]	(Dong et al., 2017; Zhang et al., 2024)	Predictive model	BGI can improve redundancy at different scales by providing a complementary solution to stormwater management and can reduce CSOs.	(Autixier et al., 2014; Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; Joshi et al., 2020)
				4. UHI [sum of impermeability]	(Langemeyer et al., 2020; Meerow & Newell, 2017; Xu et al., 2022)	Correlation between UHI and impermeability	BGI enhances redundancy by providing alternative outdoor cooling methods beyond traditional (indoor) air conditioning.	(Marando et al., 2019; Zander S. Venter et al., 2020; H. Zhou et al., 2023)
Recovery	X		X	5. Number of hours with stormwater flows exceeding sewers (at nodes) [hour]	(Benoit et al., 2025; Chen & Leandro, 2019; Leandro et al., 2020; Rodriguez, Fu, et al., 2020; Rodriguez et al., 2021)	PCSWMM modeling	BGI can absorb excess rainwater and reduce the volume of stormwater entering the pipes, thereby decreasing the number of hours when stormwater flows exceed sewer capacity and lowering the risk of urban flooding.	(Qin et al., 2013; Tao et al., 2017)
				6. Maximum runoff [mm]	(Chen et al., 2024)	PCSWMM modeling	BGI contributes to long-term recovery by reducing the runoff, which accelerates the return to normal and improved conditions.	(Autixier et al., 2014)

The indicator set is based on literature and on our understanding of how they relate to urban resilience, and indicator values are evaluated through different modelling tools.

Resilience is a complex and context-dependent concept, and its definition often varies across disciplines. It is a term that has been used inconsistently in the literature, leading to a wide range of interpretations (Meerow et al., 2016; Sterk et al., 2017).

Through the selection of keywords, six types of resilience and twenty associated components have emerged from the literature. These components varied depending on the type of resilience considered, reinforcing the idea that resilience is multidimensional. As highlighted by Sharifi and Yamagata (2018), each discipline defines resilience according to its specific needs and priorities, leading to a wide range of interpretations which contributes to the diversity and ambiguity of the concept. We also observed that urban resilience overlaps with the other types of resilience identified in our review. This aligns with findings from Datola (2023), who suggests that urban resilience involves a social and ecological view, and understands that complex systems change and evolve over time.

Following the approach used in Datola et al. (2022), we linked the types of resilience, the components that represent them, and the quantitative indicators associated with each. Each concept in our framework was paired with a specific indicator to enable structured and measurable assessment. The specific indicators are described in the following sections. Our findings underscore that different dimensions of resilience are interconnected and can influence one another. For example, each indicator contributes to both infrastructure and urban resilience, reflecting the complex interplay between physical systems, environmental sustainability, and public health.

5.3.5.1 UHI indicator (Indicator 4)

We evaluated the relationship between UHI classes and the percentage of imperviousness in urban drainage catchment, using UHI class data from 2013 to 2023 (2013, 2016, 2019, 2020 and 2023), which was obtained from the partner city's open data page. The percentage of impervious surfaces was obtained from the PCSWMM model provided by the partner city.

Using ArcGIS, we divided the UHI data for each year into 30m x 30m grids (this cell size was chosen to match the resolution of the input dataset), applying the most extensive overlay category to each grid square. This means that the category with the largest surface area within a grid square was assigned to the entire square. For imperviousness, we employed the same 30m x 30m grids, but we used the average impermeability of all the urban drainage catchment in the 30m x 30m cell. Dividing the data layers into grids allows us to compare each cell and establish the relationship between the percentage of impermeability and the UHI class. The results from the relation between the UHI classes and the percentage of impermeability can be found in supplementary material section 3, Figure S3-1. We can see a clear relationship between the UHI classes and the percentage of impermeability ($R^2 = 0.9445$): the greater the impermeability, the higher the UHI class. This relationship can be used for resilience analysis. In fact, the implementation of BGI can change the percentage of imperviousness in an urban drainage catchment, which in turn can change the UHI class. To represent this indicator, we selected the total imperviousness.

We assume that implementing BGI reduces overall imperviousness, as the imperviousness percentage is recalculated in PCSWMM when bioretention is added. Since the implementation strategy prioritizes impervious surfaces according to various objectives (section 0), the percentage of impervious surfaces will consequently vary depending on the chosen BGI implementation approach.

5.3.5.2 CSO indicator for frequency (Indicator 3)

To obtain the frequency of CSOs, we used a predictive model based on results obtained from the PCSWMM model. First, the precipitation is implemented in the model and the flow in the conduits is retrieved. This methodology is based on the same process developed by Bel Yaagoubi (2025). The flow in the conduit serves as an explanatory variable (independent) for the predictive model. The predictive model uses a logistic regression to predict the occurrence or not of CSO. Figure 5-3 below shows the process:

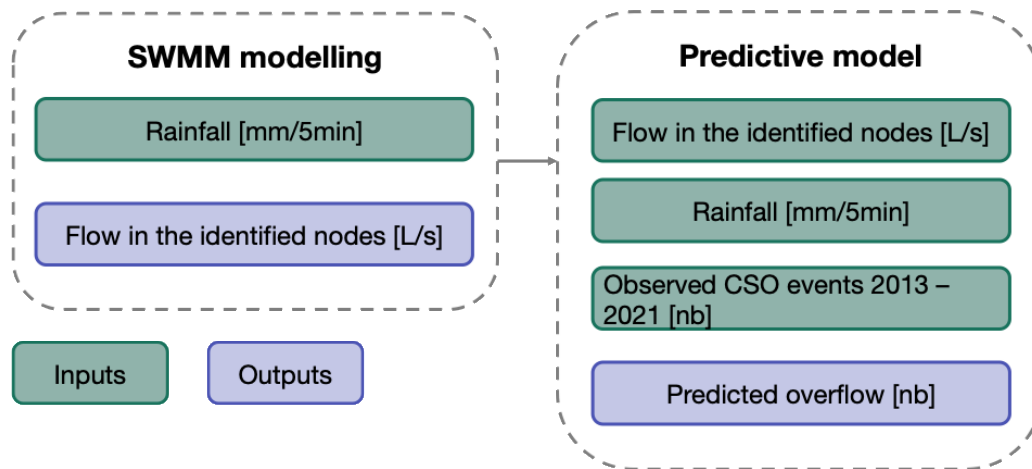


Figure 5-3 Methodology used for the frequency of CSO indicator, units are between brackets (nb is number, L/s in liter per second, mm/5min is the intensity of the rainfall in milliliters per 5 minutes)

To assess resilience over the study area, we identified three critical overflow structures. Two of them, located just upstream of the bathing site, account for over 70% of the total overflow volume (Partner city, 2018). These structures also have a large tributary surface area, which can adversely affect water quality in the receiving river. Furthermore, analysis indicates that water quality is most severely impacted when these large structures overflow (Partner city, 2018). Given their significant impact on receiving waters, the study focuses exclusively on these large structures. The total number of overflows from each three main overflow structures will be considered for the indicators considering the CSO events (indicator 3).

5.3.5.3 Indicators modeled with PCSWMM

Four indicators (1, 2, 5, 6) are obtained from the PCSWMM model: Contamination load at the CSO structure (*E. coli*), number of hours with stormwater flows exceeding sewers, and runoff (maximum and mean flowrate). These four indicators are retrieved directly from PCSWMM after running each simulation. Table 5-4 explains the modeling process in PCSWMM and how the indicator will be used in the resilience framework.

Table 5-4 Description of the indicators retrieved from the PCSWMM tool interface

Indicators	Explanation
Runoff [mm] (2. Mean runoff & 6. Maximum runoff)	Surface runoff is calculated by using a nonlinear reservoir model in PCSWMM. Inflow comes from precipitation (rainfall and snowmelt) and losses from evaporation and infiltration (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016a). By representing runoff in millimeters, we were able to evaluate the relative effect of BGI on runoff generation when comparing scenarios over the same area.
5. Number of hours with stormwater flows exceeding sewers (at nodes) [hour]	In PCSWMM, a junction is considered surcharged when its water surface elevation is above the crown of the highest connected conduit (James et al., 2010). This typically means that incoming flow exceeds the system's capacity, causing water to rise above ground — increasing the risk of urban flooding (James et al., 2010). Comparing the total duration of surcharge before and after implementation of BGI strategies can indicate improved hydraulic performance and a reduced likelihood of urban flooding.
1. Contamination load for <i>E. coli</i> [counts/s]	Pollutants originate from dry-weather flow (DWF), such as sanitary discharge and from runoff on the different land-use modelled (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b). BGI can reduce contaminant loads at overflow points in two main ways: (1) by filtering pollutants accumulated on surfaces, and (2) by reducing the volume of combined sewer overflows (CSOs) (Autixier et al., 2014). Stormwater pollutant loads is estimated by multiplying runoff volumes by pollutant concentrations, making contamination load reduction a key strategy that aimed to improve water quality (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b). <i>E. coli</i> was selected as it typically serves as a fecal indicator, and its concentration is used as a benchmark for recreational water quality standards (Santé Canada, 2012; USEPA, 2021a)

5.3.6 Step 3: Calculating the resilience index

For each BGI implementation scenario, the indicators are retrieved and normalized to a [0,1] scale (Paquin, 2020). Each concept serves as a sub-index, and the four sub-indices—Resistance, Reliability, Redundancy, and Recovery—are calculated by subtracting the indicator values from one. This ensures that higher values indicate greater resilience, while values closer to zero reflect lower resilience as suggested in (Bertilsson et al., 2019). For components with two indicators, we used the average to obtain the value. A brief discussion of the effect of using the average can be found in the section 5.5.2. Eq. 5-1 below was used to normalize the results of the indicators and get the score.:

$$Score_{concepts} = 1 - \frac{Value - Value_{min}}{Value_{max} - Value_{min}} \quad \text{Eq. 5-1}$$

After having normalized the indicators using Eq 5-1, we sum the results from each component to obtain the overall resilience index using Eq 5-2:

$$Resilience = \sum_{i=1}^4 Score_{concepts} \quad \text{Eq 5-2}$$

For each scenario, the maximum resilience score for a BGI implementation strategy that can be obtain is 4.

5.3.6.1 Step 4: Applying the resilience analysis framework to a case study

5.3.6.2 Defining BGI implementation scenarios

This study focuses on bioretention, given its suitability for densely urbanized areas where space constraints limit BGI options to compact systems (Kõiv-Vainik et al., 2022). Bioretention is widely recognized for its effectiveness in reducing overflows, contaminant loads, and runoff (Armson et al., 2013; Berland et al., 2017; Stovin et al., 2008). Additionally, the inclusion of diverse vegetation enhances its capacity to mitigate urban heat stress (Fallmann et al., 2013; Rahman et al., 2022). This makes it a particularly suitable intervention for this study, as it directly targets the priority hazards identified in our analysis.

The following section presents BGI implementation strategies based on SSANTO adapted to the Quebec context by Lacroix et al. (2024). SSANTO supports site selection for BGIs through two perspectives: the opportunity perspective which identifies locations with favorable territorial conditions for BGI implementation, and the need perspective, which highlights areas where BGI functions are most required.

Building on the objective hierarchies proposed by Lacroix et al. (2024) we developed four BGI implementation scenarios each tested at two implementation levels: 10% and 25% (converted impervious area). The hierarchy of objectives as developed by Lacroix et al. (2024) can be found in the supplementary material section 4, Figure S4-1. According to CSA W200:18 standards, bioretention systems should cover 10 to 20% of the impervious surface area within a basin (Avizo, 2022).

While the 10% scenario aligns with existing guidelines, we also examined a more ambitious 25% implementation scenario. Although this exceeds the recommended range, we intentionally extended the threshold to explore a wider range of potential outcomes. Converting 10–25% of impervious areas into bioretention cells is considered realistic, given the high proportion of impervious surfaces in the study area due to roads and other infrastructure. In doing so, our study builds on established guidelines while providing insights into the potential benefits and impacts of large-scale bioretention deployment. The four scenarios are as follows:

- **Opportunities strategy:** Reflects real-world decision-making processes that are often driven by practical considerations (e.g., road maintenance priority).
- **Needs strategy:** Prioritizes areas with the highest need for BGI benefits, independent of implementation feasibility.
- **Indicator-based strategy:** Focuses exclusively on objectives linked to six resilience indicators defined in our assessment framework.
- **Integrated strategy:** Combines both opportunity and need-based objectives, using the full hierarchy.

These implementation strategies are summarized in Table 5-5.

Table 5-5 Percentage of implantation (impervious surface conversion) and total surface area of bioretention for each category of priority zones and each of the 8 strategic BGI implementation strategies

Perspective (implementation rate)			Priority 1	Priority 2	Priority 3	Priority 4
Opportunities (10%)	Opp_10	%	16	10	9	4
		Area [ha]	12	2	6	2
Needs (10%)	Needs_10	%	17	10	10	5
		Area [ha]	9	4	6	3
Specific (10%)	Spec_10	%	17	10	10	5
		Area [ha]	8	4	7	3
Full hierarchy (10%)	All_10	%	16	10	10	5
		Area [ha]	9	3	5	4
Opportunities (25%)	Opp_25	%	35	30	25	10
		Area [ha]	23	5	15	11
Needs (25%)	Needs_25	%	35	30	25	15
		Area [ha]	14	11	14	14
Specific (25%)	Spec_25	%	35	30	25	15
		Area [ha]	13	11	16	14
Full hierarchy (25%)	All_25	%	35	32	25	15
		Area [ha]	27	8	11	18

Table 5-5 presents the percentage and corresponding area (in hectares) of impervious surfaces converted into bioretention systems under each implementation strategy, broken down by priority level.

Objective weights for all scenarios were defined using the results from the swing weighting method, as described by Lacroix et al. (2025, submitted), except in the Specific strategy, where all weights are assumed equal. For each implementation strategy, the resilience score is calculated using Eq. 2., allowing us to compare all strategies and rank them for each sector of the territory.

To implement bioretention across the study area, we first use SSANTO to identify the most suitable sites based on each of the four different implementation strategies and the two implementations rate. We then classify the suitability scores into four quartile categories for each strategy: high, medium-high, medium-low, and low suitability. This method, based on previous research, allows prioritizing bioretention implementation in highly suitable locations while still being distributed across lower-scoring areas to avoid over-concentration in specific zones (Bel Yaagoubi, 2025).

A prior study in Quebec developed scenarios for bioretention implementation based on the assumption that impervious surfaces, such as roads and parking lots, would be converted into bioretention cells (Dagenais et al., 2014). The total implementation area remains constant across strategies (scenarios 1 to 4 – 10%; scenarios 5 to 8 – 25%), but the spatial distribution varies. Higher replacement rates are applied to impervious surfaces in drainage sub-catchments in the high priority class with progressively lower rates assigned to classes medium-high, medium-low, and low. As bioretentions are primarily designed to manage small, frequent rainfall events, continuous hydrological data was used to assess their performance. This approach allows for a more accurate simulation of infiltration recovery and pollutant buildup between events, by accounting for antecedent moisture conditions (MELCC, 2014; Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016a).

5.3.6.3 PCSWMM model set up

Pollutant modelling

PCSWMM can consider both dry weather flow and surface runoff. Surface runoff is defined according to the land-use. Each type of land-use is describe by accumulation and leaching functions depending on the pollutant (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b). The model for simulating water quality in PCSWMM is based on the build-up and wash-off mechanisms, employing exponential functions to assess pollutant accumulation and removal (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b). Additional information about the pollutant modelling in PCSWMM can be found in the supplementary material section S5.

BGI modelling

Parameters for bioretention design and soil characteristics used in this study were calibrated using parameters from the literature and measurements from an existing bioretention cell system in a near-by city in Southern Québec (Bouattour, 2021; Gougeon et al., 2023) as detailed in Figure 5-4.

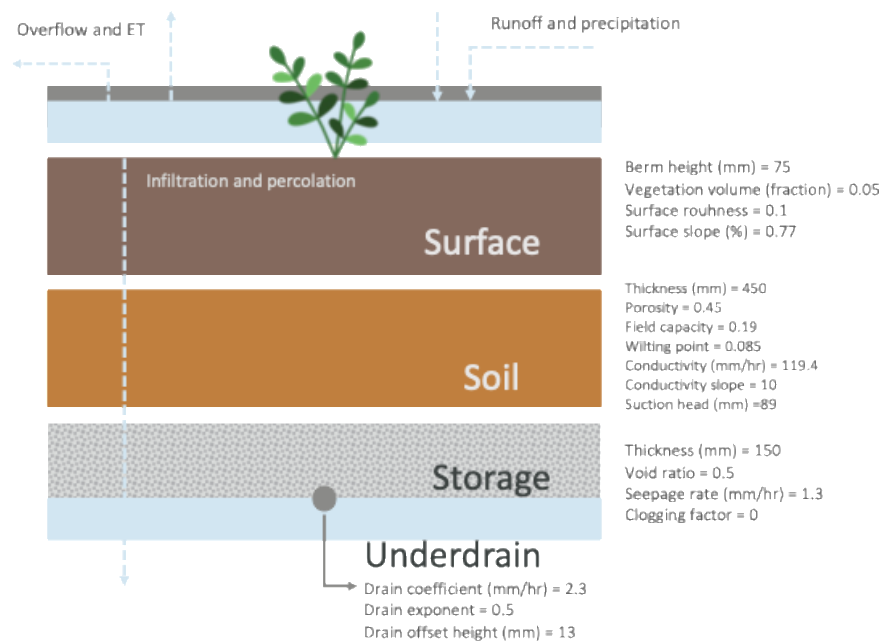


Figure 5-4 Summary of bioretention cell characteristics (Justine Petrucci et al., 2025)

The soil layer, described as bioretention media, has a thickness of 450 mm. To adopt a conservative strategy, we chose a less draining soil and a reduced substrate depth. The storage layer consists of coarse stone or gravel, allowing water to infiltrate the underlying natural soil at a rate of 1.3 mm/h (typical for silty clay soil) or exit through the underdrain (Autixier et al., 2014).

To model bioretention in PCSWMM software, various parameters must be adjusted. Assuming the bioretention placement on impervious areas, the total percent imperviousness of each sub-catchment was adjusted according to the SWMM User's Manual (Version 5.1, section 3.3.14) by subtracting the surface area of bioretention from the pre implementation impervious areas and from the total sub-catchment area (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b).

Also, when implementing bioretention in the corresponding sub-basins, values of 25% initial saturation, 30% of treated impervious areas, and 10% of treated permeable areas were chosen. These values were defined based on a study in a city in Quebec (Bouattour, 2021). The width of each sub-catchment was also recalculated. The addition of LIDs enables new flow paths to be created, increasing the total length of flow in a drainage basin thus reducing the width (Autixier et al., 2014). The removal of the contaminants is presented in the table below:

Table 5-6 Percentage of removal of *E. coli* and TSS in a bioretention

	% of removal (bioretention)	Ref
<i>E. coli</i>	70% 92.4%- 99.5% 69%-71% 72%-97% (after 6 months) 18.6%-77.6% Environ 80%	(Autixier et al., 2014) (Jianjun et al., 2014) (Hunt et al., 2008) (Zhang et al., 2011) (J. Liu et al., 2020) (Autixier et al., 2014; Clary & Leisenring, 2020)
TSS	60% 60% 70%-99% 0,18%-30,8% 55 % -99 % 47%-99% (literature review) 75%-83%	(Autixier et al., 2014) (Brown & Hunt III, 2011) (C. Chen et al., 2019) (J. Chen et al., 2019) (Li & Davis, 2008) (LeFevre et al., 2015) (Autixier et al., 2014; Clary & Leisenring, 2020)

For the study, we used removals of 70% and 60% for *E. coli* and TSS respectively as propose in Autixier et al. (2014).

5.4 Results

Figure 5- shows the variation in resilience score by sector for the different BGI implementation strategies. Dark red is the highest score (closer to four) and beige is the lowest (closer to 0) among the tested strategies.

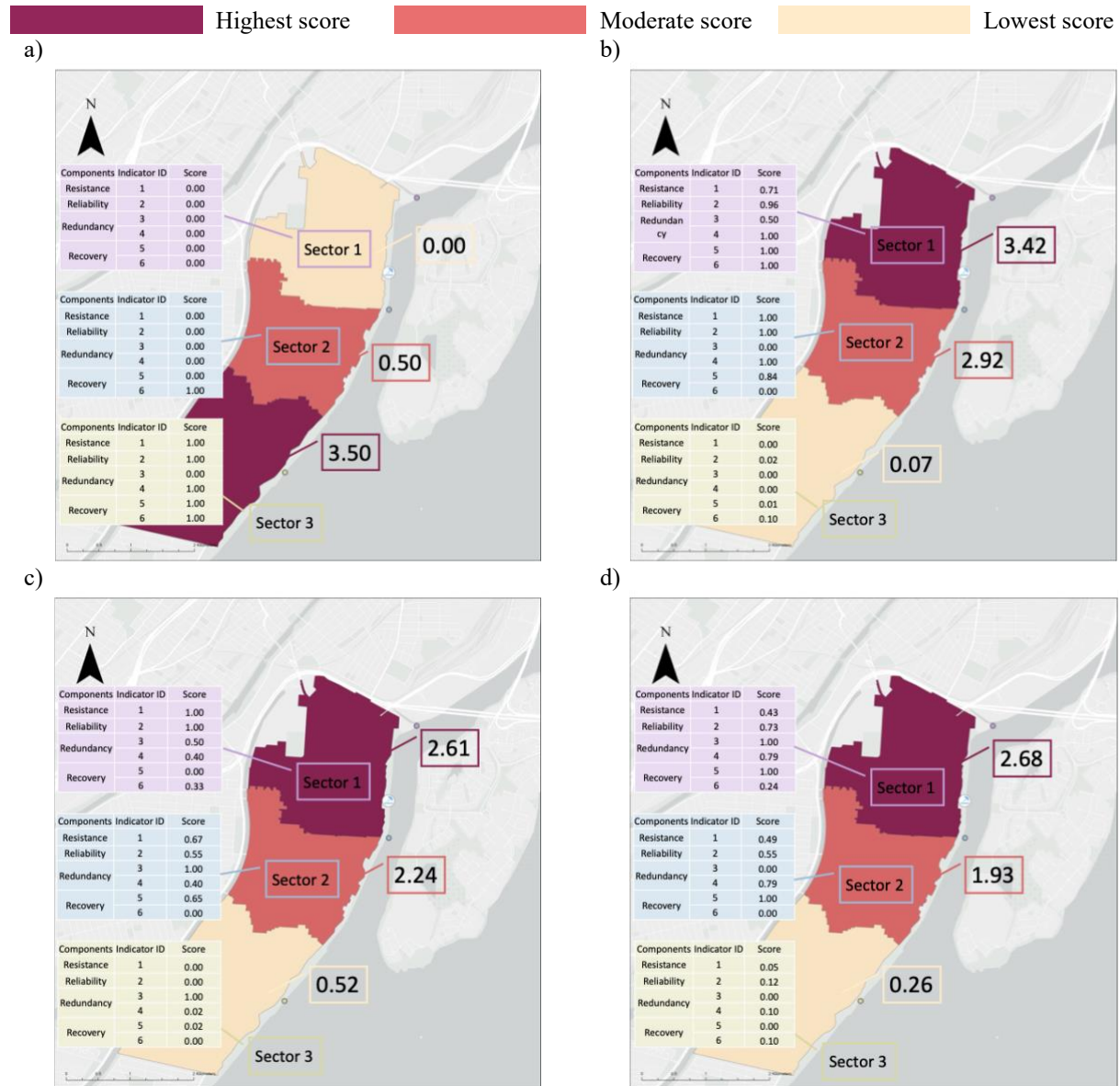


Figure 5-5 Resilience score by sector for the four implementation strategies with an implementation rate of 10% (a) opportunity, (b) needs, (c) specific and (d) all and with an implementation rate of 25% (e) opportunity, (f) needs, (g) specific and (h) all. Each table show the calculated score for each indicator by sector.

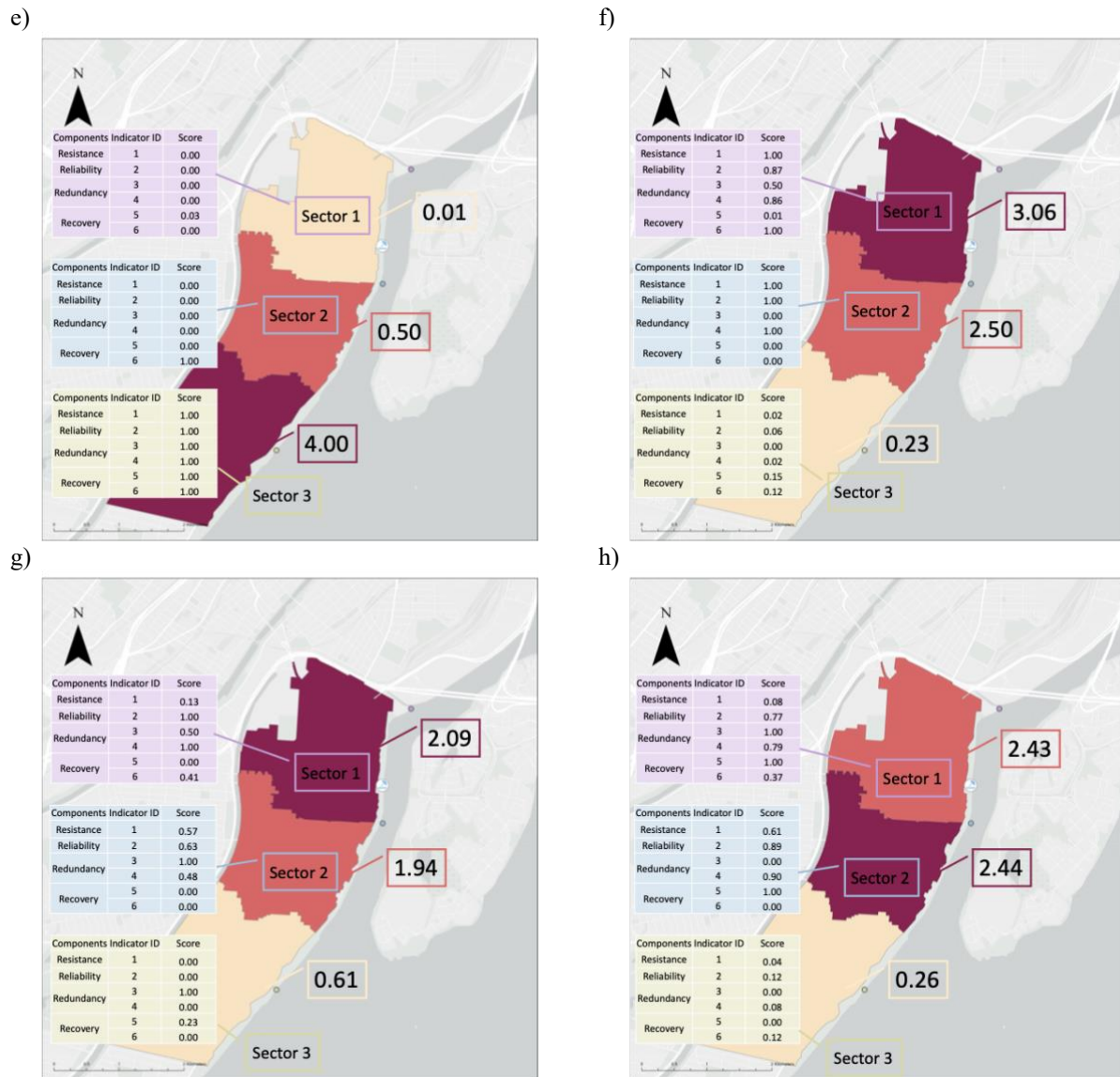


Figure 5-5 Resilience score by sector for the four implementation strategies with an implementation rate of 10% (a) opportunity, (b) needs, (c) specific and (d) all and with an implementation rate of 25% (e) opportunity, (f) needs, (g) specific and (h) all. Each table show the calculated score for each indicator by sector (suite)

Resilience scores by sector for the four BGI implementation strategies at both 10% and 25% implementation rates are illustrate in Figure 5-5. Results reveal clear spatial and strategic variations. For the strategy based on the *opportunities* perspective Sector 3 shows the highest resilience scores at both implementation levels. In contrast, for the *specific*, *needs*, and all *strategies*, Sector 1 generally benefits the most, while Sector 2 shows relatively stable performance across strategies.

At the 10% implementation level, the *needs* and *specific* strategies yield the highest resilience in Sector 1, with scores ranging from 0 (*opportunities*) to 3.42 (*needs*). In Sector 2, the *needs* strategy also leads, with scores between 0.50 (*opportunities*) and 2.92 (*needs*). In Sector 3, the opportunity strategy performs best with scores ranging from 0.07 (*needs*) to 3.50 (*opportunities*).

At the 25% implementation rate, in Sector 1, the *all* and *needs* implementation strategies achieve the highest resilience scores across most components of resilience. Scores range from 0.01 (*opportunities*) to 3.06 (*needs*). In Sector 2, both the *all* and *needs* implementation strategies perform best, with total resilience ranging from 0.50 (*opportunities*) to 2.50 (*needs*). In Sector 3, the *opportunities* implementation strategy produces the highest resilience score, with values ranging from 0.23 (*needs*) to 4.00 (*opportunities*). Under the 25% implementation rate, the *specific* scenario yields the best results across all three sectors for the redundancy component indicating that prioritizing these targeted objectives would most effectively reduce overflow events and UHI.

As the BGI implementation rate increases from 10% to 25%, the resilience scores become more polarized. At 10%, the impacts are relatively moderate and evenly distributed across sectors and resilience components. However, at 25%, the differences increase, some indicators achieve maximum scores while others remain very low. This suggests that the benefits of BGI implementation are not equally shared and that higher implementation may intensify disparities rather than reduce them.

Indicator-level analysis reveals further nuance. At 10%, the *needs* strategy obtains the highest score in Sector 1 for indicators 4 (UHI), 5 (Number of hours with stormwater flows exceeding sewers), and 6 (Maximum runoff), indicating strengths in redundancy and recovery. The *specific* strategy outperforms the other alternatives for indicator 1 (Contamination load for *E. coli*) and 2 (Mean runoff), emphasizing resistance and reliability. The *all* strategy is the most effective in mitigating indicator 3 (CSO events), while the *opportunities* strategy performs poorly in Sector 1 for all indicators. In Sector 2, the *needs* strategy performs best, though results are more evenly distributed across strategies. In Sector 3, the *opportunities* strategy gets the best score across all indicators.

At the 25% level, the dynamics are similar. The *needs* strategy is strong in Sectors 1 and 2, particularly for indicators concerning contamination load (1), mean runoff (2), and UHI (4), suggesting wide-ranging hazard mitigation potential.

The *specific* strategy is still reducing CSO events (3) effectively, and the *all* strategy performs best for indicator 5 (Number of hours with stormwater flows exceeding sewers). In Sector 3, the *opportunities* strategy remains the best across indicators.

Table 5-7 shows the results for each indicator and component for all strategies at both implementation rate (10% and 25%). The total of resilience score is also presented (colored lines).

Table 5-7 Indicators and concept score for each scenarios and total of resilience score for each sector (colored lines)

	Concepts	Indicators	All	Opp	Need	Specific
	Resistance	E. coli load [counts/s]	0.43	0	0.71	1
10%	Reliability	Mean runoff [mm]	0.73	0	0.96	1
	Redundancy	Nb overflow [nb]	1	0	0.5	0.5
		UHI [sum]	0.79	0	1	0.4
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1	0	1	0
		Max runoff [mm]	0.24	0	1	0.33
	Sum Resilience (1)		2.68	0	3.42	2.61
	Resistance	E. coli load [counts/s]	0.49	0	1	0.67
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.55	0	1	0.55
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0	0	0	1
		UHI [sum]	0.79	0	1	0.4
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1	0	0.84	0.65
		Max runoff [mm]	0	1	0	0
	Sum Resilience (2)		1.93	0.5	2.92	2.24

Table 5-7 Indicators and concept score for each scenarios and total of resilience score for each sector (colored lines)
(suite)

	Resistance	E. coli load [counts/s]	0.05	1	0	0
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.12	1	0.02	0
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0	0	0	1
		UHI [sum]	0.1	1	0	0.02
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	0	1	0.01	0.02
		Max runoff [mm]	0.1	1	0.1	0
	Sum Resilience (3)		0.26	3.5	0.07	0.52
25%	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.08	0	1	0.13
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.77	0	0.87	1
	Redundancy	Nb overflow [nb]	1	0	0.5	0.5
		UHI [sum]	0.79	0	0.86	1
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1	0.03	0.01	0
		Max runoff [mm]	0.37	0	1	0.41
	Sum Resilience (1)		2.43	0.01	3.06	2.09

Table 5-7 Indicators and concept score for each scenarios and total of resilience score for each sector (colored lines) (suite)

25%	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.61	0	1	0.57
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.89	0	1	0.63
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0	0	0	1
		UHI [sum]	0.9	0	1	0.48
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1	0	0	0
		Max runoff [mm]	0	1	0	0
	Sum Resilience (2)		2.44	0.5	2.5	1.94
	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.04	1	0.02	0
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.12	1	0.06	0
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0	1	0	1
		UHI [sum]	0.08	1	0.02	0
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	0	1	0.15	0.23
		Max runoff [mm]	0.12	1	0.12	0
	Sum Resilience (3)		0.26	4	0.23	0.61

An analysis of trade-offs and correlations between performance indicators is possible from results shown in Table 5-7 and reveals important nuances in the effectiveness of BGI strategies across sectors and implementation levels. In Sector 1 and Sector 2 at the 10% implementation level, the *all* strategy performs well for indicator 5 (Number of hours with stormwater flows exceeding sewers) with a score of 1.00 in both sectors. However, we note a lower performance in most other indicators, such as indicator 1 (Contamination load for *E. coli*) and indicator 2 (Mean runoff), suggesting a clear trade-off between recovery and resistance/reliability components. Similarly, the *specific* strategy in Sector 1 performs well in resistance and reliability (indicators 1 and 2), but

performs poorly in recovery-related indicators (especially indicators 5 and 6), again pointing to internal trade-offs.

Taking into account that resistance is associated with the CSO hazard (indicator 1), reliability with both CSO and urban flooding (indicator 2, reduce runoff), redundancy with CSO (indicator 3) and urban heat island (indicator 4), and recovery with CSO and urban flooding (indicators 5 and 6), these trade-offs can also indicate specific prioritization of certain hazards. For example, the *specific* strategy targets CSO contamination, but less effectively addresses urban flooding (indicator 6) or system overloading (indicator 5). On the other hand, the *all* strategy improve system recovery under flooding but is not as good in reducing contaminant load (indicator 1). These patterns show the importance of selecting BGI strategies not only with resilience components but also with the dominant local hazard profiles.

The *needs* strategy tends to show more balanced scores across all indicators, especially in Sectors 1 and 2 at both implementation levels. At 10%, this strategy shows good results for indicator 4 (UHI) and indicator 5 (Number of hours with stormwater flows exceeding sewers) at the same time, suggesting a positive correlation between UHI and urban flooding mitigation. However, at the 25% level, this correlation becomes negative—UHI scores remain high, but performance on indicator 5 (Number of hours with stormwater flows exceeding sewers) decreases, indicating possible saturation effects or diminishing returns at higher levels of implementation.

Some indicators appear to be uncorrelated, which is also an important observation. For instance, indicators 1 (Contamination load for *E. coli*) and 3 (CSO events) do not show any clear positive relationship across sectors or strategies, despite being both measured at overflow points. Similarly, indicators 2 (Mean runoff) and 6 (Maximum runoff) show weak or no correlation in Sectors 1 and 2, under the 10% implementation level. In contrast, in Sector 3, these two indicators seem to be correlated potentially due to different hydrological dynamics or spatial constraints.

Importantly, the *needs* strategy shows the least trade-offs, in Sectors 1 and 2, by maintaining relatively high and balanced scores across most indicators while the *opportunities* strategy performs best for sector 3. This suggests different implementation strategies should be considered depending on the sector. Furthermore, when comparing implementation levels, while overall patterns remain consistent, increases in performance tend to plateau in some indicators.

For example, certain scores improve only marginally or not at all between the 10% and 25% levels, revealing a diminishing returns or saturation thresholds for some resilience components.

Overall, the results emphasize that the effectiveness of BGI interventions is highly dependent on both the implementation strategy and the sectoral context. This underscores the importance of developing locally tailored approaches for optimizing urban resilience.

5.5 Discussion

5.5.1 Applying the resilience framework

The use of a spatial multicriteria analysis tool made it possible to identify the most strategic sites for implementing BGI based on a variety of criteria (referred to as objectives). During the implementation of BGI, various trade-offs must be considered: for example, between stormwater management and ecological connectivity (Meerow & Newell, 2017). However, important synergies—such as between stormwater and urban heat island mitigation—were also observed in priority areas, highlighting the need for a strategic spatial planning approach to maximize ES benefits (Meerow & Newell, 2017). Our study further demonstrated that multiple benefits can be achieved simultaneously when BGI is implemented using an appropriate and well-targeted strategy. This highlights the importance of adaptive planning that aligns strategies with local needs and urban morphology. A one-size-fits-all approach risks underperformance or missed opportunities.

Sectors 1 and 2 are predominantly residential and are intersected by roads classified as municipal collectors. These sectors also have a higher imperviousness, with larger areas covered by roads, sidewalks and roofs. A study by Ahiablame and Shakya (2016) found that BGI interventions targeting road runoff were more effective in reducing flooding than those focusing on parking lots and rooftops, as roads make up a larger share of impervious surfaces. This highlights the significant potential of bioretention, when implemented in urban settings, to mitigate the impacts of climate change on urban drainage system performance, all while occupying only a small fraction of the total impervious area (Benoit et al., 2025). In contrast, Sector 3 is characterized by more green space and less residential development, resulting in lower imperviousness. This sector contains fewer roads overall—mainly due to the presence of large institutional area with a park—and the roads that do exist are primarily local streets, which cover a smaller surface area.

Land use type is a key factor in explaining performance of the *needs* and *specific* strategies in Sectors 1 and 2 (Paquin, 2020; Rodriguez et al., 2024). Several objectives form the hierarchy (supplementary material section 4, Figure S4-1)—notably 5.1 and 6.1 (land use type, population density), 7.2 (road type), as well as 8.1, 9.1, and 9.2 (increase green cover, exposure to urban flooding, exposure to UHI) are indirectly influenced by the characteristics of the land use.

These sectors (1 & 2), being more densely built and having a higher proportion of impervious surfaces, have a greater need for BGI. By prioritizing areas with the highest needs, the *needs* and *specific* strategies are better aligned with these objectives, which explains their stronger performance in sectors 1 and 2. Sector 3 has a lower BGI requirement, so resilience is more effectively improved when we consider only the objectives linked to the opportunities offered by the territory, such as ease of implantation. This highlights the spatial variability of resilience, as well as how the implementation of BGI can influence resilience differently depending on where and how and where it is deployed (Bertilsson et al., 2019; Rodriguez, Fu, et al., 2020). This suggests that while opportunity-based implementation is efficient in leveraging existing spatial conditions (e.g., green space, available surface), it may not always deliver holistic resilience across all metrics. Other key factors influencing resilience include reducing runoff, lowering impervious surface percentages, increasing land use diversity, and providing more recreational areas—all of which contribute to higher resilience (Fu et al., 2021; Miguez & Veról, 2017; Paquin, 2020).

The results show that differences between sectors have a significant impact on resilience, underlining the importance of conducting resilience analyses at multiple locations within the catchment—an observation that aligns with the findings in Rodriguez et al. (2024). Changing the land use by adding BGI also reduced the temperature making the city more resilient to UHI, this can help reduce health risk (Carvalho et al., 2017). Given the public health challenges associated with both UHI and stormwater events, BGI emerges not only as an environmental solution but also as a key tool for promoting wellbeing (Kremer et al., 2016; Walker, 2021; Wolch et al., 2014). This underlines the need to carefully consider spatial placement when selecting BGI implementation strategies. A well-structured and locally adapted planning approach can significantly improve urban resilience, since the structure of the urban system itself plays a critical role (D. Zhang et al., 2021). Rather than relying on a uniform strategy, it is essential to adopt a context-sensitive approach to fully realize the potential of BGI.

Even if higher BGI implementation rates can bring greater benefits, our findings indicate they may also exacerbate spatial inequalities if not carefully planned. When implementing BGI at 25%, some indicators are improved significantly, while in others, gains remained marginal. The disparities in the benefits distribution underscores the need to ensure equitable planning in BGI implementation, particularly in urban areas where socio-environmental vulnerabilities are localized (Meerow et al., 2019). For example, in Sector 3, although the *opportunities* strategy yields the highest increase in resilience, this sector also includes a Mental Health University Institute, which support a population that may be more vulnerable to the effects of UHI (INSPQ, 2022). This raises important equity concerns, as resilience gains may not align with the spatial distribution of vulnerability. Moreover, data from Université Laval show that Sectors 1 and 2 demonstrate a significantly higher adaptive capacity compared to Sector 3, which has a more limited capacity to act. This index includes various factors, such as distance to the closest healthcare facility or access to public cooling infrastructure like pools or parks (Département de géographie de l'université Laval, 2018). These findings emphasize the importance of integrating social vulnerability and capacity-to-act metrics in BGI planning to prevent increasing inequalities that already exist while enhancing environmental resilience.

In contrast to studies suggesting that BGI implementation strategies cannot simultaneously achieve high performance in reducing both UHI and urban flooding (Cuthbert et al., 2022), our results show that such synergy is possible depending on the context. Specifically, the implementation strategy based on the *needs* perspective shows balanced performance across the indicators that are associated with water management (2, 5, and 6) and UHI mitigation (indicator 4), particularly in Sectors 1 and 2 at the 10% implementation level. This finding aligns with He et al. (2019), who highlight the potential of BGI to enhance flood control and urban thermal regulation at the same time. Furthermore, there are links between water management strategies (e.g., indicators 2, 3, 5, and 6 in our analysis) and UHI reduction, suggesting that multi-hazard mitigation can be achieved through carefully planned BGI interventions (Meerow, 2019; Meerow & Newell, 2017). Meerow (2019); Meerow and Newell (2017) also points to possible synergies between UHI mitigation and improved air quality, reinforcing the idea that well-planned BGI can support multiple urban resilience goals simultaneously.

Overall, our findings highlight the need for strategic BGI planning that not only aligns with local hazard profiles but also leverages cross-benefits across environmental and climatic domains—ideally through a combination of needs-based prioritization in vulnerable sectors and opportunity-based interventions where co-benefits can be maximized.

5.5.2 Study limitations

Accurately representing and reporting the parameterization of BGI including aspects such as routing and width parameters, in models is crucial for effectively evaluating the performance of BGI strategies (Rodriguez et al., 2024). While this falls outside the scope of our study, future research should carefully consider this aspect to enhance our understanding of how BGI parameterization in models influences the outcomes of key performance indicators.

Additionally, while this study focuses on bioretention systems, SSANTO proposes various types of BGI, which could be tested by proposing different implementation strategies for different types of BGI based on SSANTO's suitability maps (Lacroix et al., 2024). Future studies could also explore the possibility of combining different BGI types, selecting specific types and sites based on the highest quantiles of suitability, to assess their combined impact on resilience and CSO discharge. Such combinations may prove to be more effective on enhancing resilience than deploying a single type of BGI, as they can harness complementary functions and better adapt to spatial and hydrological variability (Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024; Fry & Maxwell, 2017; Rodriguez, Fu, et al., 2020).

The indicators chosen for this study are primarily aligned with the needs perspective of the objective hierarchy developed by Lacroix et al. (2024), either directly (objectives 5.2 Reduce CSO, 9.1 Exposure to urban flooding, and 9.2 Exposure to UHI) or indirectly through the selection of attributes used to represent these objectives. As such, the resilience analysis framework largely addresses the needs objectives. To evaluate other aspects of resilience—by considering additional objectives—it would be possible to use other tools to generate quantitative indicators. For example, the I-Tree software can be used to quantify indicators related to air quality (Hilde & Paterson, 2014).

Similarly, the InVEST tool could help assess additional indicators such as water retention capacity, urban flood mitigation, carbon storage and sequestration, scenic quality, and urban nature access (Natural Capital Project, 2025). This would allow mapping all need-related objectives within the hierarchy, helping us identify which ones most significantly impact a territory's resiliency.

In our methodology, when two indicators represent one concept, we decided to average them to compute the overall indicator value. This simplifies the analysis but can influence the resulting resilience score. To evaluate the robustness of this approach, we conducted a short sensitivity analysis by comparing different methods for combining indicators, such as calculating the average or using minimum and maximum values to observe the effect on the total resilience score. This analysis indicated that the redundancy component is more sensitive to variations than the recovery component when we aggregated the indicators. In particular, the *all* strategy consistently demonstrated the highest sensitivity. For redundancy, the sensitivity of the *all* strategy reflects how strongly the final score can vary depending on how the input indicators are combined. This variation can be attributed to the wide range of values observed among the contributing indicators. In contrast, other strategies like *opportunities* and *specific* showed a more moderate sensitivity, while *needs* appeared the most stable, with little variation across aggregation methods. This suggests that the *needs* strategy is more robust when faced with different approaches to indicator combination. A similar trend was observed for the recovery component. The *all* strategy was identified as the most sensitive, with important differences in the resulting resilience scores depending on the aggregation method. The *opportunities* and *specific* strategies were moderately affected, while the *needs* strategy again was the least sensitive.

Overall, this analysis shows that the method used to aggregate indicators can influence the resilience score, particularly for the *all* strategy. Depending on the objectives of the assessment or the targeted hazards, more robust strategies like *need* may be preferable to ensure consistent and reliable results across different aggregation choices. Importantly, although these variations have an impact on the absolute resilience scores, they do not affect the relative ranking of the strategies.

5.6 Conclusion

The novelty of this research lies in the development and application of a resilience analysis framework that integrates both stormwater infrastructure resilience—focusing on overflows and runoff reduction—and public health aspects such as heat island mitigation and flood risk. Even though we do not explicitly address all aspects of socio-ecological resilience, we indirectly incorporate dimensions related to public health through indicators associated with urban heat islands and urban flooding. The main objective was to establish a structured and adaptable approach to assess urban resilience in a way that supports decision-making.

Applying this framework to an urban territory in Southern Quebec enabled the identification of BGI strategies best suited for different sectors within the study area. The framework proved particularly useful for comparing implementation strategies generated by the SSANTO tool, showing how the performance of each strategy varies depending on the spatial context—underscoring the need for localized and context-specific planning.

A key strength of this study is its use of PCSWMM outputs as the foundation for several resilience indicators. Given PCSWMM's widespread use in municipalities worldwide to simulate and evaluate stormwater management solutions, the proposed framework can be readily adopted in other urban contexts where PCSWMM models are already in use. It provides a practical way to enhance the use of existing hydrological models, supporting more integrated decision-making that considers trade-offs and synergies among various BGI impacts. Moreover, in a context of urban densification, where space is limited, choosing BGIs that offer multiple co-benefits, such as overflow reduction, heat mitigation, and improved water quality, ensures a more efficient use of public space and investment. Beyond PCSWMM, this study also demonstrates how correlations between imperviousness and UHI classes can inform planning decisions to enhance synergies in hazard mitigation. This method, along with the broader resilience framework, has strong potential for replication and adaptation in other cities facing similar urban challenges.

As a next step, the integration of qualitative indicators, such as insights from expert judgment and stakeholders, could improve the analysis of the resilience by including aspects of resilience that are not easily quantified.

For instance, indicators related to governance and social acceptability, and ability to learn could be included using methods like scoring or ranking exercises. Including such perspectives would make the framework more holistic and aligned with the real decision-making processes.

In addition, incorporating climate change projections would improve the long-term relevance of the analysis. However, this was not undertaken in the current study due to methodological limitations. SWMM requires high-resolution precipitation data at short time intervals (e.g., 5 minutes), whereas most climate model outputs are available at coarser temporal scales. Downscaling or disaggregating climate data to the necessary resolution can introduce significant uncertainty and bias, which could compromise the reliability of the model outputs and, consequently, the derived indicators. Therefore, while important, the integration of future climate scenarios remains a methodological challenge and is identified here as a priority for future research.

Declaration of generative AI in scientific writing

During the preparation of this work the author(s) used ChatGPT in order to improve readability and language. After using this tool, the author(s) reviewed and edited the content as needed and take(s) full responsibility for the content of the publication.

Funding sources

This work was supported by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC RGPIN-2018-04481), by the Institute for Data Valorisation (IVADO PRF-2019-3295824760). This research project has received funding from the *ministère de l'Économie, de l'Innovation et de l'Énergie du Québec (projets d'innovation sociale)*.

CRedit authorship contribution statement

J. Petrucci: Writing – review & editing, Writing – original draft, Visualization, Software, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **S. Bel Yaagoubi:** Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation. **J. Jalbert:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition, Conceptualization. **S. Dorner:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition, Conceptualization. **F. Bichai:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition, Methodology, Conceptualization.

Declaration of Interest statement

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

We sincerely thank our partners for their invaluable contributions to this research. Special appreciation to the partner city representatives for their assistance. We also acknowledge our colleagues and our partners for their insightful discussions and feedback.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3: CAN BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE MITIGATE WATERBORNE INFECTION RISK THROUGH RECREATIONAL ACTIVITIES IN DENSELY URBANIZED WATERWAYS?

Ce chapitre est présenté sous forme d'un article scientifique soumis dans *Environmental Science: Water Research & Technology* le 27 juillet 2025.

Contribution : Rédaction (révision et édition), rédaction (brouillon original), Visualisation, Logiciel, Méthodologie, Investigation, Analyse, Organisation des données, Conceptualisation, Recherche bibliographique

Can blue-green infrastructure mitigate waterborne infection risks through recreational activities in densely urbanized waterways?

J. Petrucci¹, J. Derx^{3,7}, R. Sommer^{5,7}, J. F. Schijven⁴, H. Müller-Thomy^{3,5}, S. Dorner¹, J. Jalbert² and F. Bichai¹

¹ Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada

² Department of Mathematical and Industrial Engineering, Polytechnique Montreal, 2500 Chem. de Polytechnique, Montreal, Quebec QC H3T 1J4, Canada

³ Institute of Hydraulic Engineering and Water Resource Management, TU Wien, Karlsplatz 13, 1040 Vienna, Austria

⁴ Environmental Hydrogeology Group, Geosciences, Utrecht University, Budapestlaan 4, 3584 CD Utrecht, The Netherlands

⁵ Leichtweiß Institute for Hydraulic Engineering and Water Resources, Department of Hydrology and River Basin Management, Technische Universität Braunschweig, Brunswick, Germany

⁶ Institute for Hygiene and Applied Immunology, Unit Water Hygiene, Medical University of Vienna, Vienna, Austria

⁷ Interuniversity Cooperation Centre Water & Health, Vienna, Austria (www.waterandhealth.at)

Highlights

- CSOs pose critical environmental and public health challenges
- Increased precipitation under climate change must be considered in CSO management
- Integration of hydrologic and QMRA models for a river
- Blue-green infrastructure (BGI) reduces the probability of infection for all seasons
- Adding 3% BGI is equivalent to adding 28000m³ storage in terms of infection risk reduction

Abstract

Combined sewer overflows (CSOs) release pathogens into urban recreational water bodies and pose a threat to water quality, ecosystems, and public health. This risk is expected to increase with climate change, as more frequent and intense rainfall events are likely to exacerbate the number of overflows. Exposure to contaminants from CSOs can cause waterborne diseases, underscoring the need for effective stormwater management strategies. Blue-green infrastructure (BGI) offers a sustainable solution to mitigate the adverse impacts of CSOs while enhancing urban resilience through multiple co-benefits. This study combines hydrologic modeling with quantitative microbial risk assessment (QMRA) to assess the potential of BGI implementation strategies ranging from 0% to 50% of converted impervious surfaces, to mitigate the impacts of climate change on the microbiological quality and safety of urban rivers used for recreation downstream of CSOs. A strategy involving increased storage capacity by 28000 m³ was also considered to compare its performance in terms of risk reduction with BGI implementation. The approach was applied to an Austrian urban river catchment frequently used for recreational activities such as swimming, wading, and playing. Three planning horizons were analyzed - baseline (C20), near-term future (NTF) and long-term future (LTF). Results show that BGI reduces the probability of infection across all seasons, with the highest benefit observed in summer when recreational water use peaks. For *Cryptosporidium*, the 95th percentile infection risk in a worst-case scenario (i.e., children swimming in the river) is reduced, when adding 50% of BGI, by 0.4 log₁₀ for the C20 period, 0.5 log₁₀ for the near-term future, and 0.6 log₁₀ for the long-term future, demonstrating the potential of BGI to improve the safety of recreational waters under changing climate.

Graphical abstract

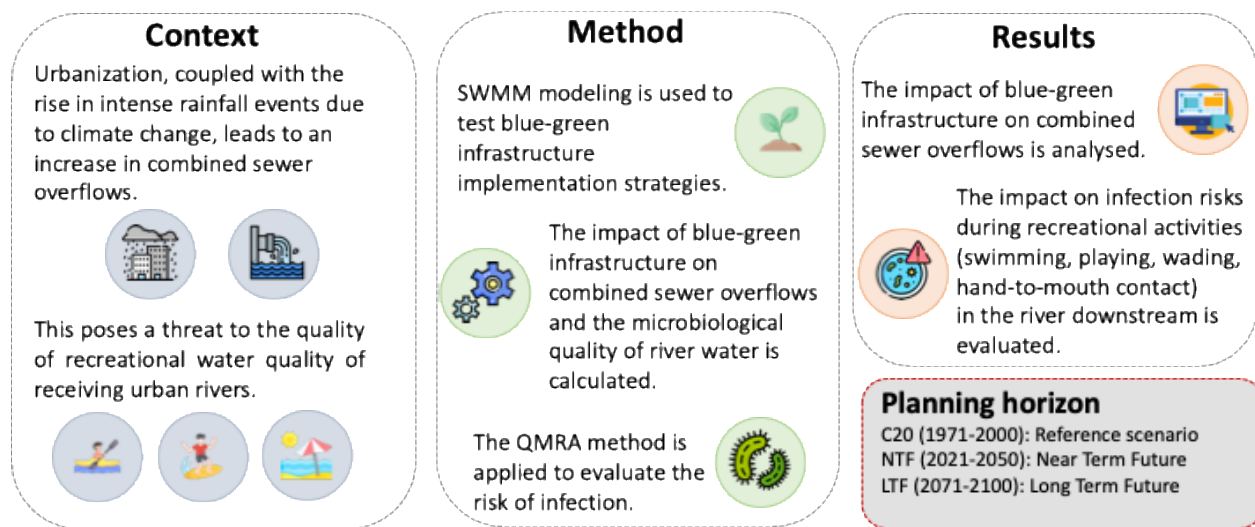


Figure 6-1 Résumé graphique article 3

Keywords

Climate change, Combined sewer overflow, QMRA, Infection risk, Blue-Green infrastructure, Recreational water risk

6.1 Introduction

Adequate urban water quality is critical for recreation, drinking water, and irrigation. Combined sewer overflows (CSOs) occur when the drainage system exceeds its capacity during rainfall or snowmelt events, leading to the direct discharge of untreated wastewater—a mix of sanitary sewage and runoff often containing contaminants—into receiving streams (Joshi et al., 2020; Madoux-Humery et al., 2013; Olds et al., 2018) posing significant public health risks (Haley et al., 2024; Miller et al., 2022; Pongmala et al., 2015; USEPA, 2004). At the European Union scale, the estimated annual volume of CSO was approximately 5.7×10^3 million cubic meters, highlighting the important impact of urban stormwater discharges on receiving water bodies (Emanuele Quaranta et al., 2022).

Climate change is expected to intensify precipitation, increasing the frequency of CSOs in North America and Europe by 2100, with the potential to release higher concentrations of pathogens into urban waterways leading to public health concerns for recreational activities such as swimming

(Derx et al., 2023; Patz et al., 2008; J. Petrucci et al., 2025). Increased CSO frequency, combined with changes in pathogen loads, water temperature, and flow regimes, may exacerbate contamination downstream CSOs (Derx et al., 2023; Leveque et al., 2021; Patz et al., 2008; Sterk et al., 2016; USEPA, 2008). When CSOs coincide with swimming periods, the risk of exposure intensifies (Sterk et al., 2016). Derx et al. (2023) quantified this increase in a central European context, showing that the CSO volumes are projected to increase by 21–31% for near-term futures (NTF, 2021–2050), and by 28–53% for long term future (LTF, 2071–2100) compared to the reference planning horizon (C20, 1971–2000), depending on the season. These increases directly translate into heightened public health risks.

Summer is a period when people are more inclined to enjoy water bodies for recreational activities: more people are swimming and for longer periods. However, it is also the time when the number of CSOs can be the highest because of intense summer precipitation (Jalliffier-Verne et al., 2015; Schroeder et al., 2011). The impact of CSOs is more severe during this period, as in Europe, for example, it typically coincides with low flow regimes (Even et al., 2007; Willems & Olsson, 2012). Swimming in unmonitored sites after CSOs can expose people to undetected pathogens, highlighting the need to ensure safe swimming water quality.

Having access to waterways for recreation in urban areas is beneficial for the population, since water-based activities in urban environments enhance citizens' quality of life by providing opportunities for improved health and wellness, environmental protection, and economic development (Schneider, 2009). With climate change increasing water exposure via higher temperatures and heatwaves by 2050, mitigating CSOs is crucial to maintain swimming water quality, reduce health risks, and ensure safe urban recreation (Leveque et al., 2021). In Europe, climate change is expected to worsen heat-related morbidity and mortality, posing serious challenges to public health systems and reinforcing its role as a major environmental health risk (García-León et al., 2024; Merte, 2017).

Greening strategies, such as BGI implementation, can help reduce the effects of high temperatures, thereby mitigating health risks associated with heat exposure (Marando et al., 2019; Sadeghi et al., 2022; Zander S. Venter et al., 2020; H. Zhou et al., 2023). While many cities are located near water, these blue spaces are often not fully integrated into urban planning, and their public health benefits are frequently overlooked by planning authorities (Wuijts, de Vries, et al., 2022).

Research has shown that water environments, similar to other natural spaces, offer societal benefits for health and well-being by reducing heat stress, promoting physical activity, encouraging social interaction, and facilitating relaxation (Gascon et al., 2017; White et al., 2020; World Health Organization, 2016b). Safe access to blue spaces is therefore essential for communities in terms of both mental and physical health.

Blue-green infrastructure (BGI) provides a potential solution for water quality problems. They promote integrated stormwater management by replicating key elements of the natural water cycle, including infiltration and evapotranspiration (MELCC, 2014; USEPA, 2021b). BGI mitigates CSO impacts and reduces microbial contamination by capturing runoff and filtering pollutants, reducing swimming water contamination (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; USEPA, 2014), in addition to offering many co-benefits to communities such as reducing heat islands, improving the urban living environment, promoting active mobility, and improving air quality (Anquez & Herlem, 2011; Dagenais et al., 2017; C. Li et al., 2019; MELCC, 2014; Rayfiel et al., 2015; Tsai et al., 2019). By protecting recreational water areas, especially during hot summer months, BGI can help ensure safe and enjoyable spaces for aquatic activities (Sterk et al., 2016; Wuijts, Friederichs, et al., 2022). Sojobi and Zayed (2022) highlighted a research gap on rain gardens for stormwater reduction related to public health and called for studies on their role in mitigating CSOs and pollution.

Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) is a widely used approach to estimate health risks from microbial hazards in water, including from pathogens released during sewage overflows (Derx et al., 2023; Eregno et al., 2016; Kozak et al., 2020; McBride et al., 2013; Timm et al., 2016). QMRA is an effective tool to support recreational water quality management, providing quantitative results for comparing management strategies (Eregno et al., 2016; Kozak et al., 2020; McBride et al., 2013).

European studies show measurable gastrointestinal illness (GI) risks from recreational exposure after rainfall and CSOs, with virus posing the highest risk (Derx et al., 2023; Eregno et al., 2016; Timm et al., 2016). Timm et al. (2016) estimated viral GI illness risks between 0.9% and 2.6%, and lower but non-negligible risks for *Cryptosporidium* (0.014%) and *Giardia* (0.0084%). Derx et al. (2023) projected up to 8% infection risk per exposure under future scenarios, highlighting the need for mitigation.

Building on this, our study assesses the effectiveness of blue-green infrastructure (BGI) in reducing CSO-related infection risks by modeling hourly infection probabilities over a 30-year period. While previous work has examined BGI's role in reducing pathogen loads or diffuse pollution (Oluk, 2023; Rosa et al., 2024), its potential to protect urban swimming sites from CSO impacts under climate change has not been studied, to our knowledge.

The approach integrates hydrological modeling with quantitative microbial risk assessment (QMRA), building on the methodology of Derx et al. (2023) by additionally implementing BGI. Specifically, rainfall time series data from regional climate models are downscaled to sub-daily scales and integrated into precipitation scenarios used as input for urban hydrological modeling in Personal Computer Storm Water Management Model (PCSWMM). CSO discharges and pathogen concentrations in overflow water are predicted using PCSWMM. Rainfall-runoff modeling simulates river discharges across historical and projected climate scenarios based on the bias-corrected ÖKS15-projections (Chimani et al., 2018).

6.2 Method

Figure 6-2 presents an overview of the methodology developed in this study.

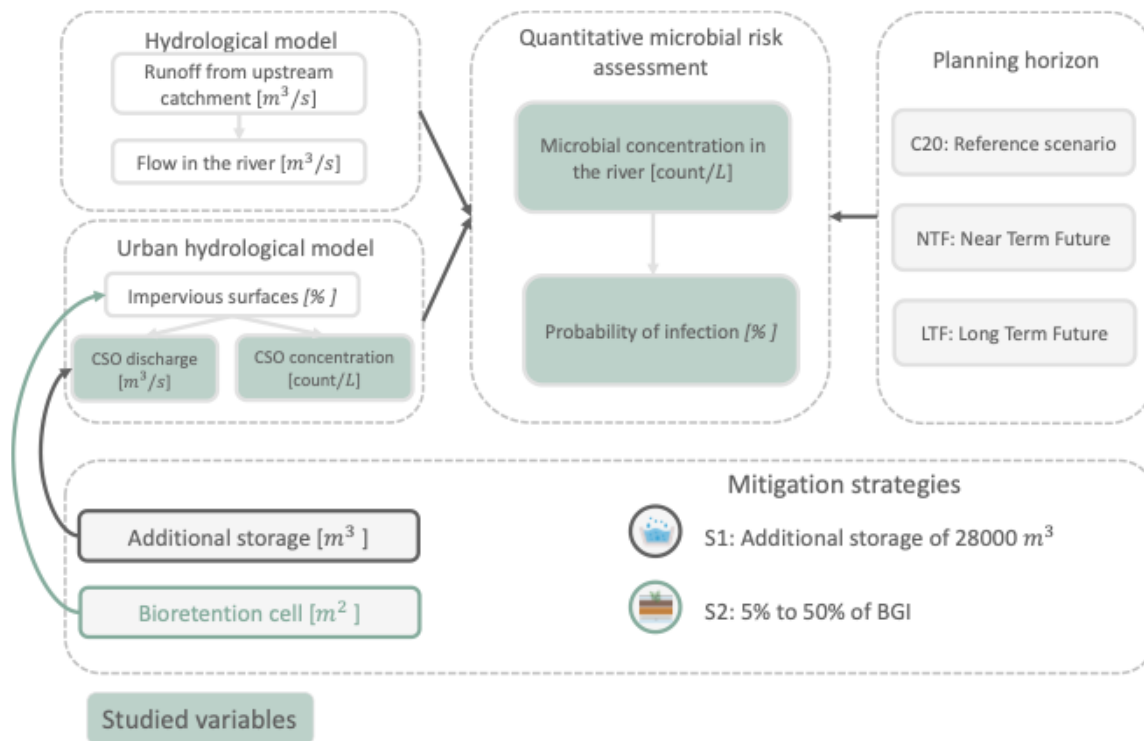


Figure 6-2 Conceptual diagram of the approach adopted in the study

The PCSWMM urban hydrological model simulated CSO discharges and pathogen concentrations, while a separate 1D river model accounted for upstream runoff and river flow. Combined microorganism data were used to calculate downstream infection risks across seasons (winter, spring, summer, autumn) and three planning horizons: reference (C20, 1971–2000), near-term future (NTF, 2021–2050), and long-term future (LTF, 2071–2100) following Derx et al. (2023). Bioretention was modeled from 0% to 50% in 5% increments, alongside a recently implemented storage measure at the study site. Bioretention cells are small depressions with a surface area determined by the drainage catchment, which capture some of the runoff from roofs, streets, and walkways (Lapierre & Pellerin, 2018; MELCC, 2014; USEPA, 2021b).

6.2.1 Study site description and data

The study area is a river catchment in Vienna, Austria, with a population of about 148,000 people. The river originates west of Vienna and receives inflows from several tributaries. It is primarily fed by runoff from urban and forested flysch areas. The sewer system is modeled using a PCSWMM sewer system sharing the same catchment area, proportions of landuse and topographic gradients as the real study site, and real rainfall data from the study site. Figure 6-3 shows a schematic representation of the studied area.

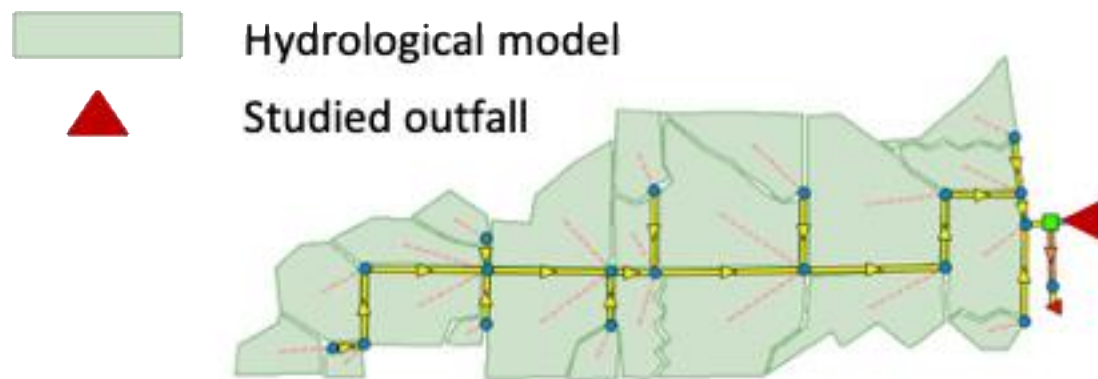


Figure 6-3 Schematic study area with hydrological and urban hydrological model domain

Although not officially a swimming site, the river is used year-round for recreation and serves during summer to refresh through activities like playing and wading.

6.2.2 Climate scenarios

For the climate impact analysis, we used the bias-corrected ÖKS15 projections (CCCA, 2020; Chimani et al., 2018), based on regional climate models (RCMs) from the EURO-CORDEX initiative, which in turn are based on global climate models (GCMs) from the CMIP5 framework (Taylor et al., 2012). ÖKS15 includes 13 GCM–RCM combinations for each of the RCP4.5 and RCP8.5 scenarios.

Of the 26 total combinations, five were removed due to significant underestimation of rainfall in Eastern Austria (study region), and due to missing data (Chimani et al., 2018).

This results in 21 GCM-RCM combinations that were applied in the study by Derx et al. (2023). For this study, from the 21 model runs, we selected three climate scenarios (C63, C73, C77, see supplementary material S1 for the complete list) which reflected the full range of possible increases in future infection risks (marked as coloured dots in Derx et al. (2023), Fig. 7). The study by Derx et al. (2023) indicated that infection risk variability was greater across different seasons than across climate scenarios or rainfall disaggregation implementations. In total, thirty implementations of the disaggregated rainfall time series were applied for each planning horizon (C20, NTF, and LTF). For CMIP6 no regional climate model results were available for Austria when we conducted the study. However, although differences between climate periods C20, NTF and LTF are studied, the focus of the manuscript is on the impact on BGI and its effectiveness on reduction of infection risks. Using CMIP6 instead of CMIP5 would probably change the numbers of the results, the shown impact of BGI will remain the same – so the main message is still valid.

Disaggregated rainfall time series are used to increase the temporal resolution of climate-projected rainfall data, making them suitable for use in hydrological models. In this study, daily rainfall time series from the three selected climate scenarios were disaggregated to 5-minute intervals using the micro-canonical cascade model, selected for its proven performance in previous studies (Müller & Haberlandt, 2015; Müller-Thomy, 2019, 2020) as suggested in Derx et al. (2023). These disaggregated rainfall time series were then applied to the artificial sewer system model and the rainfall-runoff model.

6.2.3 Artificial sewer system

To represent the urban drainage system, an artificial sewage system was used. This is a common approach for evaluating the impacts of rainfall datasets on CSO volumes when complete field data for modeling are lacking (Müller & Haberlandt, 2018). Moreover, artificial systems are often used to validate synthetic rainfall inputs as the one generated by the disaggregation (Kim & Olivera, 2012).

The artificial sewage system used in this study, is adapted from Müller and Haberlandt (2018), and was modified to represent the hydrological characteristics of the study area to ensure the modeled and observed overflow events matched.

The model is not an exact sewer network replica, but an artificial sewer network evaluated on monitored concentrations of enterococci, *Giardia* and *Cryptosporidium* in the river during 2018 – 2021 when CSOs and floods occurred (Derx et al., 2023; Müller & Haberlandt, 2018). Households in the model area connect to a combined sewer system meaning both runoff and sanitary water are in the same conduits. Sub-catchment widths were set based on actual dimensions, ranging from 400 to 3000 m, and surface slopes varied between 1.4% and 7.3%, with a mean of 4.1%, derived from a digital terrain model. The imperviousness was adjusted during calibration. It ranged from 50% to 100% (mean 81%), while conduit lengths ranged from 100 to 6000 m, totaling 31.3 km after calibration. A retention tank with a volume of 40,280 m³ was included to store combined wastewater and stormwater when the treatment plant reaches capacity. Once exceeded, the overflow is discharged into the receiving water via CSOs. Microorganisms enter the sewer only via dry-weather flow C_{dry} [# L⁻¹]. All the initial parameters are adjusted as proposed in Derx et al. (2023). The parameters can be found in the supplementary material S2. The urban hydrological simulations were run continuously to avoid any a priori assumptions about which rainfall extremes could trigger CSOs or the soil moisture conditions preceding rainfall events. This setup allows the model to realistically represent hydrological responses during intense rainfall events.

6.2.4 Rainfall-runoff model (HBV)

The runoff from the river catchment was simulated hourly using a distributed rainfall-runoff model (Blöschl et al., 2008). The model domain area is 199 km², with a spatial resolution of 1 km × 1 km.

The model was calibrated using hourly rainfall and temperature data, with parameters first assigned by Hydrologic Response Units (HRUs) and then adjusted by comparing simulated and observed runoff (1990–2018; NSE = 0.51–0.93, overall NSE = 0.77; (Derx et al., 2023)). The training period is the first year (1990). The calibrated model was then used to simulate the C20, NTF, and LTF planning horizons.

Disaggregated rainfall time series were applied as spatially uniform input, with observed air temperature data from the Hohe Warte meteorological station during the C20 period (Derx et al., 2023).

6.2.5 BGI implementation scenarios

The Low Impact Development (LID) control editor was used to model BGI in the study area, with a focus on bioretention (Rossman, 2017; Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). Bioretention was selected for its effectiveness in managing both the quantity and quality of CSOs, as well as its suitability for densely urbanized areas like our study site due to its compact size (Autixier et al., 2014; Hunt et al., 2006; Hunt et al., 2008; Joshi et al., 2020). They are among the most widely implemented LID practices (Kõiv-Vainik et al., 2022) and can be effectively modeled using the LID module in PCSWMM, making them an ideal choice for this study (Computational Hydraulics International (CHI), 2024). Bioretention are reported to be effective in reducing overflow, lowering contaminant loads, and minimizing runoff (Autixier et al., 2014; Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024).

Bioretention systems consist of several layers (Figure 6-3). Precipitation and runoff infiltrate the soil and gravel layer, then exit via evaporation, further soil infiltration, underdrain flow to the sewer, or surface outflow redirected to the sewer.

The design parameters and soil characteristics for bioretention cells used in this study were set based on data from literature and existing case studies (Autixier et al., 2014; Gougeon et al., 2023; Joshi et al., 2020; Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016) as summarized in Figure 6-4. The modeling of bioretention relies on data from the literature due to the unavailability of site-specific information.

This approach, combined with a case study methodology, allows for the evaluation of the feasibility and performance of the system within a local context while referencing comparable data and is commonly used in the literature (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020).

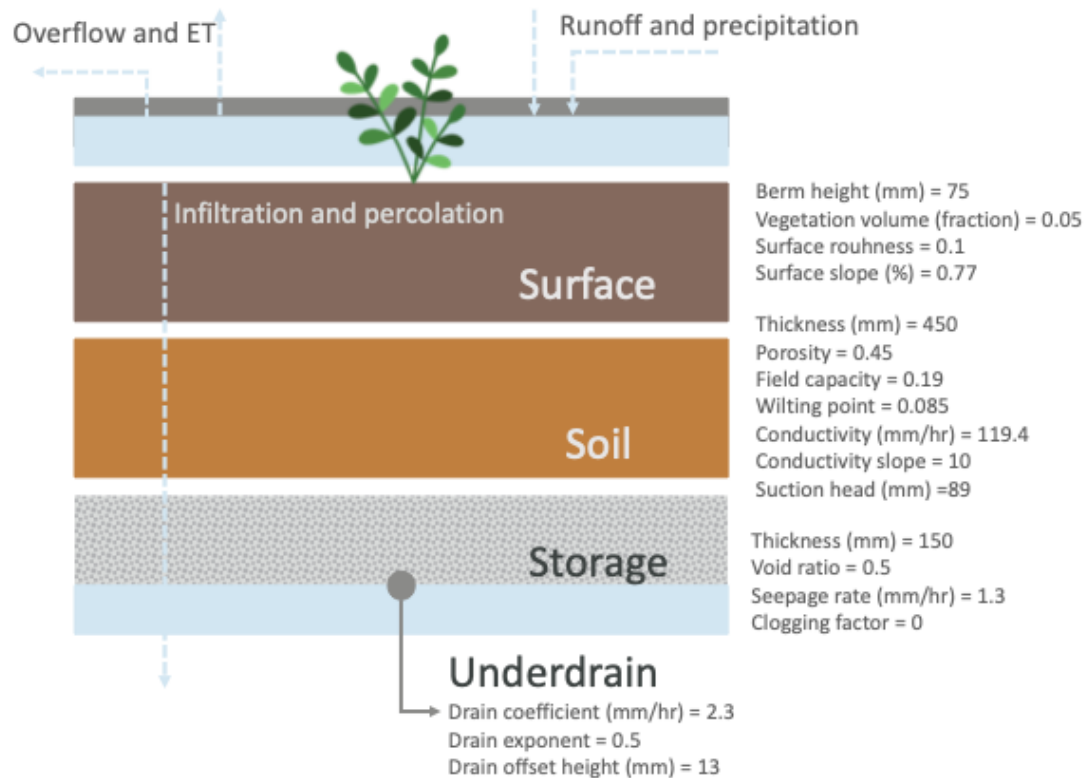


Figure 6-4 Summary of the parameters' values for each layer of the modeled bioretention cells in PCSWMM

To model bioretention in PCSWMM, some parameters (width & imperviousness) need to be recalculated according to the size of the implemented bioretention (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). One of those parameters is the width (W) of the subcatchment, which was calculated as a function of the total area of the sub-catchment and the flow length. Width is a very sensitive parameter (Autixier, 2012), so it is essential to consider it when proposing BGI implementation scenarios. Adding BGI in an existing PCSWMM model (using the built-in LID Editor) creates new flow paths, thus increasing the total flow length (L) in a drainage basin ($W=A/L$).

It is important to note that the width parameter only applies to the part of the sub-catchment not affected by the LID. The width is recalculated for each sub-catchment to more accurately represent the impact of bioretention cell implementation.

Assuming a square shape for the added bioretention areas and using the known implementation area (based on the percentage applied), the width parameter can be recalculated accordingly.

If the new width calculated with the addition of the LID is greater than the initial width parameter, for example due to the shape of the urban drainage basin, the initial width parameter is retained. The percentage of imperviousness was also recalculated according to the percentage of implemented bioretention (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016). The modified percentage of imperviousness is the ratio between the remaining impervious area (after adding the bioretention) and the non-bioretention area. Finally, we set initial saturation at 25%, treated impervious areas at 30%, and treated permeable areas at 10%, based on a previous study with similar bioretention setup (Bouattour, 2021).

Bioretention implementation strategies were based on the assumption that different percentages of impervious surfaces could be converted to bioretention, in a way that preserves the original surface functionality—for example, roads remain drivable and sidewalks remain accessible—while effectively reducing runoff (MELCC, 2014). Therefore, only a subset of the impervious surfaces was hydrologically connected to the bioretention systems. Specifically, only 30% of the impervious area was routed to the bioretention via runoff. To assess the impact of bioretention implementation on infection probability, we incrementally added bioretention areas ranging from 5% to 50%, exceeding the threshold of 18 % suggested by Furchtlehner et al. (2022) in order to explore optimistic future scenarios for resilient cities. Although the MELCC (2014) stormwater management guide recommends bioretention areas covering 5 to 10% of the impervious catchment area, the CSA W200:18 standard for designing bioretention systems suggests surfaces ranging from 10 to 20% of the impervious area of the watershed (Avizo, 2022). Other studies have also explored implementing higher percentages of BGI, with implementation rates varying between 25% and 100% (Benoit et al., 2025; Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024). Thus, our study builds on these guidelines, extending the range of bioretention implementation even further to assess a broader spectrum of potential outcomes.

6.2.6 QMRA

The following sections details the QMRA modelling process of: (1) identifying pathogens and their sources (hazard identification); (2) tracking their transport and fate to and within waterbodies, which can result in human exposure when swimming (exposure assessment); (3) assessing pathogen infection risks through dose–response modeling and (4) characterising the risk by comparing the results to the health target.

The background concentration in the river and the ingested volume are represented by Gamma distributions to capture variability and quantify risk (Derx et al., 2023; Schets et al., 2011; Schijven et al., 2015). For both parameters, we consider a random value from the gamma distribution for each time step of 1 hour. In this study, we adapted a derived program coded in Python from Schijven et al. (2015) to perform the QMRA.

6.2.6.1 Hazard identification

In this case study, a hazardous situation arises from heavy rainfall causing a CSO, leading to a high concentration of pathogenic microorganisms in a swimming area *Enterococci* serve as an indicator of fecal contamination (Gouvernement du Canada, 2023; World Health Organization, 2021). Their elevated levels in freshwater or marine environments suggest the presence of fecal matter and, consequently, the potential occurrence of pathogenic microorganisms originating from fecal sources (Gouvernement du Canada, 2023). In addition, two reference pathogens were used, *Cryptosporidium* and *Giardia*, since they are protozoa that significantly contribute to waterborne disease outbreaks (Health Canada, 2019). In Canada, in the United States and in Europe, *Giardia* is the most frequently reported protozoan in water for recreation (Efstratiou et al., 2017; Gouvernement du Canada, 2012; Júlio et al., 2012). *Giardia* and *Cryptosporidium* are also reference pathogens identified by the USEPA (McBride et al., 2013). The concentration in the river (C_{river}) after a CSO is calculated as described in Eq. 6-1:

$$C_{river} = \frac{C_{CSO} \cdot Q_{CSO}}{Q_{river}} + C_{river,bg-obs} \quad \text{Eq. 6-1}$$

Where C_{river} [count/l] is the microbial concentration in river water, C_{CSO} [count/l] is the simulated microbial concentration in the CSO discharge, Q_{CSO} [m^3/s] in the simulated CSO discharge, Q_{river} [m^3/s] is the river discharge and $C_{river,bg-obs}$ [count/l] is the microbial background concentration in river water. C_{CSO} and Q_{CSO} are obtained through PCSWMM simulation (section 6.2.3). Q_{river} is obtained from the rainfall runoff model (section 6.2.4) and $C_{river,bg-obs}$ is an estimation of the background concentration of *Cryptosporidium*, *Giardia* or enterococci. Following the approach used by Derx et al. (2023), the background concentration of *Giardia* is modeled using a Gamma distribution with parameters (0.3, 1.2), resulting in a mean of 0.36 cysts/l. Similarly, *Cryptosporidium* follows a Gamma distribution with parameters (0.6, 0.9) and a mean of 0.54 oocysts/l, while enterococci is modeled with parameters (0.27, 1500, 6) and a mean of 405 particles/l. The distribution for the background concentration was estimated using sampling data taken at the municipal wastewater treatment plant. The Enterococci concentration was estimated from the *E. coli* concentrations obtained through the PCSWMM model by multiplying the *E. coli* values by a factor of 0.278 (Borel et al., 2015; Gannon & Busse, 1989; Gouvernement du Canada, 2023) which was the ratio of the mean concentrations of enterococci and *E.coli* observed in raw wastewater by Derx et al. (2023). The Gamma distribution is appropriate for this context, as it effectively models non-zero background concentrations and ensures positive values.

6.2.6.2 Exposure assessment

Exposure assessment evaluates the likelihood of ingesting pathogens during recreational activities, with swallowed water volume depending on activity type, duration, and age. For this risk assessment, the dose (D) is calculated based on the pathogen concentration in the river and the Gamma-distributed volume (V , in liters) of water swallowed per person per swimming event: men ($r = 0.45$, $\lambda = 60$), women ($r = 0.51$, $\lambda = 35$), and children ($r = 0.64$, $\lambda = 58$) and the respective averages of 27 ml, 17.85 ml and 37.12 ml (Schets et al., 2011; Schijven et al., 2015). Here, r is the shape parameter and λ the scale parameter of the Gamma distribution, The expected swallowed volume is calculated as $r \times \lambda$.

A lower r means a more skewed distribution, capturing the variability in ingestion volumes across the population. The scale parameter λ stretches or compresses the distribution, affecting the average volume and variability of water ingested while swimming. In this study, we considered children as the worst-case scenario.

The risks of infection per person and exposure event are calculated assuming that recreation takes place directly downstream of the sewage emission. The ingested dose (D) during recreational use is calculated with 6-2

$$D = C_{river} * V \quad \text{Eq. 6-2}$$

Where D is the ingested dose, C_{river} is the concentration in the river calculated with Eq. 6-2 and V [m^3] is the swallowed volume during a swimming event depending on the type of swimmer (men, women, children).

Note that the time elapsed between the end of the overflow event and swimming was not explicitly considered. The probability of infection at an hourly resolution was calculated and then the risk was averaged over the entire season or year (more information can be found in the supplementary material section S5). To reflect seasonal variations in exposure probability, infection risks were weighted by seasonal factors: 0.01 for winter, 0.1 for spring and autumn, and 1 for summer (Dex et al., 2023). The seasonal factor is at its lowest in winter and moderate in spring and autumn since people are least inclined to go swimming during those seasons but can practice other activities and can be exposed to contaminated water by playing, or when walking dogs taking baths in the river. While a more detailed approach using survey-based exposure data—such as that employed by Sterk et al. (2016)—could have been used, we opted for this simplified method to avoid introducing additional complexity that could mask the effects of climate change and of the addition of bioretention. Alternatively, exposure could be modeled more realistically based on periods when recreational water contact is more likely to happen. For example, during warmer months or when water temperatures exceed a certain threshold.

6.2.6.3 Dose–response

To calculate the risk of infection per person and exposure event, we used dose-response models. For *Cryptosporidium* the risk of infection (P_{inf}) was calculated using the hypergeometric dose–response model:

$$P_{inf,Cryptosporidium}(D) = 1 - {}_1F_1(\alpha, \alpha + \beta, D) \quad \text{Eq.6-3}$$

Where P_{inf} is the probability of infection per swimming event, α is 0.3, β is 1.1 and ${}_1F_1$ is the confluent hypergeometric function (Teunis & Havelaar, 2000) and D is calculated with Eq.6-2

For *Giardia* the exponential dose-response model was used with $r = 0.02$ (Regli et al., 1991):

$$P_{inf,giardia}(D) = 1 - e^{-rD} \quad \text{Eq. 6-4}$$

Where P_{inf} is the probability of infection per swimming event and D is calculated with Eq. 6-2.

Eregno et al. (2016) found that the probability of infection is highest on the first day following a rainfall event, decreases on the second day, and then declines more gradually up to the third day. This suggests that pathogens remain present in surface waters for an extended period after a CSO event. While few people are likely to swim during rainfall itself, recreational activities often resume within hours or days following the event—at a time when exposure risk may still be high. Our study accounts for this by evaluating infection probabilities on an hourly basis over a 30-year period, capturing both short-term and long-term exposure patterns. This approach also allows assessing cumulative risks over a full swimming season (McBride et al., 2013), which is relevant for informing public health recommendations. Furthermore, while regulated beaches may have closure protocols, many people swim in informal or unmonitored locations, where no such guidelines exist.

6.2.6.4 Risk characterization

The final step of the QMRA process involved calculating the concentrations of enterococci, *Cryptosporidium*, and *Giardia* in the swimming site, as well as the risks of infection per person and exposure event (*Cryptosporidium*, and *Giardia*). These calculations were done at hourly intervals under climate change conditions, both with and without the implementation of BGI.

6.3 Results

6.3.1 Hydrological model results

For the results of the urban hydrological model, we categorized CSO events into three ranges based on the discharge flow rate: $<1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ (low range), $1.0\text{--}1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (medium range), and $>1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (high range). Figure 6-5 shows, on the one hand, the variation in overflow volume with the effects of climate change and, on the other hand, the effects of adding BGI for the three planning horizons (C20, NTF, LTF) and for four implementation strategies. Figure 6-5 also shows the variability between the three selected climate scenario (C63, C73, C77).

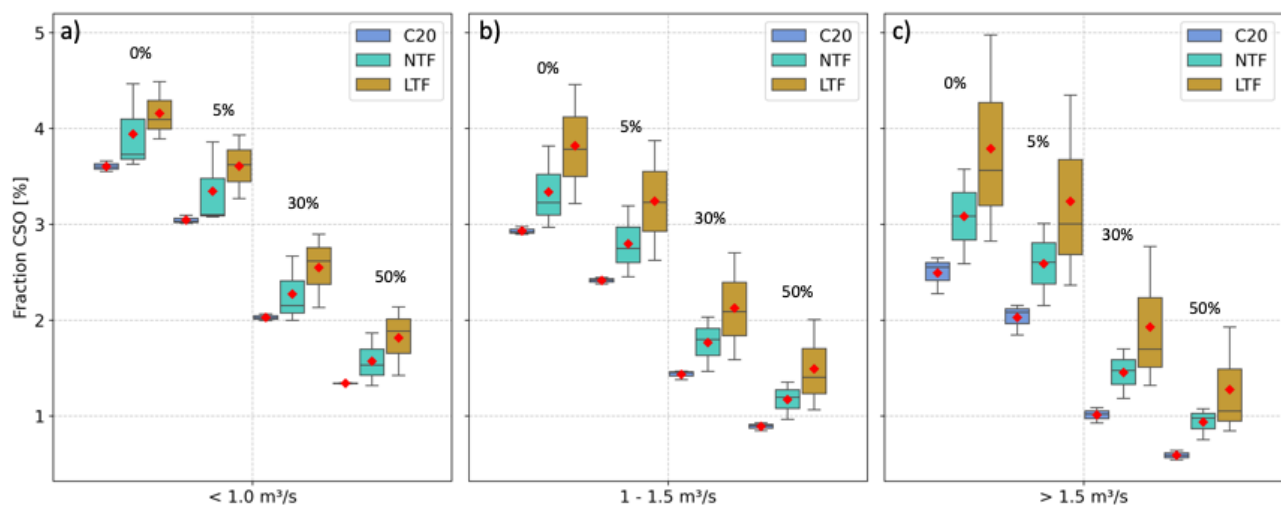


Figure 6-5 Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [% for the C20, NTF and LTF (y-axis) for different percentages of BGI (0%, 5%, 30%, 50%) implementation. CSOs are differentiated for discharges of (a) $<1.0 \text{ m}^3/\text{s}$, (b) $1 - 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ and (c) $>1.5 \text{ m}^3/\text{s}$. Red diamonds show the mean, boxes the 25th and 75th percentiles, whiskers the 5th and 95th percentile, and black horizontal lines the median values (results are for all the climate scenarios). C20 (blue) in the reference period, NTF (turquoise) is the near-term future period and LTF (brown) is the long-term future period

Figure 6-5 shows the fraction of 5-min time steps with CSOs for the three defined categories. The fraction of time steps with CSO increases in the future (NTF, LTF) compared to the reference period C20, with a more pronounced increase observed under the LTF than the NTF, and for larger CSOs (greater than $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$). For the strategy without BGI, compared to the C20 planning horizon, we found that for CSO $<1.0 \text{ m}^3/\text{s}$, the number of time steps increased by 10% for the NTF planning horizon and by 15% for the LTF planning horizon. For medium CSOs ($1.0 < \text{discharge rate} < 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$), the fraction of time steps with CSO in the NTF and the LTF respectively increase by 14%

and 30%. For $\text{CSO} > 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, the fraction of time steps with CSO increases by 25% (NTF) and 53% (LTF). These changes are consistent across all BGI scenario implementations (supplementary material S3, Fig. S3-1.). In the climate scenario C77 (supplementary material S3, Fig. S3-1.) we observed a significant increase (95% to 227%) in the fraction of simulation 5-min time steps during which CSO occur especially for medium and large CSO flowrates ($1 - 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ and $> 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$). The increase in the fraction of time steps likely indicates a rise in total overflow volume. A higher fraction of time steps means that CSOs are active for longer durations, implying greater water discharge. This effect is more pronounced for large CSO events ($> 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$), where the relative increase is nearly three times larger compared to small events ($< 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$). Although the fraction of time steps does not directly quantify overflow volume, the combination of longer CSO duration and higher discharge rates strongly suggests an overall increase in overflow volumes.

Results show that the implementation of BGI is effective to reduce CSOs duration under current and future climate conditions (Figure 6-5). These results are also consistent across the three tested climate scenarios. The data demonstrate that the implementation of BGI has a more significant effect on larger overflows ($> 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$), with reductions in volumes reaching up to 76% with the highest BGI implementation strategy (supplementary material S3, Table. S3-1.). For example, in the case of CSOs $> 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, without BGI, the fraction of time steps with CSO is 2.28, but with 50% BGI, it can be reduced to 0.54 (supplementary material S3, Table. S3-1.). In contrast, the impact of BGI is less pronounced for smaller overflows ($< 1.0 \text{ m}^3/\text{s}$), where the maximum reduction is 63% in the same planning horizon (C20). However, the impact of BGI is attenuated by climate change, with reductions being less significant in the LTF scenario compared to the C20 scenario. For instance, in the LTF scenario, for CSOs $> 1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, the maximum reduction with 50% BGI is 71%, compared to 76% in the C20 planning horizon (supplementary material S3, Table. S3-1.). Indeed, the effectiveness of BGI decreases with rising temperatures and extreme climatic events, suggesting that additional adaptive management strategies will be required to maintain these benefits over the long term and mitigate the effects of overflows under future climate change scenarios. These results highlight that increasing levels of BGI implementation (from 0% to 50%) leads to greater CSO volume reduction, particularly for larger events. The implementation of BGI at 30% is projected to significantly reduce the frequency of future CSOs compared to scenarios with C20 and no BGI implementation.

Table 6-1 shows statistics of CSOs, river flows and mixing ratios during all seasons with and without BGI implementation for the three periods (reference period C20, NTF and LTF).

Table 6-1 Mean values of CSO discharge rates, river flows and mixing ratios over the complete simulation time without BGI and with 50%-BGI implementation (climate scenario no C73)

Scenario	Season	River runoff [m ³ /s]	0%		50%	
			Q _{CSO} [m ³ /s]	Mixing ratio	Q _{CSO} [m ³ /s]	Mixing ratio
C20	Yearly average	2.08	0.12	0.03	0.03	0.01
	Winter	2.00	0.11	0.05	0.03	0.01
	Spring	2.93	0.12	0.02	0.04	<0.01
	Summer	2.11	0.13	0.03	0.04	0.01
	Autumn	1.27	0.11	0.04	0.03	0.01
NTF	Yearly average	2.25	0.15	0.04	0.05	0.01
	Winter	2.15	0.14	0.07	0.05	0.02
	Spring	3.04	0.16	0.03	0.07	0.01
	Summer	2.54	0.20	0.04	0.07	0.01
	Autumn	1.27	0.09	0.03	0.02	<0.01
LTF	Yearly average	2.49	0.17	0.04	0.06	0.01
	Winter	2.69	0.17	0.07	0.06	0.02
	Spring	3.34	0.19	0.03	0.08	0.01
	Summer	2.51	0.19	0.04	0.06	0.01
	Autumn	1.42	0.13	0.05	0.04	0.01

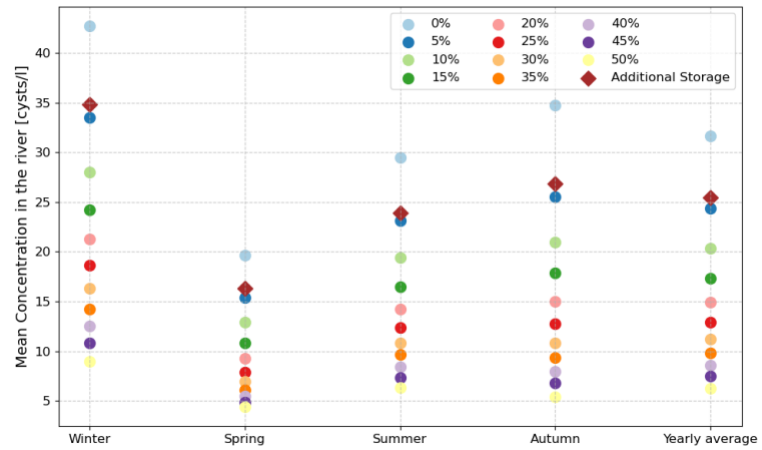
According to the results, the river runoff [m³/s] is highest in spring, and lowest in autumn in all periods (Table 6-1). The mean annual river runoff increases relative to C20 by 8 to 20 % under the NTF and the LTF. In comparison to C20, the river runoff increases from 4 to 20 % for the NTF, and from 12 to 35 % for the LTF over different seasons. The mean mixing ratio between CSO and river discharges (Q_{CSO}/Q_{river}) shows an increase under both the NTF and the LTF scenarios relative to C20, indicating a stronger increase of CSO discharges than in river runoff. Across all seasons, CSO flows increase during both the NTF and the LTF periods compared to the C20 baseline.

When comparing the strategy without BGI and with a 50% level of BGI implementation, CSO discharges decrease by 59% to 76%, and the mixing ratio decreases from 70% to 86% for both future planning horizon (NTF, LTF) over different seasons. Changes in river flow due to BGI are presumably small and were thus not considered in the rainfall-runoff model.

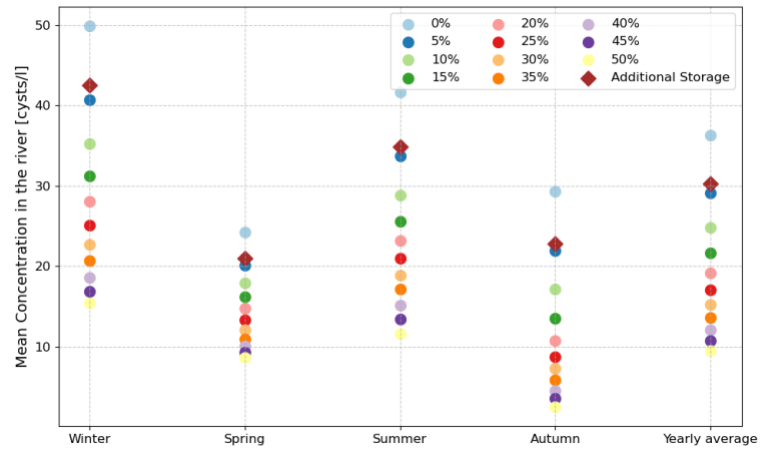
6.3.2 Microbial river water quality and infection risks during recreational use

Without BGI, the dilution of microorganisms in river water results in mean concentrations of *Cryptosporidium* at 3.91 oocysts/L, *Giardia* at 31.65 cysts/L, and enterococci at 1.54×10^5 CFU/L downstream of CSO discharges under the C20 scenario, across all seasons. With maximal BGI implementation (50%), these mean concentrations are reduced to 1.17 oocysts/L (70%) for *Cryptosporidium*, 6.25 cysts/L (80%) for *Giardia* (Figure 6-6), and 2.94×10^4 (80%) CFU/L for *enterococci* (supplementary material S4, Fig. S4-1.), highlighting the effectiveness of BGI in improving water quality.

C20



NTF



LTF

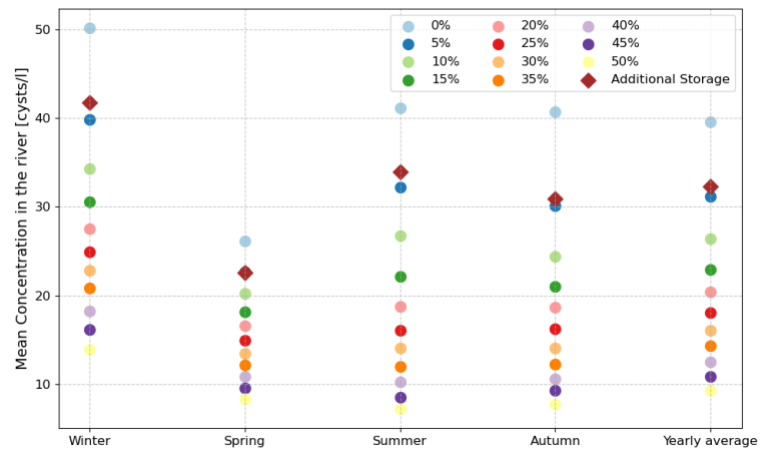


Figure 6-6 Mean concentration of Giardia [cysts/l] for the climate scenario no C73 per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods.

The highest concentrations occur during winter, which may be explained by the fact that river flow is generally at its lowest during this period, while background concentrations is stable across seasons. Results also indicate that overflow volumes tend to be higher in winter, likely due to reduced infiltration rates during colder months, which further affects flow and pollutant loading dynamics (Gougeon et al., 2023; Moghadas et al., 2018). Without accounting for snow accumulation, runoff is estimated to be higher and infiltration lower (Gougeon et al., 2023). Since snowpack processes are not explicitly simulated, PCSWMM likely overestimates winter runoff by treating precipitation as direct rainfall rather than snow accumulating on the ground. Consequently, runoff (and overflow volumes) may be overestimated in winter and underestimated during the spring snowmelt period, potentially influencing the modeled overflow volumes and seasonal patterns.

During the C20 period, concentrations with 50% BGI implementation are reduced by 0.74 log (81%) for enterococci, 0.53 log (71%) for *Cryptosporidium*, and 0.72 log (81%) for *Giardia* compared to 0% BGI. Across all three planning horizons—C20, NTF, and LTF—the greatest reductions are observed in autumn. However, as the percentage of BGI increases, the additional reduction in concentration becomes less significant. This diminishing effect highlights the saturation point of treatment potential: BGI are primarily implemented on impervious surfaces like roads and parking lots. Once a substantial portion of these target areas is equipped with bioretention systems, the remaining surfaces either already support natural infiltration or contribute minimally to runoff. As a result, further expansion of BGI yields diminishing returns, since the main sources of contaminated runoff have already been addressed. Additionally, bioretention systems only treat runoff from ground-level impervious surfaces (e.g., streets and parking lots), and not from rooftops. Consequently, they capture only a portion of the total runoff from both impervious and permeable surfaces. In PCSWMM, this phenomenon is modeled by specifying which surfaces are subject to treatment (see section 6.2.5). The point at which diminishing returns (the reduction in concentration is less significant than the previous reduction) become evident varies based on the microorganism, climate period, and season, typically occurring between 20% and 40% BGI implementation. The results under all the climate scenarios and for enterococci and *Cryptosporidium* can be found in the supplementary material S4, Fig. S4-1.).

We calculated the probability of infection per person and exposure event during recreational use of river water as a function of BGI implementation percentage (ranging from 0% to 50%) for two reference pathogens, *Giardia* and *Cryptosporidium*, across all seasons (Figure 6-7). Since the parameter enterococci is a fecal indicator, we did not calculate the probability of infection.

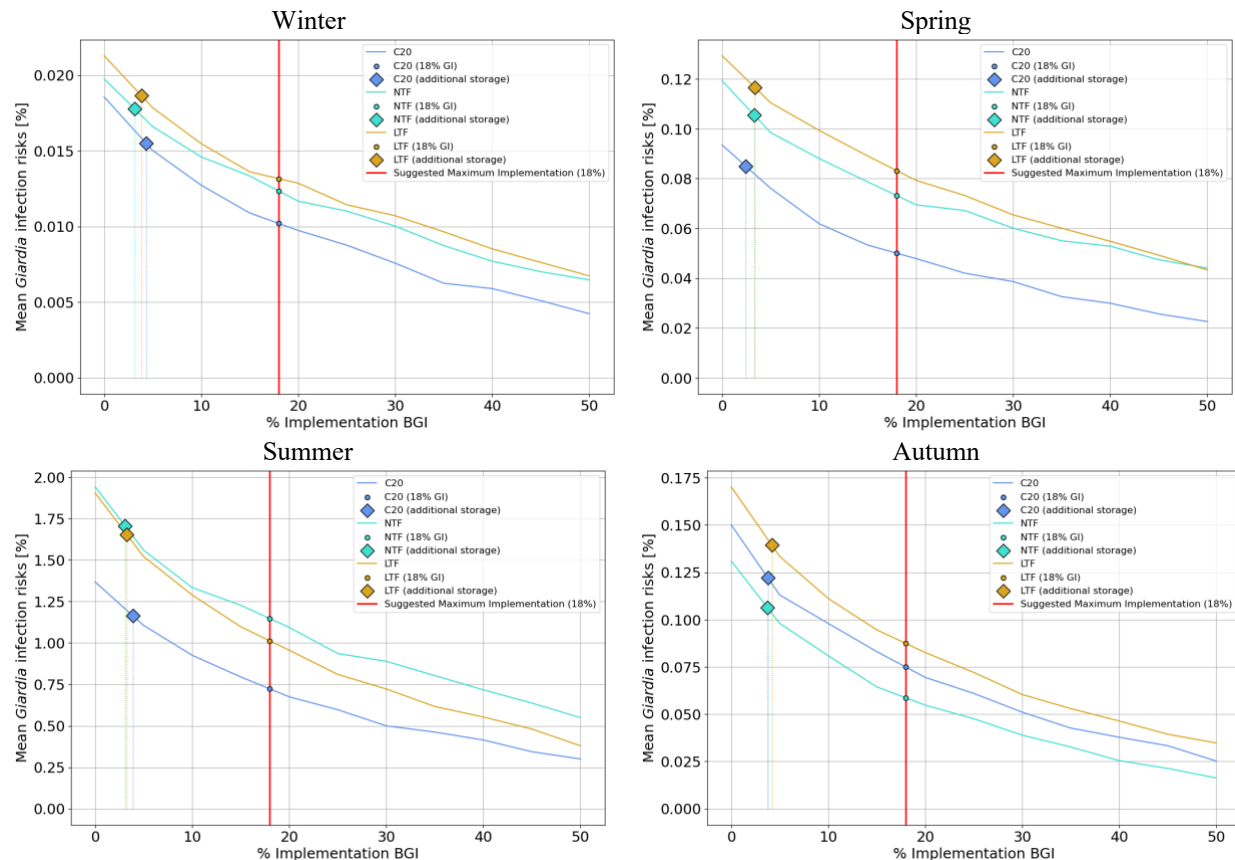


Figure 6-7 Mean *Giardia* infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation. Note that the scale of the y axis is different for each season to better show the variation when implementing BGI for each season.

Figure 6-7 shows the relationship between BGI implementation percentage and mean infection risk per person per exposure event. We found a non-linear decreasing trend. The most substantial reductions in infection risk occur with the initial increments of BGI, while additional implementation leads to gradually smaller improvements.

This reflects a pattern of diminishing returns, as shown in Figure 6-7, and highlights the strategic value of prioritizing BGI implementation in high-risk areas to maximize public health benefits. Figure 6-7 also shows that only around 3% of BGI implementation is needed to reach the same reduction in the probability of infection as is obtained with an additional storage of 28 000 m³. Results for all three tested climate scenarios (see section 2.2) can be found in the Supplementary Material (supplementary material S4, Fig. S4-2.). All results follow the same trend: the infection risk decreases with the implementation of BGI over the three simulated periods.

Table 6-2 Percentage of change in the mean infection risk [%] by season by time period without BGI (0%) and with 50% BGI implementation and the effectiveness of the measure in reducing infection risks in % and log10 units. Higher reduction is green and Lower reduction is red

					Effectiveness of measure in reducing infection risks	
	Season	Scenario	0 % BGI	50% BGI	Variation (%)	Log ₁₀ reduction
<i>Giardia</i>	Winter	C20	0.017	0.004	77	0.630
		NTF	0.018	0.005	75	0.611
		LTF	0.018	0.005	73	0.581
	Spring	C20	0.091	0.022	75	0.610
		NTF	0.104	0.034	68	0.497
		LTF	0.111	0.035	69	0.513
	Summer	C20	1.409	0.286	80	0.693
		NTF	1.732	0.448	75	0.606
		LTF	2.015	0.544	75	0.614
	Autumn	C20	0.156	0.027	83	0.770
		NTF	0.169	0.033	81	0.736
		LTF	0.206	0.058	73	0.587
<i>Cryptosporidium</i>	Winter	C20	0.017	0.007	59	0.389
		NTF	0.019	0.008	59	0.386
		LTF	0.019	0.008	57	0.370
	Spring	C20	0.117	0.059	49	0.295
		NTF	0.127	0.067	48	0.281
		LTF	0.134	0.069	48	0.287
	Summer	C20	1.553	0.639	59	0.386
		NTF	1.786	0.783	56	0.360
		LTF	2.038	0.853	58	0.383
	Autumn	C20	0.166	0.063	62	0.423
		NTF	0.179	0.068	62	0.421
		LTF	0.206	0.087	58	0.383

For both reference pathogens, the highest variation is observed during autumn for the NTF period. There is less variation observed during winter and spring, indicating that the impact of BGI is less significant during these two seasons. This is because the soil remains frozen in winter and becomes saturated with water in spring from snowmelt, leading to reduced infiltration during these periods (Gougeon et al., 2023; Moghadas et al., 2016) and on the contrary in warm seasons, low flows can limit dilution effects leading to higher infection risks (Montserrat et al., 2013). Across all periods, the effect of BGI is significant, with reductions ranging from 69% to 91% (0.67 to 1.02 log). To confirm that the reduction is statistically significant, we used the Two-Proportion Z-Test. This statistical method assesses whether the difference between the proportions of two groups is significant. A Z-value greater than 1.96 indicates statistical significance at the 5% level. In our analysis, all reductions were statistically significant, with Z-values ranging from 3 to 47.

To investigate the upper percentile of the infection risk, we evaluated the cumulative probabilities for *Cryptosporidium* and *Giardia* during the C20, NTF and LTF periods without BGI and with the highest BGI implementation (50%).

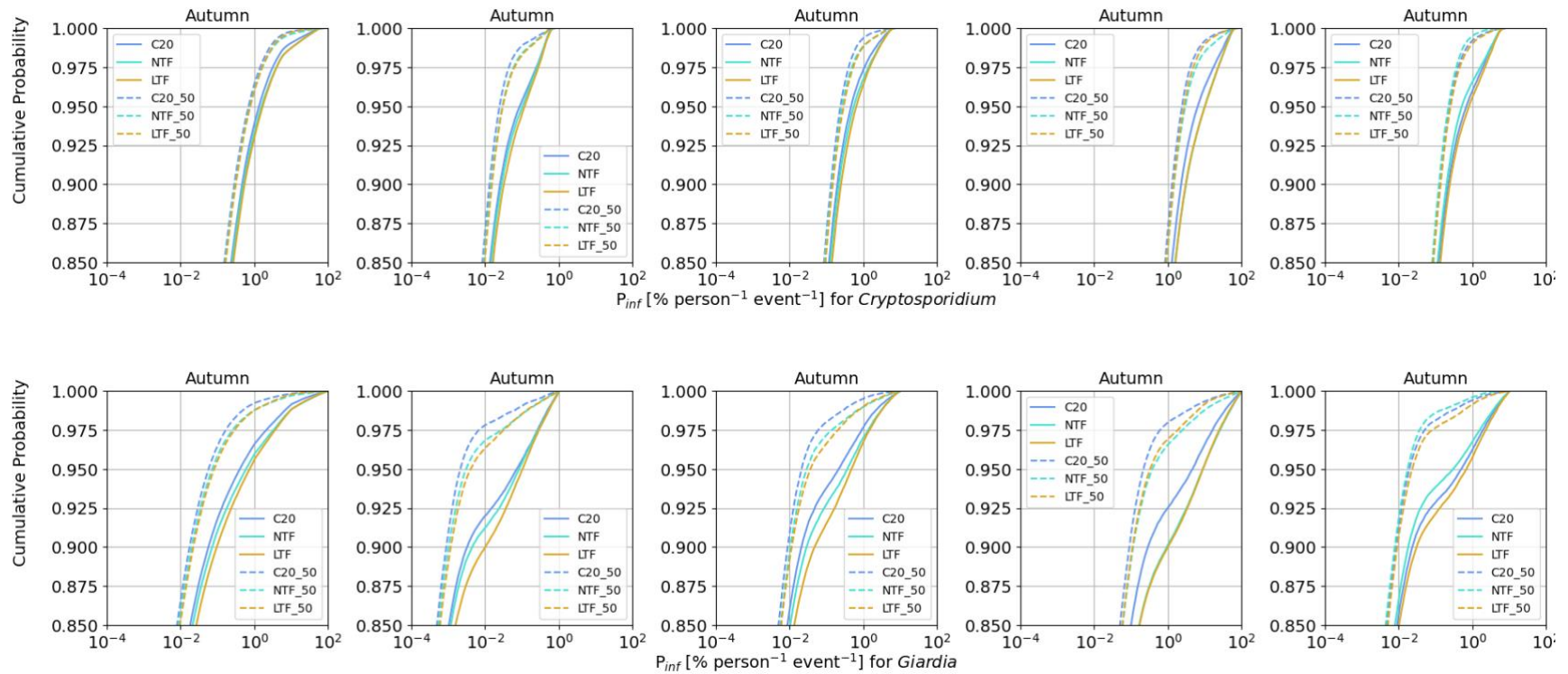


Figure 6-8 Cumulative probability distributions of the 95th r percentile infection risks [% per person and exposure event] for *Cryptosporidium* and *Giardia* during recreational use in the river downstream of sewage emissions from CSOs over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF for the climate scenario no C73 (full lines : no BGI, dotted lines : 50% BGI implementation)

Figure 6-8 demonstrates the effectiveness of bioretention implementation. The 95th percentile infection risks range from 0.09 % in winter to 6.51 % per person and exposure event in summer for C20 and increase by 0.1–0.2 log₁₀ in the future for *Cryptosporidium*. The 95th percentile infection risks range from 0.07 % in winter to 4.62 % per person and exposure event in summer for C20 and increase by 0.2–0.3 log₁₀ in the future for *Giardia*. During all seasons, we observe a decrease in probability of infection with the addition of BGI. For example, in the summer, i.e., when people are most likely to swim and practice recreational water activities, the reduction in probability of infection for *Cryptosporidium* for the C20, NTF and LTF periods are 0.4 log₁₀, 0.5 log₁₀ and 0.6 log₁₀ respectively (all the results can be found in the supplementary material S4 Fig.S4-3.). The impact of BGI seems more pronounced for *Giardia* than for *Cryptosporidium*. This difference may be explained by several factors, including differences in pathogen behavior and environmental persistence, and removal efficiency in bioretention systems (Betancourt & Rose, 2004; Gouvernement du Canada, 2012). The greater effectiveness of BGI for *Giardia* compared to *Cryptosporidium* may be explained by differences in their physical and hydrological behavior. *Giardia* cysts are larger than *Cryptosporidium* oocysts, making them more likely to be removed through physical filtration in porous media like bioretention systems (Betancourt & Rose, 2004). *Cryptosporidium*, on the other hand, is more resistant to drying and can remain suspended in water for longer periods, reducing the effectiveness of physical removal processes such as sedimentation and infiltration. In the case of our study, this difference can be explained by the fact that the *Giardia* concentration is initially higher in the sanitary water, due to the modeling in PCSWMM (supplementary material S2 Table. S2-2).

6.4 Discussion

6.4.1 Integrating BGI in climate change adaptation

This study presents a novel probabilistic-deterministic model to assess climate change impacts and the effectiveness of BGI in improving microbiological river water quality and recreational safety downstream of CSOs. For the first time, it addresses whether BGI can reduce infection risk for swimmers, highlighting its potential for urban water management and co-benefits.

BGI systems are effective for urban water management, but also to provide various co-benefits, such as maintaining aquatic and terrestrial habitats, and reducing heat islands (Dagenais et al., 2017; MELCC, 2014; Norton et al., 2015). BGI also has a positive impact on the quality of a community's living environment. This type of landscaping contributes to health and well-being (Coutts & Hahn, 2015). The introduction of BGI can help reduce the health risks associated with swimming due to CSOs discharge, but also further improve the overall health of communities through promoting an active lifestyle and reducing heat islands, although such benefits can be more difficult to assess quantitatively. Disability-Adjusted Life Years (DALY) could also be estimated for these additional health co-benefits in urban communities, which could enable a fairer comparison between the costs and benefits of BGIs versus grey infrastructure.

CSOs have been identified as a significant contributor to degraded water quality in urban rivers (Passerat et al., 2011). They lead to the deterioration of aquatic habitats, increased drinking water treatment costs, and reduced attractiveness of aquatic recreational activities (Madoux-Humery et al., 2015). Reducing CSOs would bring many benefits for the community including health, environmental, economic and social benefits (Botturi et al., 2021; Donovan et al., 2008b; Launay et al., 2016; Phillips et al., 2012; E. Quaranta et al., 2022). First, as demonstrated in this paper, a reduction in CSOs can reduce the probability of infection for swimmers downstream from CSO structures, providing safe recreational water for the population. Eregno et al. (2016) found that the risk of gastrointestinal illness due to *Giardia* exposure ranges from 0.06% to 1.6% for non-adults, and from 0.4% to 1.8% for *Cryptosporidium*, depending on the study site. In our case, the initial risk under current climate conditions (C20) is 1.4% for *Giardia* and 1.6% for *Cryptosporidium*, which falls within the range considered acceptable for recreational water use, as defined by the World Health Organization (WHO, 2003).

These values are comparable—though on the higher end—to those reported by Eregno et al. (2016). However, under future climate conditions (LTF), the risk increases significantly, reaching 2% for *Giardia* and 2% for *Cryptosporidium*. These values exceed the WHO target threshold of 1.9% (or 19 cases per 1,000 swimmers), indicating a potential public health concern in the context of climate change. Given the projected increase in gastrointestinal illness risk under future climate scenarios, it makes sense to consider BGI as a key mitigation strategy. While issuing public health warnings remains important during high-risk events, BGI offers a proactive, long-term solution that can reduce contamination levels at the source—especially under changing climate conditions. Therefore, BGI should be seen as a complementary measure to traditional public health interventions, helping to maintain acceptable risk levels for recreational water use.

Furthermore, although CSOs may represent a small fraction of the total annual wastewater discharge, they contribute disproportionately—between 30% and 95%—to the annual load of various pollutants (Launay et al., 2016; Phillips et al., 2012). Thus, reducing CSOs can enhance water quality and protect aquatic ecosystems (Chen et al., 2004). The results show a significant reduction in CSO volumes when adding BGI infrastructure (Figure 6-5). The reduction ranges from 16% to 76% for C20, 15% to 68% for NTF, and 11% to 71% for LTF. The greater the implementation of BGI, the larger the reduction in CSO volumes. These findings are consistent with previous studies that have highlighted the effectiveness of BGIs in controlling overflows (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; Lucas & Sample, 2015; Lucke & Nichols, 2015). For instance, Autixier et al. (2014) found that CSO volume reductions with bioretention cells ranged from 13% to 62%. Other studies that used a variety of BGI types showed that CSO volume attenuation could range from 50% to 99%, depending on the deployment strategy and the specific mechanisms of each technology (Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024; Joshi et al., 2020).

The results presented in this study highlight that implementing BGI will help mitigate the effects of climate change, a finding that aligns with the literature demonstrating the effectiveness of BGI in reducing CSOs (Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024).

However, while significant volume reductions are observed under climate change, the impact of BGI is diminished under these changing conditions.

We found that the impact of BGI is attenuated by climate change, with reductions being less significant in the LTF scenario compared to the C20 scenario. For instance, in the LTF scenario, for CSOs $>1.5 \text{ m}^3/\text{s}$, the maximum reduction with 50% BGI is 71%, compared to 76% in the C20 planning horizon. Similarly, Weathers et al. (2023) found that the performance of bioretention systems in the United States could decline under future climate conditions. Zahmatkesh et al. (2015) found that combining rainwater harvesting, bioretention, and permeable pavements reduced annual runoff by 41% across climate scenarios, though effectiveness dropped for more extreme events as suggested by Mugume and Nakyanzi (2024), who highlighted that BGI tends to be most effective during low to moderate rainfall, with limited capacity during extreme events. Similarly, Benoit et al. (2025) showed that bioretention was the most effective individual BGI option, but still only offset about half of the climate-induced runoff increase. Haslinger et al. (2025); Spraakman et al. (2022) noted that increased rainfall due to climate change alters the water balance in bioretention systems, emphasizing the need to update design standards. Our result also shows an increased precipitation across all seasons and the three planning horizons (C20, NTF, LTF). This trend aligns with projections by Kysely and Beranová (2009), who anticipated greater rainfall in Central Europe because of climate change. Derx et al. (2023) also reported an 8–22% increase in rainfall for the near-term future and a 15–33% increase for the long-term future relative to C20, particularly for high-intensity, long-duration events. In line with these projections, we also observed increased CSO discharge. Together, these findings highlight the strong potential of BGI to reduce CSO volumes, while also pointing to the limitations of their performance under future climate scenarios.

Implementing BGI strategies can be more cost-effective than traditional ('grey') infrastructure solutions, such as concrete reservoirs, particularly when considering its multiple benefits (Frey et al., 2013; Jean et al., 2021; Montalto et al., 2007; E. Quaranta et al., 2022). Jean et al. (2021) demonstrated that integrating spatial optimization of BGI with Real-Time Control (RTC) yields the greatest reduction in CSO volume while being the most cost-effective option. Similarly, Frey et al. (2013) showed that a hybrid grey-green infrastructure approach can be more economical than an exclusively grey infrastructure solution. These findings highlight the potential for BGI strategies to provide cost-effective alternatives to traditional grey infrastructure.

If we also consider all the co-benefits offered by BGI, whose monetary values are sometimes not considered, BGI could be considered economically profitable for a municipality.

The method developed in this study can also be applied to evaluate microbiological water quality by analyzing simulated concentrations of fecal indicators in the river. In our study area, the simulated mean concentrations of enterococci (supplementary material S4, Fig. S43-1) correspond to microbiological water quality category D, indicating a greater than 10% risk of gastrointestinal illness (GI) according to WHO guidelines for recreational water quality (World Health Organization, 2021). However, the implementation of 50% BGI improves water quality to category C, reducing the GI risk to 5–10%, thereby demonstrating the positive impact of BGI on water quality. This reduction in GI risk is expected to translate into a proportional decrease in the burden of disease expressed as disability-adjusted life years (DALYs), as demonstrated in Timm et al. (2016) who identified a relationship between microbial water quality categories, GI incidence, and associated DALYs in recreational water environments. The DALY concept provides a complementary tool to the QMRA for evaluating and comparing health risks arising from a specific environment for a specific population and behaviour and for comparing with other health risks of daily life (Timm et al., 2016).

The results highlight significant benefits of BGI for water quality but show that effectiveness per converted impervious surface declines beyond 20–40% coverage (Figure 6-6). Beyond this threshold, additional improvements are marginal, suggesting that further expansion may be less efficient. Interestingly, Ghodsi et al. (2020) found that implementing BGI—including bioretention cells, vegetative swales, infiltration trenches, and permeable pavement—on less than 1% of the catchment surface still reduced runoff volumes by approximately 14% under various climate change scenarios. This highlights the potential for small-scale but strategically placed BGI interventions to achieve measurable impact. Together, these findings are valuable for decision-makers aiming to maximize water quality benefits while optimizing resources and minimizing spatial and financial limits.

6.4.2 Study limitations

Despite these promising outcomes, certain limitations of the study must be acknowledged. The approach presented in this paper can be applied to other urban river settings by using site-specific historical rainfall time series with high temporal resolution and regional climate models. However, in the developed method, BGI was not implemented following a strategic plan; rather, the same percentage of implementation was applied uniformly across all urban catchments.

In practice, BGI is often deployed opportunistically rather than strategically, leading to inefficient resource allocation and limiting benefits (Dagenais et al., 2013; Kuller et al., 2019). To maximize effectiveness, a more strategic approach is recommended. Planning tools that consider multiple objectives and stakeholder preferences can help identify the most strategic locations for BGI (Lacroix et al., 2024). For example, J. Petrucci et al. (2025) developed an index that integrates climate change to prioritize urban drainage catchments for CSO reduction. Future applications should integrate such prioritization methods alongside a calibrated urban hydrological model to optimize BGI placement and maximize its effectiveness.

The current method does not incorporate snowmelt into the urban hydrological model, unlike the study by Gougeon et al. (2023) conducted in Quebec, where snow is a significant factor impacting runoff and the occurrence of CSOs. Although cold climates are not directly addressed in this study, future research and planning should consider winter conditions. Snowfall events, snow accumulation, and snowmelt must be taken into account to more accurately estimate the full potential of bioretention systems during snowy periods, when snow can significantly affect runoff (Gougeon et al., 2023). Yet, for infection risk assessments through recreational uses, colder periods are generally less relevant due to a lower likelihood of exposure, as fewer people swim in cold weather.

This study focused on bioretention as a representative type of BGI due to their widespread use (Kõiv-Vainik et al., 2022) and well-documented hydraulic and pollutant removal performance (Autixier et al., 2014; Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; Cavadini, Rodriguez, Nguyen, et al., 2024).

While this choice limits direct comparison with other BGI types as suggested in Joshi et al. (2020), the methodology developed here is adaptable and could be applied to assess other BGI solutions such as green roofs by adjusting key model parameters (e.g., retention capacity, infiltration rate, contributing area). While this study uses a simplified bioretention cell representation to estimate the performance of BGI, we acknowledge that individual system performance can vary widely depending on site-specific conditions such as soil type, maintenance, and design. As such, results at the catchment scale should be interpreted as indicative rather than predictive.

Further studies incorporating spatial heterogeneity and real-world implementation constraints would help refine these projections.

Uncertainty in QMRA model inputs—such as microbial concentrations, treatment efficiency, and environmental conditions—can significantly impact risk estimates and overall model outputs (de Brito Cruz et al., 2024; Hamilton et al., 2024). Uncertainty increases during extreme events like heavy precipitation, affecting pathogen levels and treatment effectiveness. While we did not perform a direct sensitivity analysis, we addressed variability using three climate scenarios and multiple BGI implementation scenarios, capturing a wide range of outcomes. Background concentrations and ingested volumes were modeled with gamma distributions, varying over time to reflect inherent variability and provide a fuller risk assessment. However, QMRA risk estimates depend heavily on dose-response relationships, and common indicators like *E. coli* and enterococci may not always accurately represent specific pathogen risks. Their presence may not correlate with harmful pathogens due to variations in environmental persistence, dilution effects, and differences in microbial characteristics (Harwood et al., 2014; Payment & Locas, 2011; Skiendzielewski et al., 2024). Extrapolating *E. coli* or enterococci concentrations to estimate pathogen levels can, therefore, introduce further uncertainty. To enhance the accuracy of health risk assessments in this study, we directly integrate *Cryptosporidium* and *Giardia* into the PCSWMM model, as detailed in Section 6.2.3. Future research

The high-resolution precipitation time series for the hydraulic and hydrologic model were disaggregated from climate model data using a cascade model with stationary parameters.

Ebers et al. (2024) introduced a cascade model with temperature-dependent parameters that produces more intense future precipitation events. Future research should incorporate this non-stationary approach and combine it with spatial disaggregation to better capture climate variable correlations.

The method is developed for a specific pathogen group (protozoa), which restricts the scope of the risk assessment. As part of the QMRA for recreational waters, the US Environmental Protection Agency (EPA) selected eight reference pathogens (USEPA, 2010).

These pathogens were chosen due to their involvement in many non-foodborne waterborne illnesses in the United States, their representativeness regarding the behavior and transport of other waterborne pathogens of concern, and their confirmed presence in recreational waters as well as human and animal excreta (USEPA, 2010). Expanding the method to include multiple pathogen groups would provide a more comprehensive assessment of microbiological water quality risks and improve the robustness of the model. *Norovirus* is one of the most common viral causes of both outbreaks and sporadic cases of gastroenteritis and represents a predominant health risk in recreational waters (La Rosa et al., 2008; McBride et al., 2013; Polkowska et al., 2018). Its presence—and the impact of BGI implementation on its mitigation—could be assessed using the same methodology developed in this study, leveraging *E. coli* outputs from PCSWMM modelling. *E. coli* is typically found at higher concentrations than *Norovirus* in both sewage and environmental waters (Inoue et al., 2020; Kim et al., 2009; Tiwari et al., 2023). In untreated sewage effluent, *E. coli* levels can be nearly nine times greater than those of *Norovirus*. In environmental waters, this ratio decreases, ranging from approximately 1.2 to 1.9 depending on salinity, as *E. coli* degrades more rapidly under saline conditions. These ratios can serve as conservative conversion factors for estimating *Norovirus* concentrations—and the associated health risks—when only *E. coli* data are available.

In this study we decided to concentrate on *Cryptosporidium* and *Giardia*, since they are protozoa that significantly contribute to waterborne disease outbreaks (Health Canada, 2019), and also because we had data on their background concentrations in the river, allowing us to estimate these with a Gamma distribution and include them in our QMRA.

6.5 Conclusions

The novelty of this research lies in validating that BGI can serve as an effective mitigation measure to address the public health challenges posed by the increased occurrence of CSOs due to climate change. The study demonstrates the potential of combining discharge-based hydrodynamic modelling with QMRA in the context of swimming water as a tool to evaluate public health risk and support beach management decisions.

Building on the work from Derx et al. (2023), the study also demonstrates that BGI can be effective to reduce the probability of infection and that a small level of implementation (around 3% of converted impervious surface in a given urban drainage catchment) can be as effective as adding a water storage of 28000 m³ for a catchment area of 2474 ha

Investing in measures to prevent CSOs is essential for enhancing sustainable recreational water safety. Future research can build on this approach by applying it to emerging pathogens and contaminants, as well as incorporating comprehensive cost-benefit analyses to compare various CSO reduction strategies and include different BGI types, e.g. as proposed for the sponge-city concept. Furthermore, studies could refine resilience frameworks to develop targeted BGI implementation scenarios that strengthen urban resilience and public health protection. This includes adapting planning-support tools to strategically place BGI, maximizing their effectiveness in reducing overflows, improving stormwater management, and communicating their multiple functions and benefits.

Declaration of generative AI in scientific writing

During the preparation of this work the author(s) used ChatGPT to improve readability and language. After using this tool, the author(s) reviewed and edited the content as needed and take(s) full responsibility for the content of the publication.

Funding sources

This work was supported by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC RGPIN-2018–04481), by the Institute for Data Valorisation (IVADO PRF-2019–3295824760). This research project has received funding from the *ministère de l'Économie, de l'Innovation et de l'Énergie du Québec (projets d'innovation sociale)*. Hannes Müller-Thomy acknowledges the funding from the Research Fellowship (MU 4257/1-1) by DFG e.V., Bonn, Germany. Regina Sommer acknowledges the funding by European Union (Interreg CENTRAL EUROPE project CE0200763 - UrbanBlueHealth). This work was supported by a travel grant by Globalink Research Award for research from Canada (IT41497).

CRedit authorship contribution statement

J. Petrucci: Writing – review & editing, Writing – original draft, Visualization, Software, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **J. Derx:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Conceptualization. **R. Sommer:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Conceptualization. **Jack F. Schijven:** Writing – review & editing, Resources. **H. Müller-Thomy:** Writing – review & editing, Resources. **S. Dorner:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Conceptualization. **J. Jalbert:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition, Conceptualization. **F. Bichai:** Writing – review & editing, Supervision, Resources, Project administration, Funding acquisition, Conceptualization.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

We acknowledge our colleagues and our partners for their insightful discussions and feedback.

CHAPITRE 7 ASPECTS MÉTHODOLOGIQUES ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Le CHAPITRE 7 est consacré aux aspects méthodologiques de la recherche doctorale qui ne sont pas inclus dans les articles soumis ou publiés. Ces éléments sont intéressants et ils mettent en lumière des pistes de recherche pouvant être explorées à l'avenir. Ils permettent également de montrer que la recherche scientifique est un processus en constante évolution.

7.1 Intégrer les changements climatiques à l'outil SSANTO

Initialement, une section du projet de recherche devait intégrer l'aspect des changements climatiques dans l'outil SSANTO afin de planifier les IVB tant dans le climat actuel que futur. Cependant, les échelles spatiales et temporelles des modèles climatiques disponibles sont actuellement trop grossières pour observer des variations pertinentes à l'échelle d'implantation des IVB. Ainsi, cette partie du projet n'a pas donné lieu à une publication scientifique. Néanmoins, certaines étapes de la méthodologie ont tout de même été réalisées.

Une brève revue de la littérature a permis de montrer que les IVB seraient des solutions intéressantes pour l'adaptation aux changements climatiques, l'amélioration des services écosystémiques, la biodiversité et pour la cohésion sociale pour une ville résiliente et durable. En effet, les changements climatiques exacerbent les défis urbains, notamment par l'augmentation des précipitations extrêmes, amplifiant le ruissellement, la contamination de l'eau et les risques pour la santé publique (Leveque et al., 2021; McLellan et al., 2018; Olds et al., 2018). L'érosion, la submersion des écosystèmes côtiers et l'impact sur la biodiversité sont aussi préoccupants (Bellard et al., 2012; Ouranos, 2015). De plus, la hausse des températures aggrave les îlots de chaleur et les problèmes respiratoires (Norton et al., 2015; Ouranos, 2015). Face à ces enjeux, les infrastructures vertes et bleues (IVB) apparaissent comme une solution clé pour l'adaptation urbaine.

Ainsi, il serait intéressant d'adapter l'outil SSANTO afin d'y inclure les changements climatiques. Est-ce que certaines zones seront affectées plus ou moins rapidement selon les horizons de temps (comme dans l'article 1, CHAPITRE 4), où on a montré que certains bassins de drainage urbains sont plus vulnérables dans le futur à court terme, alors que d'autres seront plus à risque dans le futur à long terme? Pour une étude éventuelle, l'idée serait d'adapter un outil d'aide à la planification afin de considérer les changements climatiques et la santé dans les stratégies d'aménagements. Les objectifs spécifiques seraient (i) développer une hiérarchie d'objectifs spécifiques en lien avec les changements climatiques et la santé des communautés (ii) intégrer la hiérarchie d'objectif à un outil existant (iii) et effectuer une étude de cas pour une municipalité québécoise.

Voici la méthodologie proposée pour cette idée :

La figure ci-dessous montre une vue d'ensemble de la méthodologie :

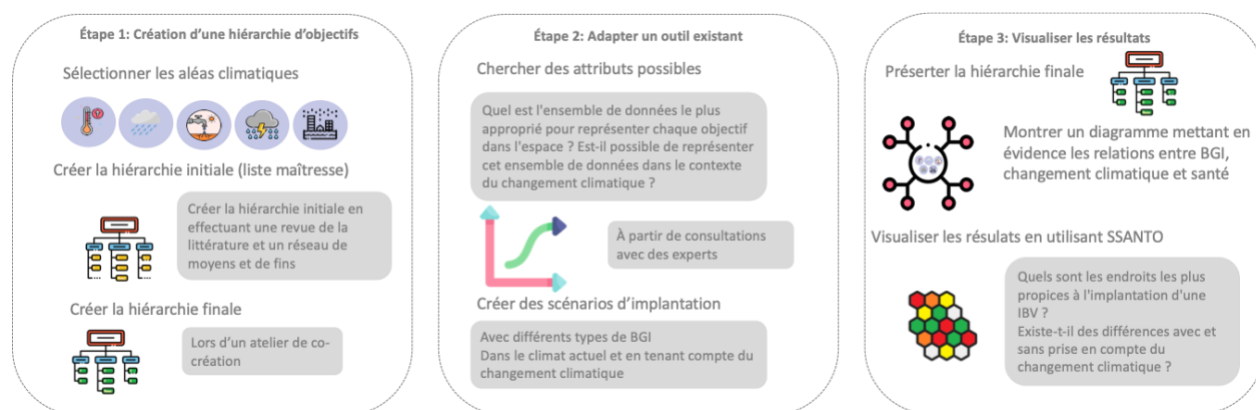


Figure 7-1 Diagramme conceptuel de la méthodologie développée pour adapter SSANTO aux changements climatiques

7.1.1 Liste maîtresse d'objectifs

Pour développer une hiérarchie d'objectifs liés aux changements climatiques et à la santé, nous avons d'abord consulté la littérature afin de déterminer les impacts des aléas climatiques. Les aléas climatiques à l'étude ont été identifiés dans Ville de Montréal (2017).

On s'attend à ce que ces six aléas climatiques soient intensifiés par le changement climatique, exerçant des impacts importants sur l'étendue géographique et la population de la région de Montréal. Les risques identifiés sont les suivants:

- Augmentation de la température. *
- Intensification des épisodes de fortes pluies.
- Amplification des vagues de chaleur. *
- Augmentation de la fréquence des tempêtes destructrices (vent, grêle, neige et pluie verglaçante).
- Prolifération des épisodes de sécheresse.
- Augmentation des inondations côtières et fluviales.

*Combinés pour l'étude éventuelle décrite dans ce chapitre.

Pour atteindre le premier objectif de recherche (créer une hiérarchie d'objectif en lien avec la santé), la littérature disponible a été examinée. Dans les sections suivantes, nous expliquons comment nous avons mené la recherche documentaire. Tout d'abord, nous avons parcouru la littérature en utilisant des termes associés à deux catégories. La première catégorie contenait des mots-clés liés aux risques climatiques, notamment «Fortes pluies», «Augmentation de la température», «Sécheresse», «Phénomènes météorologiques violents», «Tempête de verglas», «Inondation» et la seconde catégorie contenait des mots-clés liés aux impacts possibles de ces aléas : «Inondations urbaines», «Sécheresse», «Maladies transmises par l'eau», «Dégradation de la qualité de l'eau», «Débordement d'égout unitaire», «Impact», «Pollen», «Qualité de l'air». Les termes des recherches pour les deux catégories de concepts étaient liés avec le séparateur booléen «AND» dans Google scholar. Le Tableau 7-1 présente les résultats obtenus écrits sous forme d'objectifs à intégrer dans un cadre d'analyse spatiale multicritère :

Tableau 7-1 Aléas climatiques pris en compte et impact associés (sous forme d'objectif)

Aléas climatiques	Objectifs
 Minimiser l'impact de l'augmentation de la température (Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'impact des vagues de chaleur (Arnell et al., 2019; Norton et al., 2015; Ouranos, 2015; Sturiale & Scuderi, 2019)
	Minimiser l'impact des îlots de chaleur urbains (Norton et al., 2015; Ouranos, 2015; Sturiale & Scuderi, 2019)
	Minimiser la production de pollen (Norton et al., 2015; Paavola, 2017)
	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'air (Churkina et al., 2017; Jacob & Winner, 2009; Papanastasiou et al., 2015)
	Minimiser l'impact sur la végétation (Capari et al., 2022; Churkina et al., 2017)
	Minimiser l'impact sur la demande en énergie (van Ruijven et al., 2019)
	Minimiser les effets des sécheresses (Arnell et al., 2019; Mukherjee et al., 2018; Vicente-Serrano et al., 2014)
 Minimiser l'impact des fortes précipitations (modification du régime des pluies) (Leveque et al., 2021; Ouranos, 2015; Pitman et al., 2015; Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'exposition aux inondations urbaines (Zhou et al., 2017)
	Minimiser le risque d'exposition à des maladies d'origine hydrique (Auld et al., 2004; Curriero et al., 2001)
	Minimiser la fréquence des DE (Leveque et al., 2021; Patz et al., 2008; USEPA, 2008; Ville de Montréal, 2017)
	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau (Butler et al., 2015; Coulliette & Noble, 2008; Neves & Santos, 2022)
	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'air (Jacob & Winner, 2009; Leung & Gustafson Jr., 2005)
 Minimiser les impacts de sécheresses (Ville de Montréal, 2017)	Maximiser la disponibilité de l'eau
	Minimiser l'impact sur la végétation (Páscoa et al., 2020; Zhang et al., 2016)
	Réduire le risque de feu de forêt (Mukherjee et al., 2018; R. Xu et al., 2020)
	Minimiser l'impact sur la biodiversité (Bond et al., 2008)

Tableau 7-1 Aléas climatiques pris en compte et impact associés (sous forme d'objectif) (suite)

Aléas climatiques	Objectifs
 Minimiser l'impact des tempêtes destructrices (Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'impact sur les transports (Mitsakis et al., 2014; Stearns & Padgett, 2012)
	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau (Zou et al., 2023)
	Minimiser le risque d'exposition à des maladies d'origine hydrique (Cann et al., 2013)
	Minimiser l'érosion costale (Bobykina & Stont, 2015; Flor-Blanco et al., 2021)
	Minimiser les dommages aux arbres (Armenakis & Nirupama, 2014)
	Minimiser les dommages sur les infrastructures (Armenakis & Nirupama, 2014; Comfort & Haase, 2006)
 Minimiser l'impact des inondations côtières et fluviales (Pitman et al., 2015; Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau (Butler et al., 2015)
	Minimiser l'érosion costale (Penning-Rowsell, 2015)
	Minimiser les pertes économiques (Penning-Rowsell, 2015)

7.1.2 Réseau de moyens et de fins

Les objectifs ont d'abord été classés afin de visualiser leurs liens, puis organisés en une hiérarchie. Cette étape consistait à relier les objectifs pour identifier ceux de nature intermédiaire et ceux fondamentaux (Françozo & Belderrain, 2022). Pour chaque objectif, la question « Pourquoi est-ce important ? » a été posée (Françozo & Belderrain, 2022, p.6). Un objectif est qualifié d'intermédiaire s'il contribue à un autre objectif (réponse « pour... » à un autre objectif), tandis que les objectifs fondamentaux ne sont subordonnés à aucun autre objectif de la liste initiale.

La Figure 7-2 présente une première hiérarchie, elle permet de faciliter la visualisation des relations entre les différents objectifs :



Figure 7-2 Hiérarchie initiale avant l'exercice du réseau de moyens et de fins

Les critères sont traduits en objectifs avec une direction un objet et un contexte de décision (Tableau 7-1). Puis le réseau de moyen et de fin a été réalisé (Figure 7-3) afin de retirer les objectifs redondants et de classer les objectifs en objectifs fondamentaux ou intermédiaires (sous-objectifs).

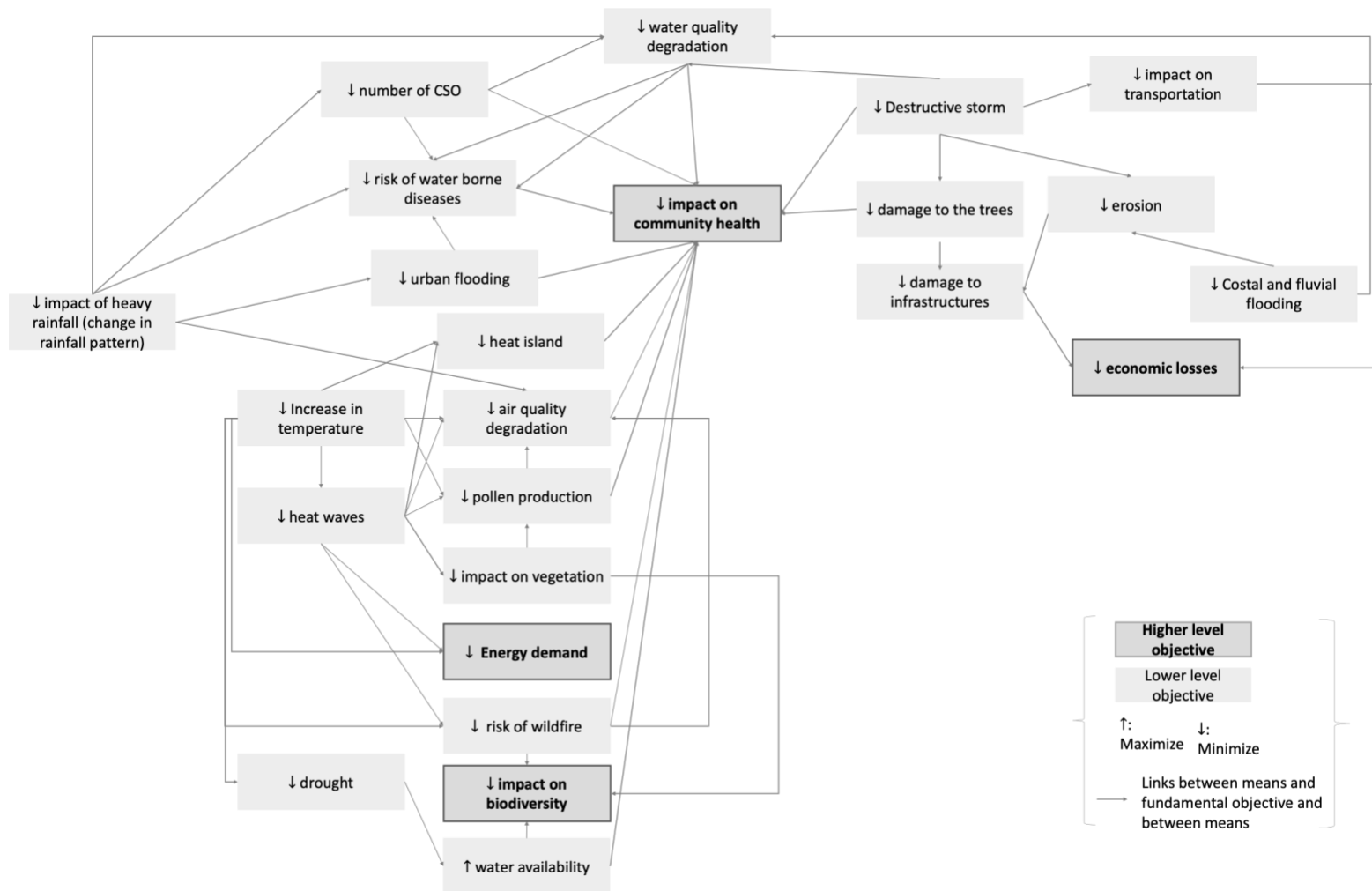


Figure 7-3 Réseau de moyens et de fins

La Figure 7-3 montre que certains objectifs ont émergé comme fondamentaux, tandis que d'autres regroupements n'avaient pas d'objectif fondamental existant. Pour ces regroupements, les objectifs intermédiaires ont été consolidés pour créer un objectif fondamental, résultant de l'addition de tous ces objectifs intermédiaires. Une série de critères pour retenir ou non les objectifs résultants du réseau de moyen et de fin a été considérée.

Pour certains objectifs, nous avons choisi un autre car il était plus facile de le représenter avec un attribut spatial.

Critère d'inclusion/d'exclusion (Lacroix et al., 2024)

- Mesurable par un attribut spatial
- Concerne un besoin satisfait par l'IVB ou une opportunité offerte par le territoire pour l'IVB, en lien avec l'IVB considéré dans le cadre d'étude
- Pas trop vague (c'est-à-dire qu'il ne s'agit pas d'un objectif général englobant plusieurs autres objectifs)
- Mesurable par un attribut spatial dans un contexte de changement climatique* ajout
- Relève de la conception de l'IVB (c'est-à-dire que l'objectif porte sur différents emplacements de l'IVB et non sur différentes conceptions) – exclusion

La Figure 7-4 montre la hiérarchie finale avant d'appliquer les critères d'inclusion et d'exclusion

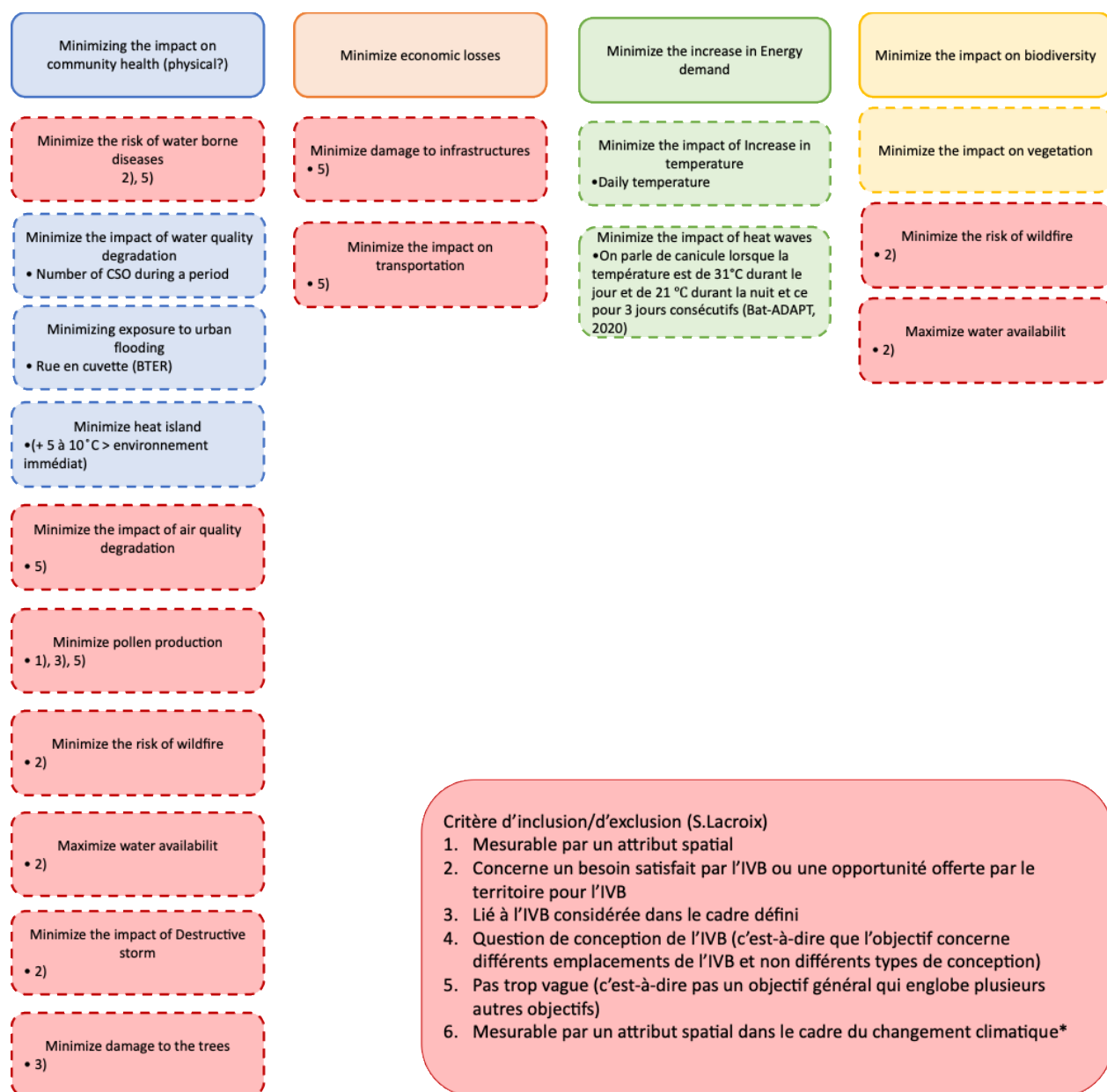


Figure 7-4 Hiérarchie finale avec et sans les critères d'exclusion. Les objectifs en rouge sont exclus selon les critères tels que définis par Lacroix et al. (2024) *sauf le critère 6. Les autres couleurs distinguent les objectifs principaux

À partir de la Figure 7-4, il est possible d'identifier les sous-objectifs qui ont été retirés de la hiérarchie (en rouge). Plusieurs sous-objectifs ont été retirés de la hiérarchie puisque ce ne sont pas des objectifs qui peuvent être atteints par l'ajout d'IVB ou que ces sous-objectifs ne sont pas mesurables spatialement. La Figure 7-5 montre la hiérarchie finale.

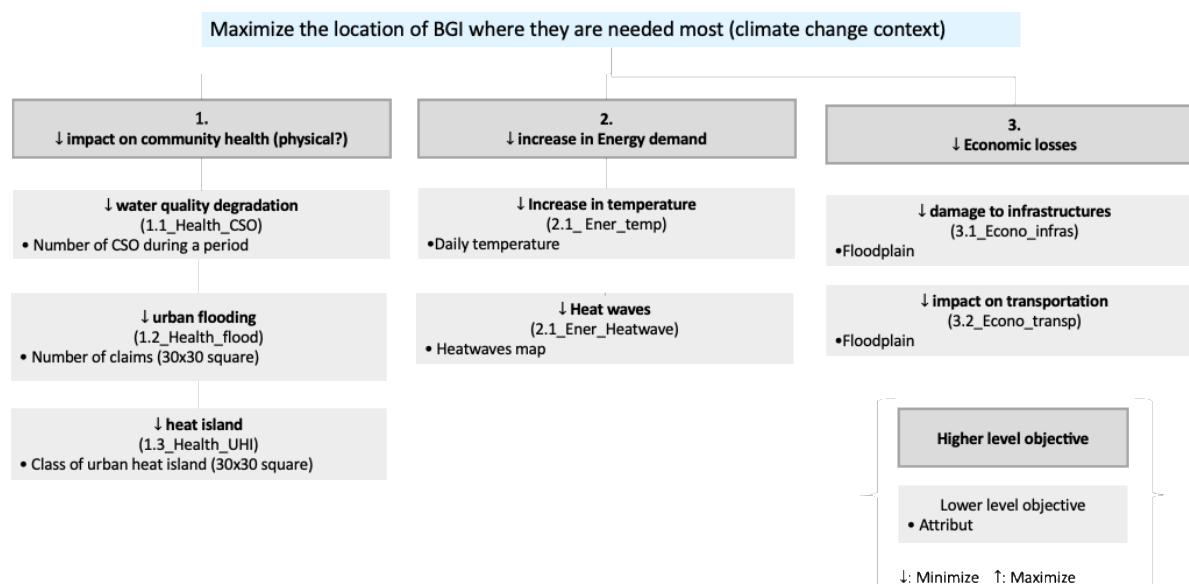


Figure 7-5 Hiérarchie d'objectifs finale pour intégrer les changements climatiques dans l'outil de planification spatiale SSANTO

L'ensemble de la hiérarchie développée s'inscrit dans la perspective des besoins, car dans ce contexte, les IVB sont implantées dans le but d'atténuer les effets des changements climatiques sur les sites (*un site a besoin d'une IVB*). Chaque objectif fondamental constitue une branche de la hiérarchie, laquelle est ensuite décomposée en sous-objectifs, eux-mêmes définis par des attributs spatiaux.

7.1.3 Aléas & santé et aléas et IVB

Pour la suite du projet, l'attention est portée sur la branche de la hiérarchie traitant spécifiquement des impacts des aléas climatiques sur la santé des communautés (Figure 7-5, branche 1). Cette partie du projet vise à répondre aux questions suivantes en s'appuyant sur une revue de la littérature:

- Quels sont les impacts des changements climatiques sur la santé physique et mentale des communautés urbaines?
- Quels types d'IVB ont un impact sur ces aléas en milieu urbain?

Le Tableau 7-2 ci-dessous présente les stratégies de recherche pour les trois aléas climatiques à l'étude.

Tableau 7-2 Stratégie de recherche adoptée dans Web of Science

Aléa climatique à l'étude	Stratégie de recherche (8 et 9 janvier 2024)	Stratégie de recherche (12, 16 et 22 janvier 2024)
Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau Nombre d'CSO au cours d'une période	" Combined sewer overflow " OR " sewer overflow " (Topic) and " Human health " OR "Community health " OR " Communities health "OR " Population health " OR " Environmental health " OR Disease OR Disorder OR Illness OR Trouble OR waterborne (Abstract) not " child sexual offense " (Author) and Article (Document Types) and Article (Document Types)	"combined sewer overflow" OR "sewer overflow" (Topic) and "Green infrastructure" OR "Green infrastructures" OR "Low impact development" OR "Blue green system" OR "Blue green systems" OR "Water sensitive urban design" OR "Sponge city" OR "Sponge cities" OR WSUD OR Phytotechnolog* OR "Nature based solution" OR "Nature based solutions" OR "Blue-green infrastructure" OR "Blue-green infrastructures" OR "Sustainable Drainage Systems" OR "Green space" OR biorention OR wetland OR "green roof" OR "Infiltration system" OR Swale OR Pond OR Lake OR Trees OR Parks OR "Community gardens" (Topic) and Control OR Manage*OR Reduc* OR Regulat* OR Mitigation OR Attenuation OR Minimize (Topic) and Article (Document Types) and Article (Document Types)
Minimiser l'exposition aux inondations urbaines Rue en cuvette (BTER)	" Urban flooding " OR " cit* flooding " OR "Waterlogging site*" (Topic) and " Psychological health " OR " Physical health "OR " Mental health "OR " Human health " OR "Community health " OR " Communities health "OR " Population health " OR " Environmental health " OR " Social health "OR " Emotional health " OR Disease OR Disorder OR Illness OR Trouble OR "Outcome problem" OR Symptom OR Stress OR Stressful OR Depression OR deprssive OR Anxiety OR Anxious OR Insecurity OR Insecure OR " water borne" (Topic) and Article (Document Types)	" Urban flooding " OR " cit* flooding " OR "Waterlogging site*" (Topic) and "Green infrastructure"OR "Green infrastructures" OR "Low impact development" OR "Blue green system" OR "Blue green systems" OR "Water sensitive urban design" OR "Sponge city" OR "Sponge cities" OR WSUD OR Phytotechnolog* OR "Nature based solution" OR "Nature based solutions" OR "Blue-green infrastructure" OR "Blue-green infrastructures" OR "Sustainable Drainage Systems" OR "Green space" OR biorention OR wetland OR "green roof" OR "Infiltration system" OR Swale OR Pond OR Lake OR Trees OR Parks OR "Community gardens" (Topic) and Control OR Manage*OR Reduc*OR Regulat*OR MitigationOR Attenuation OR Minimize (All Fields) and Article (Document Types)

Tableau7-2 Stratégie de recherche adoptée dans Web of Science (suite)

Aléa climatique à l'étude	Stratégie de recherche (8 et 9 janvier 2024)	Stratégie de recherche (12, 16 et 22 janvier 2024)
Minimiser les îlots de chaleur urbains + 5 à 10 °C > environnement immédiat	"Urban heat island " OR " heat island " (Topic) and " Psychological health " OR " Physical health "OR " Mental health "OR " Human health " OR "Community health " OR " Communities health "OR " Population health " OR " Environmental health " OR " Social health "OR " Emotional health " OR Disease OR Disorder OR Illness OR Trouble OR Outcome problem OR Symptom OR Stress OR Stressful OR Depression OR Drepsive OR Anxiety OR Anxious OR Insecurity OR Insecure (Title) and Article (Document Types)	"Urban heat island " OR "heat island" (Title) and "Green infrastructure" OR "Green infrastructures" OR "Low impact development" OR "Blue green system" OR "Blue green systems"OR "Water sensitive urban design"OR "Sponge city OR "Sponge cities" OR WSUD OR Phytotechnolog* OR "Nature based solution" OR "Nature based solutions" OR "Blue-green infrastructure" OR "Blue-green infrastructures" OR "Sustainable Drainage Systems" OR "Green space" OR biorention OR wetland OR "green roof" OR "Infiltration system" OR Swale OR Pond OR Lake OR Trees OR Parks OR "Community gardens" (Topic) and Control OR Manage*OR Reduc*OR Regulat*OR mitigational Attenuation OR Minimize (Topic) and Article (Document Types)

Afin de limiter le nombre d'articles à consulter pour les îlots de chaleur, les éléments en lien avec la santé devaient se trouver dans le titre de l'article. Nous avons consulté les résumés des articles et exclu ceux qui ne correspondaient pas à la revue de la littérature cible (les effets des aléas sur la santé des communautés). Les effets des différents aléas ont ensuite été regroupés par thème afin de synthétiser l'information.

Pour la recherche du type d'infrastructure verte, pour les îlots de chaleur, les termes «Urban heat island» ou «heat island» devaient apparaître dans le titre afin de limiter le nombre d'articles à consulter. Des articles venant de recherches documentaires précédentes ont également été consultés afin de compléter la recherche.

Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés

Aléas climatiques	Objectifs	Attributs	Impacts sur la santé	Infrastructures vertes
 Minimiser l'impact de l'augmentation de la température (Ville de Montréal, 2017)	Minimiser les îlots de chaleur urbains (Norton et al., 2015; Ouranos, 2015; Sturiale & Scuderi, 2019)	• Îlots de chaleur urbains en climat futur [categories]	• Dégradation de la qualité de l'air (Cârlan et al., 2020; Hidalgo-García & Arco-Díaz, 2023; Pitman et al., 2015; Schaefer et al., 2021; Tan et al., 2010) • Décès en excès (Fischer et al., 2012; Grossmann et al., 2012; Hannemann et al., 2023; Harlan et al., 2006; Jänicke et al., 2019; Oleson et al., 2015; Pitman et al., 2015; Tan et al., 2010; Vanos et al., 2015; Zhao et al., 2019) • Maladie cardiovasculaire (Dai & Liu, 2022; He et al., 2022; Huang et al., 2020; Jain, 2023; Urban et al., 2014; Weitz et al., 2022) • Maladies du système circulatoire (Chitu et al., 2023) • Maladie diarrhéique (Vargas & Magaña, 2020) • Perturbe l'utilisation des espaces ouverts extérieurs (J. Huang et al., 2022) • Stress thermique (Cetin et al., 2023; Rahman et al., 2022; Zander et al., 2018; Zeeshan & Ali, 2022) • Coup de chaleur (Orimoloye et al., 2018) • Lésions cutanées dues à la chaleur (He et al., 2022; Orimoloye et al., 2018; Zander S. Venter et al., 2020)	• Espaces verts et parcs (Drapeau et al., 2021; Huang et al., 2018; Marquès et al., 2022; McCarty et al., 2021; Norton et al., 2015; Probst et al., 2022; Teo et al., 2022; Wesley & Brunsell, 2019; Yao et al., 2020; X. M. Zhang et al., 2021; H. Zhou et al., 2023) • Arbres (Drapeau et al., 2021; Esfehankalateh et al., 2021; Francis et al., 2023; Hunter Block et al., 2012; Kim et al., 2018; Norton et al., 2015; Ow & Chan, 2021; Park et al., 2021; Probst et al., 2022; Shanahan et al., 2015; Sumaryana et al.; Sung, 2013; Zander S. Venter et al., 2020) • Verdissement (stationnement, bâtiments)(Drapeau et al., 2021) • Murs végétalisés (Drapeau et al., 2021; Hunter Block et al., 2012; Norton et al., 2015; Pigliautile et al., 2020; Probst et al., 2022) • Toits verts (Drapeau et al., 2021; Hunter Block et al., 2012; Kim et al., 2018; Norton et al., 2015; Pigliautile et al., 2020; Probst et al., 2022; Smalls-Mantey & Montalto, 2021; Susca et al., 2011; X. M. Zhang et al., 2021) • Biorétention (Probst et al., 2022)

Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés (suite)

Aléas climatiques	Objectifs	Attributs	Impacts sur la santé	Infrastructures vertes
 Minimiser l'impact de l'augmentation de la température (Ville de Montréal, 2017)	Minimiser les îlots de chaleur urbains (Norton et al., 2015; Ouranos, 2015; Sturiale & Scuderi, 2019)	• Îlots de chaleur urbains en climat futur [categories]	• Maladies cardiaques (Orimoloye et al., 2018) • Problèmes de santé liés à la chaleur (Buguet et al., 2023; Harlan et al., 2006; Harmay & Choi, 2023; He et al., 2022; Katavoutas & Founda, 2019; Weitz et al., 2022) • Maladie psychologique liées à la chaleur (Aghamohammadi, Fong, Idrus, Ramakreshnan, & Haque, 2021; Aghamohammadi, Fong, Idrus, Ramakreshnan, & Sulaiman, 2021; He et al., 2022; H. C. Huang et al., 2022) • Maladie du système digestif (He et al., 2022) • Maladies respiratoires (Dai & Liu, 2022; He et al., 2022; Huang et al., 2019; Scherber et al., 2013) • Maladies transmises par les vecteurs et les moustiques (LaDeau et al., 2015; Ligsay et al., 2021) • Stress thermique chez les piétons (Kántor et al., 2018) • Manque de sommeil (Cetin et al., 2023) • Inconfort thermique (Founda et al., 2019; Hamdi et al., 2024; Hatvani-Kovacs et al., 2016; Nanayakkara et al., 2023; Sarangi et al., 2021; X. Y. Wang et al., 2023; Wang et al., 2020; Zeeshan & Ali, 2022)	• Fossé (Probst et al., 2022) • Étangs et lacs (Chen et al., 2023; Lin et al., 2020; Probst et al., 2022) • Marais (Lin et al., 2020; Probst et al., 2022) • Pavée perméable (Y. Liu et al., 2020; Mun-soo et al., 2021; Probst et al., 2022) • Forêts urbaines (Wang et al., 2019)

Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés (suite)

Aléas climatiques	Objectifs	Attributs	Impacts sur la santé	Infrastructures vertes
 Minimiser l'impact des fortes précipitations (modification du régime des pluies) (Leveque et al., 2021; Ouranos, 2015; Pitman et al., 2015; Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'exposition aux inondations urbaines (Zhou et al., 2017)	• Distance d'une rue en cuvette [m] • Niveau de vulnérabilité aux inondations dues au ruissellement [categories]	• Asthme (Larson et al., 2021) • Maladies chroniques et infectieuses (Sampson et al., 2019) • Maladie diarrhéique (Jørgensen et al., 2023) • Dégradation de la qualité de l'eau (Chen et al., 2015; Owuor & Mwiturubani, 2021; Pérez-Valdespino et al., 2021; Rui et al., 2018) • Décès en excès (Yan et al., 2020) • Blessures et noyades (Hammond et al., 2015; Houghton & Castillo-Salgado, 2017) • Maladies respiratoires (Houghton & Castillo-Salgado, 2017; Mulder et al., 2019; Ohl & Tapsell, 2000) • Maladies transmises par les moustiques (Houghton & Castillo-Salgado, 2017; Ohl & Tapsell, 2000) • Maladies transmises par l'eau (Hammond et al., 2015; Houghton & Castillo-Salgado, 2017; Owuor & Mwiturubani, 2021; Rehan et al., 2023; P. Yu et al., 2018) • Santé mentale (Hammond et al., 2015; Houghton & Castillo-Salgado, 2017; Sehra & Mishra, 2022; Zhang & Jia, 2023) • Exposition aux pathogènes (Le et al., 2023; Nguyen et al., 2017; P. Yu et al., 2018)	• Biorétention (Duan et al., 2016; Koc et al., 2021; Quichimbo-Miguitama et al., 2022; Xu et al., 2023; Zhu & Chen, 2017) • Pavés perméables (Ding et al., 2022; Duan et al., 2016; Gomez-Ullate et al., 2011; J. D. Li et al., 2019; Pappalardo et al., 2017; Qin et al., 2013; Tan et al., 2024; Xie et al., 2017; Xu et al., 2023) • Toits verts (Barbaro et al., 2021; Basu et al., 2021; Cuthbert et al., 2022; Ding et al., 2022; Duan et al., 2016; Fu et al., 2022; Koc et al., 2021; Maiolo et al., 2020; Pappalardo et al., 2017; Qin et al., 2013; Romali et al., 2023; Tan et al., 2024; Watrin et al., 2020; Xie et al., 2017) • Barils récupérateurs d'eau de pluie (Barbaro et al., 2021; Burns et al., 2015; Ding et al., 2022; Neupane et al., 2021; Quichimbo-Miguitama et al., 2022; Xie et al., 2017) • Fossés (Qin et al., 2013) • Marais (Li et al., 2020) • Espaces verts et parcs (Cuthbert et al., 2022; J. D. Li et al., 2019; Nivya et al., 2023) • Étangs (Small Water Bodies) (Bhusal et al., 2023; Devi et al., 2020) • Systèmes d'infiltration (Burns et al., 2015)

Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés (suite)

Aléas climatiques	Objectifs	Attributs	Impacts sur la santé	Infrastructures vertes
 Minimiser l'impact des fortes précipitations (modification du régime des pluies) (Leveque et al., 2021; Ouranos, 2015; Pitman et al., 2015; Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'exposition aux inondations urbaines (Zhou et al., 2017)	• Distance d'une rue en cuvette [m] • Niveau de vulnérabilité aux inondations dues au ruissellement [categories]	• Gastro-entérite aiguë (Mulder et al., 2019) • Impacts sociaux (Dada et al., 2021; Panahi et al., 2010; Pappalardo et al., 2017; Qi et al., 2022) • Effets physiques et psychologiques des inondations (ten Veldhuis, 2011)	

Tableau 7-3 Impact sur la santé et IVB ayant un effet sur les aléas identifiés (suite)

Aléas climatiques	Objectifs	Attributs	Impacts sur la santé	Infrastructures vertes
 Minimiser l'impact des fortes précipitations (modification du régime des pluies) (Leveque et al., 2021; Ouranos, 2015; Pitman et al., 2015; Ville de Montréal, 2017)	Minimiser l'impact de la dégradation de la qualité de l'eau (Butler et al., 2015; Coulliette & Noble, 2008; Neves & Santos, 2022)	•Nombre de DEU	•Exposition aux contaminants (Donovan et al., 2008a; Farnham et al., 2017; Graydon et al., 2022; Hartig et al., 2021; Huang et al., 2017; Kozak et al., 2020; Lenaker et al., 2023; S. M. McGinnis et al., 2022; McLellan et al., 2018; Modise et al., 2006; Noyer et al., 2020; Olds et al., 2018; Roseboro et al., 2021; Sales-Ortells & Medema, 2014) •Maladies d'origine hydrique (Aghdam et al., 2023; Kim et al., 2021; Patz et al., 2008; Zan et al., 2023) •Dégradation de la qualité de l'eau (McLellan et al., 2018; Ruggaber et al., 2007) •Menace pour l'eau potable et les eaux de loisirs (McLellan et al., 2018; Olds et al., 2018) •Nuisances olfactives (Aghdam et al., 2023) •Propagation de bactéries résistantes aux antibiotiques (Mahaney & Franklin, 2022; Tanaka et al., 2019)	•Marais (Antunes et al., 2023; Jin et al., 2020; Masi et al., 2017; Masi et al., 2023; E. Quaranta et al., 2022; Rizzo et al., 2018; Rizzo et al., 2021; Van de Moortel et al., 2010) •Étangs (Antunes et al., 2023) •Pavés perméables (Antunes et al., 2023; Eulogi et al., 2022; Joshi et al., 2020; Roseboro et al., 2021; Suresh et al., 2023; Yang et al., 2020) •Toits verts (Bliss et al., 2009; Carson et al., 2013; Radinja et al., 2019; Suresh et al., 2023; Wong & Jim, 2014) •Système d'infiltration (Radinja et al., 2019; Suresh et al., 2023; Tao et al., 2017; Yang et al., 2020) •Biorétention (Alyaseri et al., 2023; Autixier et al., 2014; J. Chen et al., 2019; Eaton, 2018; Fan et al., 2022; Joshi et al., 2020) •Fossé (Fan et al., 2022) •Barils récupérateurs d'eau de pluie (Oberascher et al., 2021; Suresh et al., 2023; Yang et al., 2020) •Tranchée d'arbre pour les eaux pluviales (Tao et al., 2017)

Le Tableau 7-3 montre que les aléas climatiques ont un impact significatif sur la santé physique et mentale des communautés. Ces effets peuvent toutefois être atténués par l'implantation de différents types d'IVB. Cependant, comme mentionné, l'adaptation des attributs spatiaux aux changements climatiques n'a pas été possible en raison du manque de données, à l'exception de l'attribut du nombre de surverses. En effet, une carte spatiale de la variation de la fréquence des surverses avait déjà été produite dans le cadre de l'article 1 (CHAPITRE 4). Plusieurs étapes resteraient à réaliser pour compléter cette étude dont des ateliers et des consultations avec des experts.

En revanche, la revue de littérature complète le projet de doctorat en montrant que les changements climatiques auront un impact majeur sur les communautés. Ainsi, l'article 3 (CHAPITRE 6) qui intègre l'impact des pluies dans un climat futur et évalue le risque d'exposition aux microorganismes dans ce même contexte, est pertinent. Il explore également comment les IVB peuvent réduire ce risque face aux changements climatiques.

7.2 Objectif lié au DEU dans SSANTO

Dans le projet de doctorat de Sandrine Lacroix, l'outil SSANTO a été adapté au contexte québécois (Lacroix et al., 2024). L'un des sous-objectifs ajoutés dans le cadre de son travail de développement et d'adaptation de l'outil SSANTO concerne les DEU (Lacroix et al., 2024). En effet, pour donner suite à l'analyse de vulnérabilité des prises d'eau potable effectuée en 2015, il est désormais nécessaire de proposer des solutions pour atténuer les vulnérabilités identifiées dans ces rapports, y compris celles liées aux DEU. Le développement d'un indice de priorisation des DEU ainsi que l'utilisation des IVB pourraient être intégrés dans les plans d'action visant à réduire la vulnérabilité des prises d'eau potable (MELCC, 2022). L'ajout d'un objectif lié aux DEU permettrait aux utilisateurs de SSANTO d'identifier les sites propices à l'implantation des IVB basée sur les résultats en priorisant les sites d'implantation situés dans les bassins de drainage urbain (BDU) prioritaires pour les surverses.

Afin de créer l'objectif final, plusieurs objectifs ont été considérés (en termes de formulation) :

1. Réduire la vulnérabilité des prises d'eau potable
2. Réduire la vulnérabilité des zones de baignade
3. Réduire la contamination des DEU (charge en contaminants)
4. Réduire les DEU (fréquence)

Après discussion, l'objectif 2 est retenu (Réduire la vulnérabilité des zones de baignade). Afin d'intégrer cet objectif dans SSANTO, il faut déterminer un attribut spatial pour le représenter. L'utilisation de l'indice de vulnérabilité, tel que décrit dans l'article 1 (CHAPITRE 4), a été prise en compte. Cependant, le calcul de cet indice nécessite plusieurs données, dont certaines ne sont pas librement accessibles sur les portails de données ouvertes, notamment le diamètre des conduites. De plus, cet indice permet uniquement de caractériser les bassins versants dont l'ouvrage de rejet se situe en amont d'une prise d'eau potable ou d'un site récréatif (si adapté, comme décrit dans l'article 1).

Afin de pouvoir appliquer SSANTO, il faut d'abord traduire les attributs (associés à chaque objectif) en échelle de valeurs (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024). Pour établir ces échelles dans la version adaptée de SSANTO développé par Lacroix et al. (2024), nous avons effectué 12 consultations (17 expert.es au total). Ces échelles de valeurs attribuent des scores d'adéquation, compris entre 0 (pas du tout adapté) et 1 (très adapté), aux données spatiales pour chaque attribut de la hiérarchie (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024). Par exemple, une zone avec une forte vulnérabilité aux ICU recevait une note d'adéquation de 1 tandis qu'une zone peu vulnérable recevait une note de 0 selon le jugement des expert.es. Rapporter la valeur des attributs sur une échelle de 0 à 1 permet de comparer des attributs ayant des unités différentes entre eux.

Or, au début du projet, les échelles de valeurs étaient créées en comparant les différents types d'IVB entre elles comme suggéré dans la méthodologie de Gougeon (2023). Pour établir cette échelle, les sept types d'IVB ont été comparés entre eux en s'appuyant sur les données de la littérature afin de déterminer laquelle est la plus adaptée. Une revue de la littérature scientifique a ainsi été réalisée pour chaque type d'IVB, en mettant un accent particulier sur les études de cas.

Les IVB étudiées sont celles déjà implémentées dans la version initiale de SSANTO (Kuller et al., 2019).

La Figure 7-6 illustre cette analyse, dont l'objectif est d'identifier les IVB les plus adaptées à la réduction du risque de surverses, en lien avec l'objectif 2 mentionné précédemment (réduction de la vulnérabilité des zones de baignade). Il est cependant important de souligner que cette première analyse était préliminaire et la méthode a été ajustée dans Lacroix et al. (2024).

Volume des DEU	• 50% à 99% (scénario optimal)	• 86% (scénario optimal)	• 60% (scénario optimal)	• Stocker temporairement et ralentir les eaux de ruissellement	• -	• Ralentir les eaux de ruissellement	• 50% (scénario optimal)
Ruissellement pluvial	• 12,7% à 19,4% (Scénario optimal) • 2,1% (scénario à 25%)	• 8,19% (scénario à 25%)	• 1,64% (scénario à 25%)	• 0,20% à 0,93% (scénario à 5,7%)	• 0,14% (scénario à 5,7%)	• 0,33% (scénario à 25%)	• 1,64% (scénario à 25%)
	Cellule de biorétention/jardin de pluie 	Système d'infiltration 	Toit vert 	Étang et lac 	Marais filtrant 	Noue 	Baril récupérateur d'eau de pluie 
	(Autixier et al., 2014; Li et al., 2021)	(Autixier et al., 2014; Li et al., 2021)	(Autixier et al., 2014; Li et al., 2021)	(Li et al., 2021; USEPA, 2021b)	(Li et al., 2021)	(Li et al., 2021; MELCC, 2014; USEPA, 2021b)	(Autixier et al., 2014; Li et al., 2021)

Figure 7-6 Performance des IV intégrées dans SSANTO pour la réduction du volume de surverse et du ruissellement d'eau pluviale

Selon la littérature, les cellules de biorétention semblent être les systèmes les plus performants pour la gestion des DEU puisqu'elles permettent de réduire le volume des DEU ainsi que le ruissellement pluvial et donc l'eau qui entre dans le réseau d'égout (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2020; Lucke & Nichols, 2015; USEPA, 2014). Les étangs et lacs ainsi que les marais filtrants sont les systèmes les moins performants dans le cas de la réduction du volume de surverse et du ruissellement d'eau pluviale.

L'objectif final lié aux DEU est défini de cette manière :

Très élevé : Bassin versant urbain associé à une infrastructure de trop-plein qui **affecte directement les zones de baignade non contrôlées ET les sites récréatifs**.

Élevé : Bassin versant urbain associé à une infrastructure de trop-plein qui **affecte directement les zones de baignade ET les sites récréatifs**.

Modéré : Bassin versant urbain associé à une infrastructure de trop-plein qui **affecte directement l'approvisionnement en eau potable** (priorité plus faible en raison du traitement).

Faible : Tous les autres bassins versants urbains liés à une infrastructure de trop-plein, mais qui n'affectent pas directement une zone de baignade, une zone récréative ou une prise d'eau potable (pas dans la zone immédiate ou intermédiaire).

Très faible : Le reste des bassins versants urbains qui ne sont pas liés à une infrastructure de trop-plein (l'infiltration de l'eau dans ces bassins versants urbains (à la source) peut réduire le ruissellement et donc la surcharge du réseau).

Non applicable : (réseau séparatif sans trop-plein).

L'échelle de valeurs associée à cet objectif est décrite dans Lacroix et al. (2024).

Il est important de noter que, finalement, la normalisation des échelles de valeur n'est pas réalisée en comparant les IVB entre elles.

Ainsi, même si les résultats de cette section ne sont pas utilisés pour définir le nouvel objectif dans l'outil SSANTO, cette étude a néanmoins permis de démontrer que les systèmes de biorétention sont adaptés pour le contrôle des DEU. Cette étude a également été prise en compte dans les travaux pour le développement de SSANTO effectué par Lacroix et al. (2024).

7.3 Caractérisation du risque microbien

Pour ce projet, afin de calculer le risque microbien, il a été décidé de programmer un notebook Python à partir d'un code préalablement développé par Schijven et al. (2015). Le choix de Python offre une grande flexibilité, permettant de sélectionner individuellement chaque paramètre et de visualiser les calculs nécessaires pour estimer le risque d'infection. Parmi ses avantages, ce code facilite l'intégration de différents paramètres, notamment les résultats issus du modèle SWMM et de la modélisation du ruissellement sur le bassin versant, y compris les scénarios liés aux changements climatiques. De plus, ce code a déjà été utilisé avec succès pour évaluer le risque lié aux débordements d'égouts unitaires (DEU) sur les eaux récréatives (Derx et al., 2023). Le Tableau 7-4 présente les facteurs de conversions pour calculer le risque de maladie avec le risque d'infection.

Tableau 7-4 Facteurs de conversion pour passer de la probabilité d'infection (risque d'infection) à la probabilité de maladie, tiré de Timm et al. (2016)

Microorganismes	Facteurs de conversion	Références
Giardia	0.98	(Kent et al., 1988)
Cryptosporidium	0.70	(World Health Organization, 2016a)

La probabilité d'infection correspond à la chance d'ingérer le microorganisme étudié, tandis que la probabilité de maladie représente la probabilité de développer des symptômes une fois infecté. Les modèles dose-réponse issus de la littérature et d'essais expérimentaux permettent ainsi de déterminer directement la probabilité d'infection c'est pourquoi des facteurs de conversion sont utilisés par la suite.

Ces facteurs de conversions seront utilisés dans la section 7.3, mais pas dans la communication scientifique (article 3, CHAPITRE 6), puisque le risque d'infection peut être utilisé comme critère de décision efficace pour la gestion de la baignade (Eregno et al., 2016) en étant comparé aux valeurs proposées par l'Organisation mondiale de la santé de 19 cas par 1000 nageurs (World Health Organization, 2021).

L'ÉQRM développée dans le cadre de ce projet de recherche est à la fois déterministe et probabiliste puisque la concentration et le débit des DEU sont des valeurs uniques issues des simulations PCSWMM. En revanche, la concentration de base dans la rivière et le volume ingéré sont déterminés de manière statistique par des distributions Gamma telle qu'effectué dans Derx et al. (2023), qui analyse la même étude de cas (CHAPITRE 6). Finalement, les modèles dose-réponses sont statistiques.

Dans le cas de cette recherche, le modèle exponentiel a été utilisé pour modéliser *Giardia* et le modèle hypergéométrique a été utilisé pour *Cryptosporidium* tel que proposé dans Derx et al. (2023).

7.3.1 Calculer la probabilité d'infection annuelle

Pour estimer la probabilité annuelle d'infection, il est possible de supposer l'indépendance des événements, telle que suggérée dans la méthode EQRM, puisque les risques de maladie ou de décès sont souvent considérés indépendants de la dose une fois l'infection survenue (Michigan State University & Ohio State University, 2022). De plus, étant donné que les activités récréatives en milieu aquatique sont fortement saisonnières – atteignant un pic durant lors de la saison estivale dans la plupart des zones de baignade et qu'elles concernent principalement les jeunes, il est essentiel de comprendre les variations saisonnières et démographiques associées aux différents pathogènes (Ryan et al., 2022). Par exemple, comme montré dans le Tableau 2-2, les adultes se baignent moins fréquemment et généralement moins longtemps que les enfants. L'accès gratuit et la proximité des lieux de baignade peuvent également influencer les comportements des baigneurs. Par exemple, la plage de Verdun à Montréal est facilement accessible en transport en commun et en transport actif, tout comme certains bras du Danube à Vienne. Pour le calcul de la probabilité annuelle, il est supposé 7 baignades (Michigan State University & Ohio State University, 2022)

par année avec des événements de 45 minutes (McBride et al., 2013) soit 5.25 heures. Les événements sont considérés indépendants.

$$P_{infection\ annuelle} = 1 - (1 - P_{infection\ horaire})^N \quad \text{Équation 7-1}$$

Cette équation est dérivée de celle proposée dans le guide pour la sécurité des eaux récréatives de l'OMS qui est basée sur une probabilité d'infection horaire (World Health Organization, 2021). $P_{infection\ annuelle}$ est la probabilité d'infection annuelle, $P_{infection\ horaire}$ est la probabilité d'infection horaire calculée à partir de la méthode EQRM et N est le nombre d'heures d'exposition (5.25 heures).

Contrairement à l'eau potable, pour laquelle un seuil de probabilité d'infection annuel de 10^{-4} est établi (World Health Organization, 2011) par l'OMS, les lignes directrices pour les eaux récréatives ne définissent pas explicitement de seuil chiffré pour *Giardia* ou *Cryptosporidium*. L'OMS recommande plutôt une approche qualitative basée sur la surveillance microbiologique, les sources de contamination et les contextes d'exposition locale (World Health Organization, 2021). Toutefois, dans le contexte des activités récréatives (ex. baignade, sports nautiques), des seuils de probabilité d'infection compris entre 10^{-2} (1 sur 100) et 10^{-3} (1 sur 1 000) pourraient être considérés comme acceptables, en fonction du type d'activité, de la fréquence d'exposition et de la vulnérabilité des populations exposées. Les plages surveillées ou les zones de baignade intensivement utilisées pourraient exiger des seuils plus stricts, tandis que des expositions occasionnelles dans des milieux naturels pourraient tolérer un risque légèrement plus élevé. Ces seuils sont à adapter selon les contextes locaux et les objectifs de gestion du risque. Dans la section suivante (7.3.2), le calcul de la probabilité de maladie est effectué, puisqu'il existe des seuils pour cette valeur.

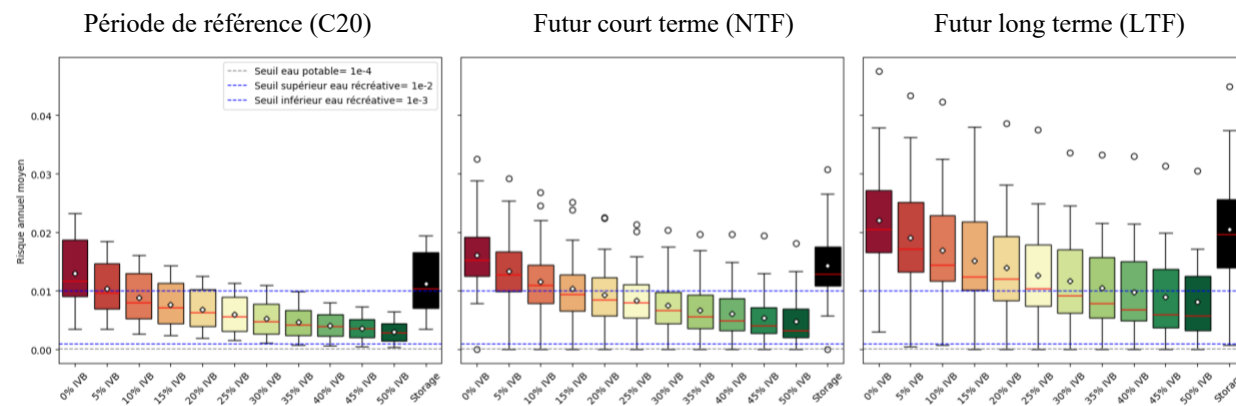


Figure 7-7 Variabilité interannuelle de la probabilité d'infection annuelle moyenne par stratégie d'implantation d'IVB et par horizon de planification pour Giardia. La ligne tiretée grise représente le seuil acceptable pour l'eau potable, les lignes bleues sont des suggestions de seuils pour l'eau récréative. Une boîte plus verte représente un taux d'implantation d'IVB plus élevé, la boîte noire représente le stockage additionnel.

La Figure 7-7 montre que la probabilité annuelle d'infection dépasse non seulement le seuil établi pour l'eau potable, mais aussi le seuil inférieur proposé pour les activités récréatives, soit 10^{-3} . En ce qui concerne le seuil supérieur suggéré de 10^{-2} , certaines valeurs observées se situent en dessous, ce qui indique qu'il est parfois respecté. On observe également que plus le taux d'implantation d'IVB est élevé, plus le risque d'infection diminue, se rapprochant ainsi du seuil inférieur suggéré.

Par ailleurs, la probabilité annuelle d'infection tend à augmenter avec l'intensification des changements climatiques. Il est important de souligner que le même nombre d'heures d'exposition a été utilisé pour le climat de référence et pour les deux horizons futurs. Or, il est probable que, sous l'effet des changements climatiques, la population fréquente davantage les plans d'eau ou que la saison de baignade s'allonge, ce qui augmenterait le nombre d'expositions (N) et, par conséquent, le risque d'infection. En effet, selon Leveque et al. (2021), le nombre de jours avec des températures supérieures à 30 °C ainsi que la fréquence des vagues de chaleur devraient augmenter d'ici 2050. Il devient donc essentiel de maintenir une bonne qualité des eaux de baignade afin d'assurer un accès sécuritaire à ces milieux.

7.3.2 Calcul de la probabilité de maladie

Dans certaines études, la probabilité d'infection est considérée comme le résultat final des calculs de l'EQRM ce qui conduit souvent à une surestimation du risque (Timm et al., 2016). Or, une infection ne doit pas être confondue avec une maladie. Il est possible de passer de la probabilité d'infection à la probabilité de maladie en utilisant des facteurs de conversion (Timm et al., 2016). Les facteurs de conversions sont présentés dans le Tableau 7-4. La probabilité d'infection se calcule à partir des modèles dose-réponse selon le pathogène étudié (Tableau 2-3), puis le facteur de conversion est appliqué :

$$P_{\text{maladie}} = P_{\text{infection}} * P_{\text{maladie}|\text{infection}} \quad \text{Équation 7-2}$$

où P_{maladie} est la probabilité de tomber malade à la suite d'une exposition selon la probabilité d'infection. Afin d'interpréter les résultats de l'EQRM, il est possible de se baser sur le principal objectif de sécurité récréative de 32 maladies pour 1 000 expositions récréatives adoptées aux États-Unis (Kozak et al., 2020).

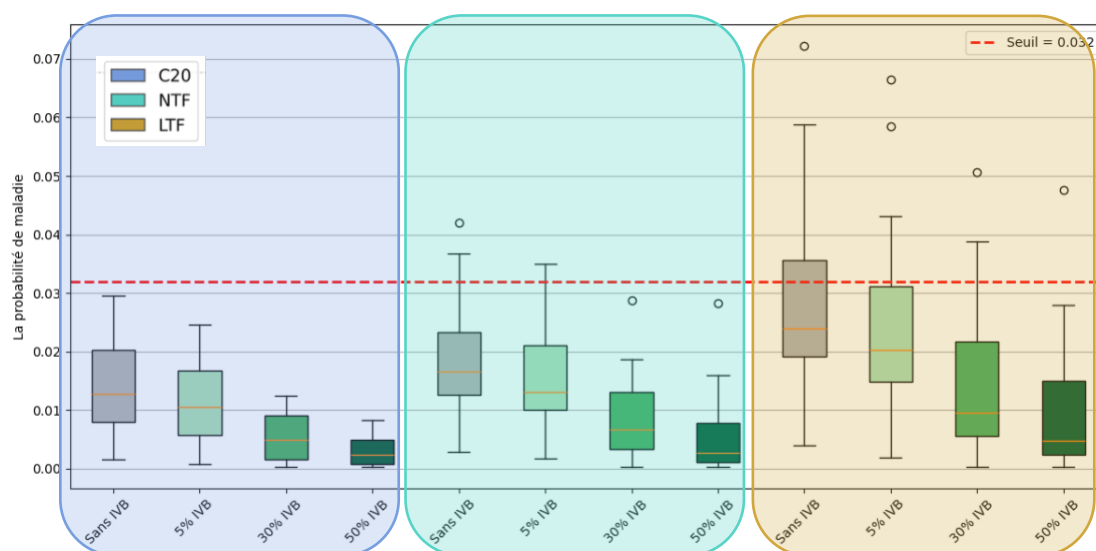


Figure 7-8 Probabilité de tomber malade à la suite d'une exposition (baignade) pour l'été (juin, juillet, août) pour *Giardia*. La ligne rouge représente la cible de sécurité récréative.

Sur le graphique, on observe que pour C20, la probabilité de maladie reste sous le principal objectif de sécurité récréative, même sans l'ajout d'IVB. En revanche, pour NTF, certains points situés dans le 4^e quartile (les 25 % les plus élevés) dépassent le seuil, que ce soit sans IVB ou avec 5 % d'IVB. Le cas de LTF est encore plus critique: certaines valeurs du 4^e quartile dépassent la limite même après l'ajout d'IVB à 30 %, et des points du 3^e quartile sont déjà au-dessus dans la stratégie sans IVB. Cela souligne que, bien que la mise en place d'IVB permet de réduire les concentrations, elle ne suffit pas toujours à respecter les seuils, notamment dans le contexte des changements climatiques.

Cette section permet de compléter la dernière étape de la méthode EQRM telle que présentée à la section 2.1.3.1.

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

8.1 Vue d'ensemble des résultats de la thèse

Pour atteindre les objectifs spécifiques présentés au chapitre 3, l'approche de ce projet de recherche est divisée en trois grandes parties. La Figure 8-1 montre les conclusions principales de chaque section du projet.

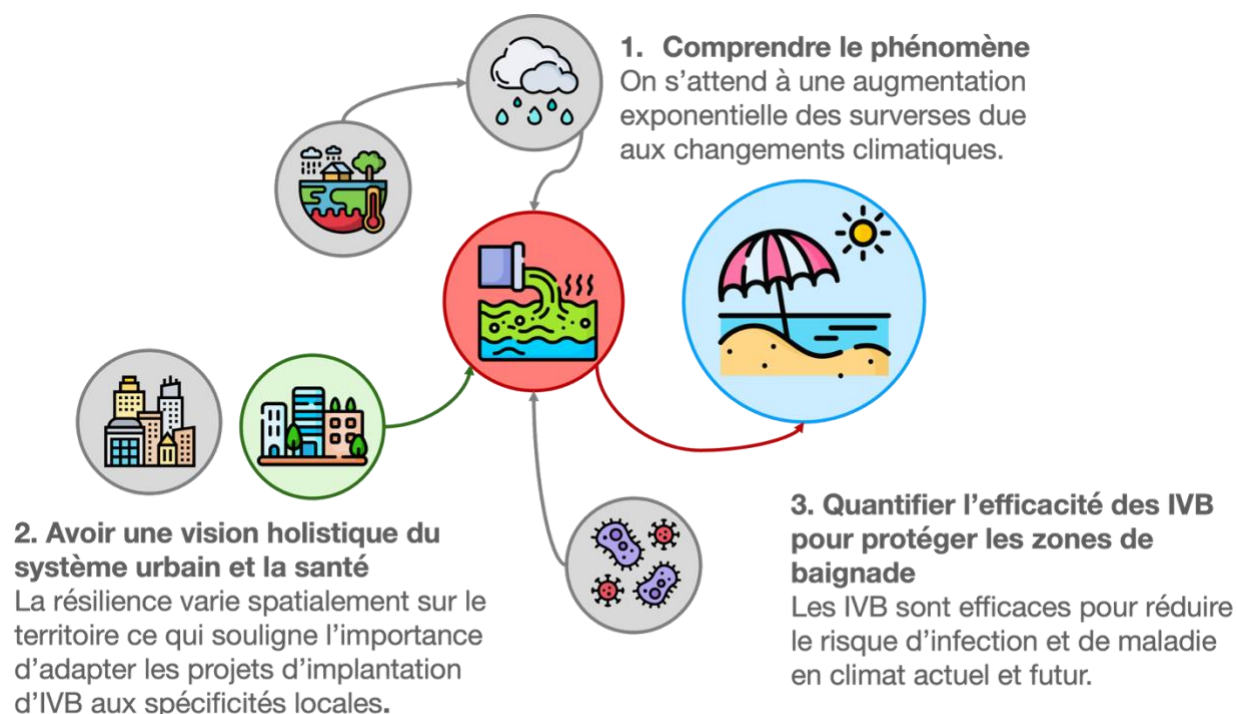


Figure 8-1 Facteurs influençant la contamination des zones de baignade et principales conclusions de la thèse

Ce projet de recherche visait principalement à évaluer les impacts des IVB sur la santé publique afin d'éclairer la prise de décision en matière de planification urbaine et de gestion des eaux pluviales. Ce projet part du constat que les DEU altèrent la qualité de l'eau de surface dans les milieux récepteurs et entraînent ainsi des conséquences sur la santé publique. À partir des lacunes identifiées, ainsi que de la problématique des DEU, trois thèmes clés ont émergé : (1) les changements climatiques, (2) la gestion des eaux pluviales par les IVB et (3) la santé de la population.

Chacun des articles présentés dans ce projet de recherche traite d'un ou plusieurs de ces thèmes et contribue à combler les lacunes identifiées dans la littérature (section 3.1).

Les chapitres 4, 5 et 6 présentent des discussions approfondies sur les résultats obtenus aux différentes étapes du projet. En revanche, ce chapitre offre une discussion globale du projet de recherche afin de répondre aux questions issues des objectifs spécifiques définis au Tableau 3-2 de la section 3.2. Une discussion générale est d'abord proposée pour présenter les principales contribution et conclusion de la thèse puis un retour sur les objectifs du projet est effectué pour compléter les questions de recherche identifiées au Tableau 3-2 et discuter des limites de la recherche. Finalement une section sur l'intégration des résultats dans un plan de gestion de la sécurité des eaux récréatives est élaborée afin de mieux ancrer les résultats dans la pratique.

Les résultats issus de ce projet de recherche permettent d'éclairer les décideurs sur les leviers d'action prioritaires à différents niveaux, et ce, à travers trois grands axes de recherche correspondants aux objectifs suivants :

Tableau 8-1 Retour sur les objectifs de recherche, les conclusions et les contributions associées

Objectifs	Conclusions	Contributions scientifiques	Contributions pratiques
O1 Développer une méthode de priorisation des bassins de drainages urbains pour réduire les DEU dans le contexte des changements climatiques	Il y aura une augmentation des DEU de façon exponentielle causée par les changements climatiques. Le modèle de priorisation à deux périodes (NTF et LTF) met en évidence le fait que certains bassins de drainage urbains nécessitent une attention immédiate, tandis que d'autres devront faire l'objet d'une attention particulière à l'avenir.	Une méthode de priorisation des bassins de drainage urbain qui prend en compte l'impact des changements climatiques sur les DEU, en termes de vulnérabilité aux risques microbiens. L'utilisation de l'accumulation de pluie sur différentes durées comme variable explicative afin de capturer les divers types d'événements pluvieux qui contribuent aux DEU	Une méthode simplifiée, basée sur les pluies, pour identifier les bassins urbains les plus vulnérables à deux horizons de planification et mieux orienter la protection des zones sensibles (baignade, prises d'eau potable). Une méthode peu exigeante en ressources qui repose sur des données facilement accessibles.
O2 Développer et appliquer un cadre d'analyse de la résilience qui tienne compte à la fois de la gestion des eaux pluviales et de l'aspect socioécologique, en tenant compte de la santé.	La résilience varie spatialement sur le territoire et la façon dont la mise en œuvre d'un projet d'implantation d'IVB est effectuée peut influencer la résilience différemment en fonction du lieu, de la manière et de l'endroit où il est déployé. Les facteurs clés influençant la résilience comprennent la réduction du ruissellement, la diminution des pourcentages de surface imperméable, l'augmentation de la diversité de l'utilisation des sols et l'offre d'un plus grand nombre d'aires de loisirs. Les résultats montrent que les différences entre les secteurs ont un impact significatif sur la résilience, ce qui souligne l'importance de mener des analyses de résilience à plusieurs endroits du bassin versant.	Le développement d'un cadre de la résilience urbaine qui considère à la fois les aspects de gestion des eaux pluviales et la santé et qui permet de quantifier la contribution des IVB à la résilience urbaine. L'intégration des critères sociaux dans le choix des emplacements des IVB via l'utilisation d'un outil d'aide à la planification pour le développement des stratégies d'implantation. L'utilisation des simulations continue dans l'outil SWMM pour mieux refléter la réalité en termes de saturation du sol et d'effets du cycle de période sèche et avec pluie.	Le développement d'un cadre d'analyse de la résilience qui permet aux utilisateurs de SSANTO de tester les stratégies d'implantation générées.

Tableau 8-1 Retour sur les objectifs de recherche, les conclusions et les contributions associées (suite)

O3 Évaluer les changements futurs des niveaux de Giardia et de Cryptosporidium dans un cours d'eau urbain en aval des rejets d'eaux usées et à évaluer les risques d'infection récréative avec et sans IVB comme barrière supplémentaire	L'implantation d'IVB permet de diminuer le volume de DEU en climat actuel et en climat futur. Les IVB contribuent à la réduction de la concentration des contaminants dans le cours d'eau récepteur et diminuent également le risque d'infection. Les IVB sont aussi (et plus) efficaces que des solutions «grises» comme l'ajout de réservoir. Les IVB améliorent la qualité de l'eau, mais leur efficacité plafonne au-delà de 20–40 % de surface imperméable convertie, limitant l'intérêt d'une expansion supplémentaire. Cette information aide les décideurs à maximiser les bénéfices tout en optimisant les ressources et en limitant les contraintes spatiales et financières.	L'utilisation des simulations continues sur une période de 30 ans dans l'outil SWMM pour mieux refléter la réalité en termes de saturation du sol et d'effets du cycle de période sec et avec pluie. La démonstration que le l'utilisation des biorétentions pour réduire les DEU dans un contexte de santé publique est efficace. L'utilisation de la méthode EQRM pour valider l'efficacité des biorétentions comme barrière supplémentaire pour réduire les risques d'infection pour une exposition via la baignade.	Les IVB peuvent agir comme barrière supplémentaire pour protéger les zones de baignade en milieu urbain tout en offrant d'autres cobénéfices. Une implantation d'IVB, même limitée, peut réduire le risque d'infection.
--	---	--	---

Ainsi, cette recherche apporte des contributions scientifiques en matière de modélisation, de planification territoriale et d'évaluation des risques sanitaires, tout en proposant des outils concrets et applicables à l'usage des décideurs et des urbanistes. En intégrant les dimensions climatiques, sanitaires, sociales et environnementales, elle offre un cadre robuste pour soutenir des interventions urbaines durables et plus équitables.

8.2 Retour sur l'objectif 1

Dans l'article 1, il est suggéré que l'utilisation de l'indice de priorisation développé permettrait une meilleure allocation des ressources (temps, humaines, matérielles, financières), en orientant les interventions vers les zones les plus critiques (Jean et al., 2021).

Cette approche est également soutenue par Jean et al. (2021), qui soulignent que pour maximiser les résultats, il est essentiel de bien localiser les IVB et de les intégrer de manière stratégique aux systèmes de contrôle en temps réel.

Plusieurs études montrent que l'efficacité des solutions de gestion des eaux pluviales dépend fortement du contexte d'implantation. Par exemple, Luan et al. (2019) indiquent qu'il existe une combinaison optimale de mesures selon l'usage du sol. De plus, des travaux soulignent que des facteurs tels que la proportion de surfaces imperméables, la diversité des usages du sol ou la présence d'espaces ouverts influencent également la performance des interventions (Fu et al., 2021; Luan et al., 2019; Miguez & Veról, 2017; Paquin, 2020; Rodriguez et al., 2024). Ces éléments renforcent l'importance d'une planification stratégique qui tienne compte du contexte urbain et de l'usage du sol pour améliorer l'efficacité des IVB et assurer une meilleure distribution des ressources.

L'indice développé dans le cadre de l'article 1 considère seulement la période entre mai et octobre. Or, bien qu'il s'agisse de la période la plus critique pour les baigneurs, le printemps est la période posant le plus grand risque pour les prises d'eau potable en raison des pointes de contaminant pouvant être observées (Dorner et al., 2007; T. Thorolfsson, 2012). En effet, le phénomène de fonte de la neige, qui a lieu au printemps, est particulièrement critique pour l'eau potable due à la présence accrue d'indicateurs fécaux et également la basse température des eaux de surface, qui a une influence sur l'efficacité de la désinfection. (Madoux-Humery et al., 2016).

C'est pourquoi qu'en plus des précipitations, plusieurs facteurs liés aux conditions hivernales doivent être pris en compte pour modéliser précisément l'occurrence des DEU en climat froid comme au Québec.

8.2.1 Limites de l'étude (O1)

L'indice de priorisation développé dans le cadre de l'objectif 1 (article 1, CHAPITRE 4) constitue un outil pertinent pour optimiser la mise en place de stratégies de mitigation des DEU. Contrairement aux modèles hydrologiques, il requiert peu de données tout en permettant d'intégrer les effets des changements climatiques sans nécessiter la désagrégation des données de précipitations, ce qui pourrait introduire des erreurs. De plus, cet indice est facilement adaptable à d'autres territoires. L'association des précipitations en climat futur avec l'indice de risque microbien est particulièrement intéressante, car elle permet d'établir un lien direct avec la santé de la population, renforçant ainsi la pertinence de l'outil pour la gestion des risques sanitaires liés aux DEU. Combiné à des outils de planification tels que SSANTO (Kuller et al., 2019; Lacroix et al., 2024), l'indice de priorisation développée permettrait ainsi de répondre à plusieurs objectifs simultanément pour assurer une prise de décision cohérente avec ce qui est attendu en climat futur.

Or, l'indice pose tout de même quelques lacunes:

- L'indice est basé sur la fréquence des surverses, ce qui constitue une mesure pertinente pour évaluer leur occurrence. Toutefois, cette seule métrique ne reflète pas entièrement les dynamiques d'un ouvrage de surverses (Lau et al., 2002). Intégrer la durée ou le volume des débordements permettrait de mieux quantifier leur ampleur (N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, J.-M. Touttée, et al., 2019). En effet, un ouvrage peut déborder fréquemment, mais sur de courtes périodes, ou au contraire, connaître des débordements plus rares, mais de longue durée, entraînant ainsi des volumes de déversement plus importants. Ainsi, bien que la fréquence soit un indicateur pertinent, elle pourrait être complétée par d'autres paramètres pour une représentation plus complète du phénomène. La durée de l'événement de DEU est plus représentative de l'amplitude du déversement d'eaux usées (N. McQuaid, A.-S. Madoux-Humery, J.-M. Touttée, et al., 2019). Une combinaison de la fréquence et du volume pourrait aussi être un bon indicateur pour représenter l'effet sur la qualité de l'eau du milieu récepteur (Lau et al., 2002).
- L'indice ne permet pas de tester directement des stratégies de mitigation. Bien que les caractéristiques des bassins de drainage urbains (telles que la pente et le pourcentage de surfaces imperméables) soient prises en compte de manière indirecte, puisque le modèle repose sur des données réelles, il n'est pas possible de les modifier pour simuler l'ajout d'infrastructures vertes ou d'autres transformations du territoire. Pour évaluer l'impact de telles stratégies, il est nécessaire d'utiliser un modèle hydrologique, capable de représenter ces changements et d'en analyser les effets sur les déversements.
- L'indice prend en considération un seul scénario climatique, le RCP8.5. Ce scénario correspond à une trajectoire où les concentrations de gaz à effet de serre (GES) atteignent un forçage radiatif de 8,5 W/m² en 2100 (Ouranos, s.d.). Or, le choix d'un scénario avec des concentrations différentes pourrait influencer de manière significative les précipitations projetées puisque plus l'année de projection est éloignée de la période de référence, plus les incertitudes liées au scénario deviennent importantes (Hawkins & Sutton, 2009). L'impact du choix du scénario sur les projections climatiques a déjà été montré dans plusieurs études. Par exemple, une étude menée dans le nord-ouest de l'Angleterre conclut que la plupart des modèles prévoient une augmentation des précipitations annuelles, mais une diminution des

précipitations pendant la saison de baignade (mai à septembre) (Abdellatif et al., 2014). En comparaison, l'étude présentée au CHAPITRE 4 met en évidence une augmentation marquée de la fréquence des surverses, suggérant une hausse des précipitations en période sans glace (mai à octobre). Ces résultats soulignent non seulement les divergences possibles entre les modèles climatiques, mais aussi l'influence des spécificités régionales.

Par ailleurs, le 6^e rapport du GIEC, complété en 2023, privilégie désormais les scénarios de type Shared Socio-economic Pathways (SSP) (IPCC, 2023; Ouranos, s.d.). Ces scénarios permettent de prendre en compte à la fois l'évolution des paramètres socio-économiques et les émissions de GES qui en découlent. Ils établissent ainsi un lien direct entre les choix sociétaux et les niveaux de réchauffement climatique futurs. Ce type de scénarios pourraient être plus pertinent pour des recherches futures.

8.2.2 Perspectives (O1)

Afin d'améliorer l'indice développé dans le cadre de l'article 1 et d'en accroître la portée en matière d'aide à la décision, il serait pertinent d'ajouter au modèle de régression logistique des variables explicatives telles que le pourcentage de surfaces imperméables ou le couvert végétal. Ces variables, susceptibles d'être modifiées dans des scénarios, permettraient d'évaluer de façon exploratoire l'effet potentiel de stratégies d'implantation d'IVB sur la fréquence des surverses, bien que cette approche reste de nature statistique et ne remplace pas l'analyse mécaniste offerte par les modèles hydrologiques.

Par ailleurs, l'ajout de variables climatiques telles que la température de l'air et la forme des précipitations (neige ou pluie) permettrait d'élargir l'application du modèle à l'ensemble de l'année, incluant les mois d'hiver, même si la proportion de DEU est plus petite (Madoux-Humery et al., 2016; Ministry of Municipal Affairs Regions and Land Occupancy, 2012). En effet, les surverses ne surviennent pas uniquement durant les épisodes de pluie intense, mais peuvent également être influencées par des épisodes de redoux, la fonte de la neige ou des précipitations mixtes (Madoux-Humery et al., 2016). L'intégration de ces variables permettrait ainsi d'améliorer la précision temporelle du modèle et de mieux représenter les dynamiques saisonnières des DEU.

Cela est d'autant plus important que le printemps représente une période critique pour l'eau potable et que certaines personnes pratiquent la baignade même par temps froid (Dorner et al., 2007; Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2017).

8.3 Retour sur l'objectif 2

La première section de ce projet de recherche a permis de conclure que les DEU risquent d'augmenter de manière exponentielle dans le futur. Toutefois, l'analyse spatiale a révélé que certains bassins de drainage nécessitent des interventions immédiates à court terme, tandis que d'autres pourront être traités à plus long terme. L'utilisation de l'indice de priorisation développé dans le cadre de ce projet pourrait ainsi optimiser l'allocation des ressources (humaines, financières, matérielles) en ciblant les zones où les besoins sont les plus pressants. Cette approche permettrait de maximiser l'impact des investissements en IVB, tout en réduisant potentiellement les coûts à long terme. La seconde section (article 2, CHAPITRE 5) a permis de tester cette hypothèse en développant différentes stratégies d'implantation d'IVB selon des objectifs de performance distincts (ex. : réduction des surverses et du ruissellement, protection de la qualité de l'eau) issues d'un processus d'aide à la planification (Lacroix et al., 2024). Les résultats ont montré qu'une implantation adaptée aux spécificités locales permet d'atteindre de meilleurs résultats.

8.3.1 Limites de l'étude (O2)

Dans l'étude présentée dans l'article 2 (CHAPITRE 5), nous n'avons considéré qu'un seul type d'infrastructure verte. Or, une combinaison de plusieurs IVB performe mieux qu'un seul type d'IVB car elles peuvent agir différemment sur les eaux pluviales (Cavadini, Rodriguez, & Cook, 2024; J. Chen et al., 2019). Par exemple, la combinaison de biorétentions, qui interceptent et filtrent les eaux de ruissellement en surface, avec des toits verts, qui retiennent une partie des précipitations avant qu'elles n'atteignent le sol, pourrait offrir une performance accrue en matière de gestion des eaux pluviales. Dans le contexte du cadre de résilience présenté à l'article 2, il serait pertinent d'examiner si l'intégration de différentes IVB, permettrait de renforcer davantage la résilience urbaine.

Il conviendrait également de se demander si les effets combinés de ces interventions se manifesteraient de manière plus marquée sur certains des indicateurs quantitatifs analysés dans l'étude. De plus, la combinaison de deux ou plusieurs types d'IVB pourrait permettre d'augmenter la surface imperméable convertie et ainsi accroître la superficie disponible.

Cette approche favoriserait l'intégration d'un plus grand nombre d'IVB dans les espaces urbains à forte densité bâtie.

Mieux comprendre les paramètres de modélisation des biorétentions dans PCSWMM permettrait d'optimiser la conception et la gestion des systèmes pluviaux urbains (Fassman-Beck & Saleh, 2021; Tansar et al., 2023; Wang et al., 2025). Parmi les paramètres sensibles, il y a la porosité, la capacité du champ (field capacity), la surface de la biorétention (Fassman-Beck & Saleh, 2021). Le taux d'infiltration du sol de plantation, ainsi que du sol naturel, se révèlent également être des paramètres sensibles dans le cas des biorétentions équipées de drains (Fassman-Beck & Saleh, 2021), comme c'est le cas dans l'étude présentée à l'article 2. La sélection optimale du type et de la densité de la végétation, ainsi que des différents paramètres de conception de la couche de sol (c'est-à-dire le type, l'épaisseur de la couche, le taux de vide, etc.) est essentielle pour améliorer et maximiser l'efficacité la conception des biorétentions afin de mieux contrôler les eaux de ruissellement à l'échelle du bassin versant (Tansar et al., 2023). Le pourcentage de surface imperméable occupé par les IVB constitue un facteur clé influençant leur efficacité à atténuer les effets simulés du changement climatique sur le comportement des systèmes de drainage urbain (Benoit et al., 2025). De plus, une étude de Joshi et al. (2020) a montré que les performances des biorétentions peut varier grandement en raison du grand intervalle de valeurs possibles et de configurations pour les couches de sol. Ainsi, le choix des paramètres utilisés pour modéliser les IVB (biorétentions) dans le cadre du projet revêt une importance particulière, car il conditionne la capacité du modèle à représenter de manière réaliste et fidèle leur performance hydraulique et environnementale. Une sélection rigoureuse de ces paramètres, notamment ceux liés à l'infiltration, à la composition du sol ou à la présence de drains, est essentielle pour simuler adéquatement le comportement des IVB dans divers scénarios climatiques et urbains.

8.3.2 Perspective (O2)

Afin d'améliorer l'efficacité des stratégies de gestion des eaux pluviales, il serait intéressant de tester une combinaison d'IVB en utilisant les cartes d'adéquation obtenues grâce à SSANTO, pour différents types d'IVB par exemple une combinaison entre les biorétentions et les toitures végétalisées. Pour ce faire, il serait possible d'exploiter les cartes d'adéquation des biorétentions développées dans le cadre du projet de recherche PIIVO.

Pour les toitures végétalisées, l'utilisation de la hiérarchie d'objectifs et des échelles de valeurs élaborées dans le cadre de la recherche de Pascale Roy Roy (2025 [en préparation]) seraient utilisées pour générer une carte d'adéquation pour les toitures végétalisées. Ensuite, une superposition des deux cartes permettrait d'identifier les zones où la combinaison des biorétentions et des toitures végétalisées pourrait maximiser l'efficacité des solutions proposées. Cette approche fournirait un cadre pour évaluer les scénarios d'implantation combinée et déterminer quelles configurations pourraient offrir les meilleures performances dans la gestion des eaux pluviales.

Pour combiner les cartes d'adéquation des différentes IVB, plusieurs méthodes pourraient être utilisées. Par exemple, l'addition pondérée qui consiste à attribuer un poids à chaque type d'infrastructure verte en fonction de son efficacité perçue pourrait être utilisée afin d'obtenir une carte d'adéquation globale, prenant en compte les deux types d'infrastructures. Une autre approche pourrait être de classer chaque bassin versant urbain en quartile pour définir des catégories de priorité (voir section 0) puis d'implanter l'IVB ayant reçu la priorité la plus élevée dans le bassin versant urbain à l'étude.

8.4 Retour sur l'objectif 3

L'étude présentée dans l'article 3 a montré que les IVB constituent des solutions efficaces pour réduire le risque d'infection associé aux activités récréatives en milieu urbain. Les résultats ont également mis en évidence un phénomène de rendement décroissant: au-delà d'un certain seuil, l'ajout de biorétentions n'entraîne plus de gains proportionnels. Cet élément est particulièrement pertinent pour les décideurs, puisqu'il souligne qu'il n'est pas nécessaire de déployer un très grand nombre d'IVB pour obtenir des bénéfices significatifs.

Par ailleurs, l'analyse a révélé que la mise en place d'environ 3 % de superficie (surface imperméable convertie) en IVB permet d'atteindre un niveau de performance comparable à celui obtenu avec un réservoir de 28 000 m³. Ces résultats suggèrent que les IVB représentent une alternative intéressante, à la fois efficace et potentiellement plus flexible, aux solutions grises traditionnelles. Plusieurs études montrent que les IVB peuvent offrir des performances comparables, voire supérieures, à celles des infrastructures grises traditionnelles pour la gestion des eaux pluviales (Jean et al., 2021; Tavakol-Davani et al., 2016).

Par exemple, l'implantation d'IVB telle que les biorétentions a permis de contrôler efficacement le ruissellement, tout en réduisant les coûts d'environ 40 % par rapport aux solutions classiques comme les réservoirs de stockage (SQP, 2018). Ces résultats soulignent l'intérêt pour les municipalités d'opter pour des approches plus durables et économiques. Les biorétentions, en particulier, représentent une option intéressante pour les collectivités cherchant à améliorer la gestion des eaux pluviales tout en maîtrisant leurs investissements.

Dans l'étude présentée au CHAPITRE 6, la méthode EQRM est utilisée afin d'évaluer le risque d'infection. Comme présentée à la section 2.1.3.1, cette méthode est pertinente pour évaluer différentes stratégies de gestion des plages et des sites de baignade en milieu urbain. Cette méthode comporte cependant plusieurs hypothèses. Ces dernières peuvent influencer les résultats de l'analyse EQRM dans l'évaluation des risques d'infection par la baignade.

1. Qualité microbiologique de l'eau :

La concentration de pathogènes dans l'eau influence directement les résultats de l'EQRM: plus elle est élevée, plus la dose ingérée risque d'être importante, car elle dépend de la quantité de pathogènes présents. La source de contamination joue également un rôle majeur, chaque type de pollution (eaux usées domestiques, ruissellement urbain, rejets de stations d'épuration, pollution agricole) apportant des contaminants distincts à des concentrations variables. L'incertitude est particulièrement élevée dans les systèmes complexes où de nombreuses sources diffuses de contamination sont impliquées (Ryan et al., 2022). Cela peut notamment être le cas en milieu urbain en raison des différents types d'utilisation du sol (parcs et espaces verts, rues, résidentiel).

La persistance des pathogènes constitue un autre facteur clé, car elle varie selon les conditions environnementales telles que la température, la lumière, les rayons UV et la salinité (Tableau 2-1) ce qui peut avoir un impact important sur les résultats de l'analyse. Par exemple, les données sur le transport et la survie de *Cryptosporidium* dans les milieux aquatiques restent limitées, ce qui conduit souvent à une extrapolation des valeurs à partir de la littérature scientifique (Stewart et al., 2002). De plus, ces valeurs risquent d'être de plus en plus affectées par les changements climatiques (Ryan et al., 2022).

2. Comportement des baigneurs

La fréquence et la durée de l'exposition influencent également les résultats de l'EQRM. Comme le montre le Tableau 2-2, l'âge et le sexe du baigneur jouent un rôle dans le choix des paramètres utilisés pour l'évaluation du risque. Les voies d'exposition impactent aussi les résultats. L'ingestion, l'inhalation, ainsi que le contact cutané et oculaire avec des milieux contaminés (eau, aliments, air, sol, surfaces) peuvent survenir dans différents contextes d'exposition: directe, indirecte (Goulding et al., 2012; McBride et al., 2013). Enfin, la sensibilité individuelle influence également les risques. Les jeunes enfants, les personnes âgées et les individus immunodéprimés sont plus vulnérables aux infections (Medema & Ashbolt, 2006).

3. Facteurs environnementaux

Les conditions météorologiques, comme la pluie, augmentent le ruissellement et la charge microbienne, notamment en raison des DEU qui altèrent la qualité de l'eau. Les conditions hydrodynamiques, telles que les courants, les marées et le brassage, influencent également la dispersion des contaminants. Dans l'étude présentée au CHAPITRE 6 le débit joue un rôle majeur. L'incertitude liée au débit est plus importante que celle associée à la variabilité des autres paramètres du modèle.

C'est pourquoi la méthode de Monte Carlo n'a pas été utilisée – d'autant plus que l'objectif principal était de montrer l'effet des IVB sur le risque d'infection. Enfin, la température de l'eau peut favoriser ou limiter la survie des pathogènes, influençant ainsi les résultats (Tableau 2-1).

4. Modélisation et incertitudes

Le choix des paramètres du modèle influence les résultats. Par exemple, la sélection du modèle dose-réponse (Tableau 2-3) est déterminante: plusieurs types de modèles peuvent être utilisés, et le choix de la fonction ainsi que de ses paramètres impacte directement les résultats. Une attention particulière doit être portée aux modèles dose-réponse, notamment lorsque les doses sont faibles (Van Abel et al., 2017). Les incertitudes dans les données constituent un autre facteur clé, notamment en raison de la variabilité des mesures microbiologiques et de l'estimation des doses infectieuses. Enfin, les valeurs seuils de risque acceptables varient en fonction des réglementations et des contextes sanitaires (section 2.4).

L'analyse EQRM intègre ces éléments afin d'estimer la probabilité d'infection et d'améliorer la gestion des risques pour les baigneurs. Prendre en compte les incertitudes permet d'obtenir une évaluation plus réaliste et précise des risques, facilitant ainsi des décisions mieux informées en matière de santé publique et de sécurité des activités de baignade (Donald et al., 2011).

8.4.1 Limite de l'étude (O3)

La méthodologie développée dans le cadre de l'article 3 est un outil intéressant pour montrer que la mise en place d'IVB peut aider à réduire le risque d'infection pour les baigneurs en milieu urbain dont la zone de baignade se trouve à proximité d'un point de surverse.

Cependant, la méthode présente quelques lacunes:

- La méthode est développée pour un seul groupe de pathogènes (protozoaires): Dans le cadre de l'EQRM pour les eaux récréatives, l'Environmental Protection Agency (EPA) a sélectionné huit pathogènes de référence (USEPA, 2010). Ces pathogènes ont été choisis en raison de leur implication dans un grand nombre de maladies d'origine non alimentaire aux États-Unis, de leur représentativité quant au comportement et au transport d'autres agents pathogènes hydriques préoccupants, ainsi que de leur présence avérée dans les eaux récréatives et les déjections humaines et animales (USEPA, 2010). Par exemple, dans une étude réalisée en Australie, Kozak et al. (2020) ont identifiés trois pathogènes afin de représenter le comportement de chacun des groupes microbiens.

D'ailleurs, la probabilité de contracter une maladie causée par des virus est 100 fois plus élevée que par des protozoaires entériques (Timm et al., 2016). En effet, les virus entériques, et plus particulièrement le norovirus, sont considérés comme les principaux responsables des risques sanitaires pour les baigneurs (Eregno et al., 2016; McBride et al., 2013). Leur forte infectiosité et leur résistance aux traitements conventionnels de désinfection en font une menace majeure dans les environnements aquatiques récréatifs.

8.4.2 Perspective (O3)

Afin de donner une nouvelle dimension à l'analyse effectuée dans l'article 3 (CHAPITRE 6) il serait intéressant de comparer les résultats obtenus aux cibles de santé. Par exemple, dans son étude (Kozak et al., 2020) se base sur le principal objectif de sécurité récréative de 32 maladies pour 1000 expositions récréatives adoptées aux États-Unis pour effectuer l'interprétation des résultats de l'EQRM. Une autre option serait de calculer le DALY. Le concept de DALY constitue un outil complémentaire à l'EQRM pour évaluer et comparer les risques sanitaires liés à un environnement donné, pour une population et un comportement spécifique, ainsi que pour les mettre en perspective avec d'autres risques sanitaires de la vie quotidienne (Havelaar et al., 2000; Timm et al., 2016). Par exemple, Timm et al. (2016) compare les DALY liés à la baignade dans la Ruhr à d'autres risques de la vie quotidienne en Allemagne. Pour obtenir les paramètres nécessaires au calcul du DALY, une vaste collecte de données doit être effectuée (Timm et al., 2016).

Une étude menée dans une rivière fréquentée pour la baignade a montré que les DALYs calculés pour la cryptosporidiose (0,0048) et la giardiase (0,0028) sont nettement inférieurs aux DALYs associés à l'ensemble des maladies gastro-intestinales en Allemagne (Timm et al., 2016). Toutefois, ils se situent à un niveau comparable à celui des DALYs liés à la noyade (0,26 DALY pour 1 000 personnes) (Timm et al., 2016). La cible du risque tolérable exprimé en DALY établie par l'OMS est de 10^{-6} DALY/pers/an pour le risque lié à l'eau potable et celui pour l'eau récréative est $2.5790 \text{ DALY} \cdot 10^{-3}$ /pers/an (World Health Organization, 2017a).

8.5 Contribution pour la protection des sites de baignade urbains

L'évaluation des risques liés à l'eau dans un site de baignade urbain constitue une étape essentielle pour l'élaboration d'un plan de gestion, car elle fournit une base objective pour définir les cibles de prévention et de contrôle, permet de prioriser les ressources pour la mise en œuvre de mesures efficaces, et assure le respect des normes et des exigences réglementaires. Chaque objectif de cette thèse de doctorat est lié à une ou plusieurs étapes identifiées dans le plan de gestion des sites de baignade développé par l'OMS (World Health Organization, 2021) et pourrait contribuer à l'élaboration d'un plan de protection adapté au contexte québécois. Le Tableau 8-2 présente la correspondance.

Tableau 8-2 Correspondance entre les étapes du plan de gestion de World Health Organization (2021)

Étape du plan de gestion (World Health Organization, 2021)	Contenu	Objectifs de la thèse associés	Apports spécifiques
1. Créer l'équipe	Former un groupe interdisciplinaire pour la gestion du site	Aucun directement	—
2. Décrire le milieu et évaluer les risques	Enquêtes sanitaires, historiques de qualité de l'eau, identification des sources de pollution, évaluation des risques microbiens	O1 (priorisation des bassins) O3 (modélisation des contaminants et risques sanitaires)	Méthode de priorisation basée sur la pluie (O1), analyse de <i>Giardia/Cryptosporidium</i> (O3)
3. Suivi opérationnel et vérification	Détection des dépassements de seuils, actions correctives, validation de l'efficacité du plan	O1, O3	Modèle de prédiction simple basé sur la pluie (O1) Efficacité des IVB et comparaison avec solutions grises (O3)

Tableau 8-2 Correspondance entre les étapes du plan de gestion de World Health Organization (2021) (suite)

Étape du plan de gestion (World Health Organization, 2021)	Contenu	Objectifs de la thèse associés	Apports spécifiques
4. Documentation, soutien, communication	Définir les procédures, coordonner les acteurs, informer les usagers	O2	Intégration des critères sociaux et de la gouvernance, outil d'aide à la décision pour le choix des emplacements pour l'implantation d'IVB
5. Révision et mise à jour	Suivi des performances, mise à jour des évaluations de risques et des plans	O2, O3	Approche adaptative des scénarios IVB (O2) Simulations à long terme avec SWMM (O3)

Les contributions de ce projet de recherche s'inscrivent dans une perspective appliquée qui pourrait faciliter la création d'un plan de gestion des sites de baignade spécifiquement adapté au contexte québécois. En s'appuyant sur la structure proposée par l'OMS (World Health Organization, 2021), les résultats obtenus offrent des bases concrètes pour l'élaboration d'une version locale du plan intégrant non seulement les réalités urbaines, mais également les enjeux croissants liés aux changements climatiques. Les changements climatiques sont déjà de plus en plus pris en compte lors du développement d'un plan de protection puisque ceux-ci auront un impact important sur l'eau potable en modifiant le cycle hydrologique (World Health Organization, 2017b). Pour chaque étape du plan, une amélioration pour mieux intégrer les changements climatiques est proposée telle qu'ajouter un expert climatique lors de la formation de l'équipe, intégrer des données historiques sur les sécheresses ou identifier des sources alternatives lors de l'étape 2 (Tableau 8-2). Cette adaptation du plan permet de mieux intégrer les risques posés par les changements climatiques et pourrait être prise en compte pour le développement d'un plan de protection des eaux récréatives. La recherche contribue notamment à l'étape d'évaluation des risques en climat actuel et sous les changements climatiques (étape 2) en facilitant l'identification des zones à risque à partir d'une méthode de priorisation basée sur les épisodes de pluie (O1) et l'analyse de contaminants microbiens (O3). De plus, l'étude soutient les étapes de suivi opérationnel (étape 3) en proposant un outil de prédiction des dépassements de seuils et d'évaluation du risque microbien (O1 et O3), et participe à l'évaluation des solutions d'atténuation en comparant l'efficacité des IVB à celle de solutions grises (O3). L'intégration d'objectifs liés à la santé (O2) renforce la pertinence des actions proposées dans une perspective multidisciplinaire.

Enfin, la prise en compte de scénarios d'adaptation et de simulations à long terme (O2, O3) témoigne de l'importance accordée à la révision continue des plans de gestion face aux incertitudes climatiques et urbaines. Ces contributions permettent non seulement de renforcer la capacité d'adaptation des municipalités face aux événements extrêmes, mais aussi d'encourager l'adoption de solutions alternatives plus durables pour la protection des sites de baignade en milieu urbain.

CHAPITRE 9 CONCLUSION

Ce projet de recherche a contribué au développement des connaissances sur les impacts des IVB sur la santé publique dans la prise de décision pour la planification urbaine et la gestion des eaux pluviales dans le contexte québécois. Cet objectif a été atteint (1) en développant une méthode de priorisation permettant d'identifier les bassins de drainage urbain les plus vulnérable au DEU dans le contexte des changements climatiques (2) en développant et appliquant un cadre d'analyse de la résilience qui tienne compte à la fois de la gestion des eaux pluviales et de l'aspect socioécologique, en tenant compte de la santé et (3) en évaluant les changements futurs des niveaux de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans un cours d'eau urbain en aval des rejets d'eaux usées et à évaluer les risques d'infection récréative avec et sans IVB comme barrière supplémentaire.

Les trois volets de ce projet de recherche doctoral, bien que traitant d'angles différents, sont complémentaires. Ensemble, ils montrent comment les IVB, particulièrement les biorétentions, peuvent être intégrées de manière stratégique dans l'aménagement urbain. Le premier volet vise à identifier les bassins de drainages urbains les plus vulnérables afin de placer les biorétention de manière stratégique dans l'espace urbain; le deuxième évalue leur contribution à la résilience urbaine et socioécologique; et le troisième quantifie leurs bénéfices concrets sur la qualité de l'eau et la santé publique. Cette approche intégrée permet ainsi d'orienter plus efficacement les décisions en matière de planification urbaine durable et de gestion des eaux pluviales, dans un contexte marqué par les défis climatiques. Ces trois articles s'articulent autour d'un axe commun : la gestion des DEU, les effets du changement climatique sur les infrastructures urbaines et la santé.

En répondant à l'objectif 1 de ce projet de recherche, il a été montré que les changements climatiques entraînent une augmentation de la fréquence des DEU au Québec en période sans glace, qui correspond à une période de forte fréquentation des activités récréatives aquatiques durant l'été. Ce constat est directement lié à l'objectif 3, qui montre que les IVB, telles que les biorétentions, constituent des solutions efficaces pour réduire le risque microbien associé à la baignade, tant dans le climat actuel que dans un contexte futur. En effet, les résultats issus des objectifs 1 et 3 mettent en évidence une hausse de la vulnérabilité microbiologique liée aux précipitations extrêmes, ainsi qu'une diminution significative de la probabilité d'infection grâce à l'implantation d'IVB sur le territoire. Les conclusions des articles 2 et 3 confirment également l'efficacité potentielle des IVB

pour limiter les impacts des DEU sur la qualité de l'eau. Par ailleurs, l'article 1 met en lumière une variabilité spatiale de la vulnérabilité au sein d'un même territoire, soulignant l'importance d'adapter les stratégies d'implantation des IVB aux caractéristiques locales, telles que l'imperméabilité des sols, l'occupation du territoire ou encore le type de routes. Cela rejoint les résultats de l'objectif 2, qui montrent que la résilience varie spatialement selon les spécificités des secteurs urbains. De plus, les résultats liés à l'objectif 3 suggèrent que les IVB permettent non seulement de réduire la charge en contaminants et donc le risque d'infection, mais offrent aussi des cobénéfices socio-environnementaux. L'objectif 2 met en évidence ces bénéfices supplémentaires, tels que la réduction des ICU et la mitigation des inondations urbaines. Ainsi, les IVB apparaissent comme des outils intégrés de gestion durable, contribuant à la santé des communautés urbaines en améliorant la qualité de l'eau, en limitant les impacts des changements climatiques, et en renforçant la résilience des villes face aux aléas climatiques.

Quand on met tout ensemble, ce projet met en évidence le rôle essentiel des IVB comme réponses adaptées aux défis conjoints des changements climatiques, de l'urbanisation croissante et de la détérioration de la qualité de l'eau en milieu urbain. Ce projet permet de mettre l'accent sur la nécessité de prendre en compte, dans la planification de ces infrastructures, les scénarios climatiques futurs, les spécificités de chaque territoire ainsi que les enjeux de santé publique. Les résultats obtenus montrent clairement que l'implantation stratégique des IVB peut renforcer la résilience des milieux urbains, réduire les DEU et limiter les risques microbiens dans les zones de baignade. Parmi ces solutions, les biorétentions se démarquent par leur efficacité et leur facilité d'intégration dans des territoires densément construits, confirmant ainsi les observations de la littérature scientifique et justifiant pleinement leur intégration dans les stratégies d'aménagement urbain.

9.1 Recommandations

À la lumière des résultats issus des trois objectifs de recherche, plusieurs recommandations peuvent être formulées afin de guider les décideurs publics, les urbanistes, les gestionnaires des eaux pluviales et les professionnels de la santé publique dans le développement de stratégies de gestion intégrée des IVB dans le contexte québécois. Ces recommandations visent à renforcer la résilience

urbaine, à réduire les risques sanitaires liés aux DEU, et à favoriser une planification territoriale plus équitable et durable dans un contexte de changements climatiques.

Intégrer les IVB dans la planification urbaine : Les résultats montrent l'efficacité des IVB pour mitiger les impacts des eaux pluviales sur les milieux récepteurs et pour diminuer les risques sanitaires liés à une exposition à l'eau contaminée et aux effets des ICU. Il est donc recommandé d'intégrer les IVB de manière plus structurée (plutôt que de manière plus opportuniste) dans la planification urbaine.

Mettre en place une méthode de priorisation des bassins de drainage : La méthode développée dans l'article 1 (CHAPITRE 4) permet d'identifier les bassins de drainage les plus vulnérables aux changements climatiques à court et à long terme, en fonction de l'impact potentiel sur les zones les plus critiques (prises d'eau potable, zones de baignade). Il est recommandé d'adopter une approche de priorisation à deux horizons de planification afin d'améliorer l'allocation des ressources, tout en assurant la protection de la santé publique.

Intégrer l'aspect sanitaire dans le choix des emplacements: L'analyse de la résilience urbaine a mis en évidence l'importance d'intégrer l'aspect de la santé dans les décisions d'implantation des IVB. Il est recommandé d'utiliser des outils d'aide à la décision multicritère, tel que SSANTO, afin d'inclure des objectifs liés à cette dimension dans le processus de planification.

Exploiter les outils de modélisation de manière continue pour une meilleure représentativité : L'utilisation du modèle PCSWMM en simulation continue permet de mieux représenter les dynamiques de saturation des sols et les effets des cycles hydrologiques. Il est recommandé d'adopter ce type de simulation pour évaluer les performances des IVB, notamment dans un contexte de planification à long terme et de changement climatique.

On suppose que d'utiliser des simulations en continu permettrait de représenter de manière plus réelle les processus des IVB. Toutefois, bien que cette approche soit pertinente, l'avantage comparatif par rapport à la simulation d'événements uniques n'a pas été clairement démontré dans le cadre de cette thèse.

Adopter une approche verte ou mixte plutôt que strictement grise : Les résultats ont montré que les IVB peuvent être aussi, voire plus efficaces que certaines solutions dites conventionnelles

(e.g.: stockage) pour réduire les volumes de DEU et les risques microbiens. Il est recommandé de privilégier les approches vertes ou un mixte (vert-gris) qui combinent performance, résilience, et co-bénéfices écologiques et sociaux, surtout lorsque la planification est basée sur un outil multicritère.

Éviter la sur-implantation des IVB et viser un seuil d'efficacité optimal : Nos résultats montrent que l'efficacité des IVB plafonne au-delà d'un certain seuil d'implantation. Il est donc recommandé d'éviter une implantation excessive des IVB, et de viser une implantation qui maximise les bénéfices tout en limitant les coûts d'investissement et qui tient compte des contraintes spatiales (particulièrement en milieu urbain densément construit).

Développer un guide pour la gestion des zones de baignade en milieu urbain : Il existe des guides pour la gestion des zones de baignade en milieu urbain, mais il serait intéressant de développer une version québécoise afin de tenir compte des spécificités locales (e.g. lac VS fleuve Saint-Laurent). Le guide pourrait être basé sur les guides existants ainsi que sur l'approche déjà mise en place pour la protection des sources d'eau potable. Il serait également intéressant d'établir une cible de santé liée à l'eau récréative adaptée au contexte québécois.

9.2 Recherches futures – réflexion sur la santé publique

Pour des recherches futures, il serait intéressant d'ajouter un ou plusieurs objectifs liés à la gentrification (écogentrification/éco-embourgeoisement) dans l'outil SSANTO afin d'éviter que l'implantation stratégique des IVB basée sur des critères environnementaux ou hydrologiques contribue à ce processus.

Les attributs pour développer ces objectifs pourraient notamment inclure :

- Hausse récente de la valeur foncière ou locative,
- Proportion de logements sociaux ou abordables,
- Taux de roulement résidentiel,
- Population à risque d'exclusion (faible revenu, statut locatif, précarité d'emploi),
- Nombre de projets immobiliers récents (indicateur de spéculation).

Pour montrer l'utilité de ce nouveau critère, deux (ou plus) scénarios distincts pourraient être développés puis comparés. Un exemple de scénarios est illustré dans le Tableau 9-1.

Tableau 9-1 Exemple de scénario possible pour inclure la gentrification dans l'outil SSANTO

Scénario	Critères utilisés dans SSANTO	Résultat attendu
Standard	Objectifs de base développés dans Lacroix et al. (2024)	Sites stratégiques, mais parfois à risque de gentrification
Juste assez vert (Curran & Hamilton, 2012)	Ajout des objectifs liés à la gentrification	Sites stratégiques et prise en compte du risque de gentrification

Ces scénarios pourraient être simulés dans l'outil SSANTO et comparés pour montrer comment la prise en compte du risque de gentrification influence les scores d'adéquation.

Une autre perspective de recherche intéressante serait d'adapter SSANTO pour évaluer et prioriser l'implantation des IVB en lien avec les besoins en santé et bien-être des enfants. Cette orientation permettrait de combiner les enjeux de gestion environnementale, de santé publique et de justice sociale, en plaçant les enfants au cœur des décisions d'aménagement.

Les cours d'école primaire, en particulier dans les quartiers défavorisés, représentent des espaces stratégiques à verdir, en raison de leur faible végétalisation, de leur exposition à des îlots de chaleur et de la vulnérabilité accrue des enfants à la pollution atmosphérique, à la chaleur et au stress environnemental (Bikomeye et al., 2021; INSPQ, 2017). De plus, plusieurs études ont montré les bénéfices du contact avec la nature sur la santé mentale, le développement cognitif et la régulation émotionnelle chez les enfants (Amoly et al., 2014; Redondo-Bermúdez et al., 2022).

Intégrer cette dimension à SSANTO pourrait se faire par l'ajout d'objectifs tels :

- Proximité des écoles primaires et garderies (attribut de type distance à)
- Niveaux de défavorisation scolaire,
- Déficits de végétalisation ou d'espaces verts à proximité immédiate (croisement entre NVI et proximité des écoles et garderies)

Cette approche permettrait d'identifier des écoles avec le plus grand potentiel de cobénéfices, c'est-à-dire à la fois stratégique sur le plan environnemental (ex. infiltration, connectivité écologique) et social (réduction des inégalités de santé, amélioration du bien-être des enfants).

Il serait également pertinent d'intégrer une composante qualitative et participative (et peut-être pédagogique) à ce processus, par exemple :

- Ateliers de consultation avec les enfants,
- Entrevues semi-dirigées avec les éducateurs et familles,
- Mesures de bien-être perçu avant/après verdissement,
- Activités pédagogiques sur les changements climatiques ou le cycle de l'eau dans les écoles.

Ce volet permettrait à SSANTO de devenir un outil de planification intégrée qui prend en compte les besoins des populations vulnérables. Ces ajouts pourraient être testés dans le cadre d'un projet pilote municipal, en collaboration avec les commissions scolaires, les directions de santé publique et les services d'urbanisme.

RÉFÉRENCES

- A. Bizer, M., & Kirchhoff, C. J. (2022). Regression modeling of combined sewer overflows to assess system performance. *Water Science and Technology*, 86(11), 2848-2860. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.362>
- A. Rossman, L., & C. Huber, W. (2016). *Storm Water Management Model Reference Manual* (Vol. Volume I – Hydrology (Revised)). <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100NYRA.txt>
- Abdellatif, M., Atherton, W., & Alkhaddar, R. (2014). Assessing combined sewer overflows with long lead time for better surface water management. *Environmental Technology*, 35(5), 568-580. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.837938>
- Aghamohammadi, N., Fong, C. S., Idrus, M. H. M., Ramakreshnan, L., & Haque, U. (2021). Outdoor thermal comfort and somatic symptoms among students in a tropical city [Article]. *Sustainable Cities and Society*, 72, Article 103015. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103015>
- Aghamohammadi, N., Fong, C. S., Idrus, M. H. M., Ramakreshnan, L., & Sulaiman, N. M. (2021). Environmental heat-related health symptoms among community in a tropical city [Article]. *Science of the Total Environment*, 782, Article 146611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146611>
- Aghdam, E., Mohandes, S. R., & Zayed, T. (2023). Evaluating the sensory and health impacts of exposure to sewer overflows on urban population. *Journal of Cleaner Production*, 413, Article 137498. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137498>
- Ahiablame, L., & Shakya, R. (2016). Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. *Journal of Environmental Management*, 171, 81-91. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.036>
- Akbari, H., Pomerantz, M., & Taha, H. (2001). Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70(3), 295-310. [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(00\)00089-X](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(00)00089-X)
- Allen, C. R., Angeler, D. G., Cumming, G. S., Folke, C., Twidwell, D., & Uden, D. R. (2016). Quantifying spatial resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 625-635. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12634>
- Almaaitah, T., Appleby, M., Rosenblat, H., Drake, J., & Joksimovic, D. (2021). The potential of Blue-Green infrastructure as a climate change adaptation strategy: a systematic literature review. *Blue-Green Systems*, 3(1), 223-248. <https://doi.org/10.2166/bgs.2021.016>
- Alshammari, E., Rahman, A. A., Rainis, R., Seri, N. A., & Fuzi, N. F. A. (2023). The impacts of land use changes in urban hydrology, runoff and flooding: a review. *Current Urban Studies*, 11(1), 120-141.
- Alyaseri, I., Zhou, J. P., Bloorchian-Verschuyt, A., & Morgan, S. (2023). Impact of Green Infrastructures for Stormwater Volume Reduction in Combined Sewers: A Statistical Approach for Handling Field Data from Paired Sites Containing Rain Gardens and Planter

- Boxes [Article]. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 9(3), Article 05023003. <https://doi.org/10.1061/jswbay.Sweng-416>
- Amoly, E., Dadvand, P., Forns, J., López-Vicente, M., Basagaña, X., Julvez, J., Alvarez-Pedrerol, M., Nieuwenhuijsen, M. J., & Sunyer, J. (2014). Green and blue spaces and behavioral development in Barcelona schoolchildren: the BREATHE project. *Environ Health Perspect*, 122(12), 1351-1358. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408215>
- Anquez, P., & Herlem, A. (2011). *Les îlots de chaleur dans la région métropolitaine de Montréal : causes, impacts et solutions* Chaire de responsabilité sociale et de développement durable. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ARROND_RPP_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PDF-ILOTS.PDF
- Antunes, L. N., de Araujo, A. R. M., Bet, M. F., da Silva, S. C., de Figueiredo, J. V. E., de Lima, B. F., Manzoni, T. S., & Vieira, L. C. (2023). Implementing green infrastructure for stormwater management and combined sewer overflow control [Article]. *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 22(1). <https://doi.org/10.1504/ijesd.2023.127424>
- Armenakis, C., & Nirupama, N. (2014). Urban impacts of ice storms: Toronto December 2013. *Natural Hazards*, 74(2), 1291-1298. <https://doi.org/10.1007/s11069-014-1211-7>
- Armson, D., Stringer, P., & Ennos, A. R. (2013). The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 282-286. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.04.001>
- Arnbjerg-Nielsen, K., Willems, P., Olsson, J., Beecham, S., Pathirana, A., Bülow Gregersen, I., Madsen, H., & Nguyen, V.-T.-V. (2013). Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage systems: a review. *Water Science and Technology*, 68(1), 16-28. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.251>
- Arnell, N. W., Lowe, J. A., Challinor, A. J., & Osborn, T. J. (2019). Global and regional impacts of climate change at different levels of global temperature increase. *Climatic change*, 155(3), 377-391. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02464-z>
- Association forestière du sud du Québec. (2022). *Forêt urbaine*. Retrieved 2022-03-23 from <https://afsq.org/information-foret/notre-foret/foret-urbaine/>
- Aubert, A. H., Esculier, F., & Lienert, J. (2020). Recommendations for online elicitation of swing weights from citizens in environmental decision-making. *Operations Research Perspectives*, 7, 100156. <https://doi.org/10.1016/j.orp.2020.100156>
- Auld, H., MacIver, D., & Klaassen, J. (2004). Heavy rainfall and waterborne disease outbreaks: the Walkerton example. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20-22), 1879-1887.
- Autixier, L. (2012). *GESTION DES EAUX PLUVIALES ET MISE EN PLACE DE CELLULES DE BIO-RÉTENTION : ÉTUDE DE CAS POUR UN SECTEUR URBAIN DU QUÉBEC* Polytechnique Montréal]. Montréal. https://publications.polymtl.ca/984/1/2012_LaureneAutixier.pdf

- Autixier, L., Mailhot, A., Bolduc, S., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Prévost, M., & Dorner, S. (2014). Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Science of the Total Environment*, 499, 238-247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.030>
- Avizo. (2022). *Les systèmes de biorétention : des OGEP pour les milieux urbains*. <https://www.avizo.ca/2022/02/01/les-systemes-de-bioretenction-des-ogep-pour-les-milieux-urbains/#:~:text=Une%20norme%20de%20conception%20des%20syst>
- Barbaro, G., Miguez, M. G., de Sousa, M. M., Franco, A., de Magalhaes, P. M. C., Foti, G., Valadao, M. R., & Occhiuto, I. (2021). Innovations in Best Practices: Approaches to Managing Urban Areas and Reducing Flood Risk in Reggio Calabria (Italy) [Article]. *Sustainability*, 13(6), Article 3463. <https://doi.org/10.3390/su13063463>
- Barco, O. J., Ciaponi, C., & Papiri, S. (2004). *Pollution in storm water runoff—two cases: an urban catchment and a highway toll gate area*. Novatech, Lyon, France.
- Basu, A. S., Pilla, F., Sannigrahi, S., Gengembre, R., Guillard, A., & Basu, B. (2021). Theoretical Framework to Assess Green Roof Performance in Mitigating Urban Flooding as a Potential Nature-Based Solution [Article]. *Sustainability*, 13(23), Article 13231. <https://doi.org/10.3390/su132313231>
- Basu, R. (2009). High ambient temperature and mortality: a review of epidemiologic studies from 2001 to 2008. *Environmental Health*, 8(1), 40. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-40>
- Batica, J., Gourbesville, P., & Hu, F.-Y. (2013). Methodology for flood resilience index. International conference on flood resilience experiences in Asia and Europe—ICFR, Exeter, United Kingdom,
- Bautista-Puig, N., Benayas, J., Mañana-Rodríguez, J., Suárez, M., & Sanz-Casado, E. (2022). The role of urban resilience in research and its contribution to sustainability. *Cities*, 126, 103715. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2022.103715>
- Beaudequin, D., Harden, F., Roiko, A., Stratton, H., Lemckert, C., & Mengersen, K. (2015). Beyond QMRA: Modelling microbial health risk as a complex system using Bayesian networks. *Environment International*, 80, 8-18. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.013>
- Beceiro, P., Brito, R. S., & Galvão, A. (2020). The Contribution of NBS to Urban Resilience in Stormwater Management and Control: A Framework with Stakeholder Validation. *Sustainability*, 12(6), 2537. <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/6/2537>
- Beceiro, P., Brito, R. S., & Galvão, A. (2022). Nature-based solutions for water management: insights to assess the contribution to urban resilience. *Blue-Green Systems*, 4(2), 108-134. <https://doi.org/10.2166/bgs.2022.009>
- Beceiro, P., Galvão, A., & Brito, R. S. (2020). Resilience Assessment Framework for Nature Based Solutions in Stormwater Management and Control: Application to Cities with Different Resilience Maturity. *Sustainability*, 12(23), 10040. <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/23/10040>

- Bel Yaagoubi, S. (2025). *Évaluation de l'efficacité des infrastructures vertes, et de leur implantation stratégique, dans la lutte contre le ruissellement urbain et les surverses* Polytechnique Montréal]. Montréal.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365-377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- BenDor, T. K., Shandas, V., Miles, B., Belt, K., & Olander, L. (2018). Ecosystem services and U.S. stormwater planning: An approach for improving urban stormwater decisions. *Environmental Science & Policy*, 88, 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.06.006>
- Benoit, T., Martel, J.-L., Bilodeau, É., Brissette, F., Charron, A., Brulé, D., Rivard, G., & Deslauriers, S. (2025). Limits of Blue and Green Infrastructures to Adapt Actual Urban Drainage Systems to the Impact of Climate Change. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 151(2), 04025003. <https://doi.org/10.1061/JIDEDH.IRENG-10330>
- Berland, A., Shiflett, S. A., Shuster, W. D., Garmestani, A. S., Goddard, H. C., Herrmann, D. L., & Hopton, M. E. (2017). The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning*, 162, 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>
- Bertilsson, L., Wiklund, K., de Moura Tebaldi, I., Rezende, O. M., Veról, A. P., & Miguez, M. G. (2019). Urban flood resilience – A multi-criteria index to integrate flood resilience into urban planning. *Journal of Hydrology*, 573, 970-982. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.052>
- Betancourt, W. Q., & Rose, J. B. (2004). Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. *Veterinary Parasitology*, 126(1), 219-234. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002>
- Beyer, K. M., Kaltenbach, A., Szabo, A., Bogar, S., Nieto, F. J., & Malecki, K. M. (2014). Exposure to neighborhood green space and mental health: evidence from the survey of the health of Wisconsin. *International journal of environmental research and public health*, 11(3), 3453-3472.
- Bhandari, S., & Zhang, C. R. (2022). Urban Green Space Prioritization to Mitigate Air Pollution and the Urban Heat Island Effect in Kathmandu Metropolitan City, Nepal. *Land*, 11(11), Article 2074. <https://doi.org/10.3390/land11112074>
- Bhusal, A., Kalra, A., & Shin, S. (2023). Resilience effect of decentralized detention system to extreme flooding events [Article]. *Journal of Hydroinformatics*, 25(3), 971-988. <https://doi.org/10.2166/hydro.2023.176>
- Bichai, F., & Smeets, P. W. M. H. (2013). Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: Experience from the Netherlands and Australia. *Water Research*, 47(20), 7315-7326. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.062>
- Bikomeye, J. C., Balza, J., & Beyer, K. M. (2021). The Impact of Schoolyard Greening on Children's Physical Activity and Socioemotional Health: A Systematic Review of

- Experimental Studies. *International journal of environmental research and public health*, 18(2), 535. <https://www.mdpi.com/1660-4601/18/2/535>
- Bliss, D. J., Neufeld, R. D., & Ries, R. J. (2009). Storm Water Runoff Mitigation Using a Green Roof [Article]. *Environmental Engineering Science*, 26(2), 407-417. <https://doi.org/10.1089/ees.2007.0186>
- Blöschl, G., Reszler, C., & Komma, J. (2008). A spatially distributed flash flood forecasting model. *Environmental Modelling & Software*, 23(4), 464-478. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.010>
- Bobykina, V. P., & Stont, Z. I. (2015). Winter storm activity in 2011–2012 and its consequences for the Southeastern Baltic coast. *Water Resources*, 42(3), 371-377. <https://doi.org/10.1134/S0097807815030021>
- Bond, N. R., Lake, P. S., & Arthington, A. H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600(1), 3-16. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9326-z>
- Borel, K., Karthikeyan, R., Berthold, T. A., & Wagner, K. (2015). Estimating E. coli and Enterococcus loads in a coastal Texas watershed. *Texas Water Journal*, 6(1), 33-44.
- Botturi, A., Ozbayram, E. G., Tondera, K., Gilbert, N. I., Rouault, P., Caradot, N., Gutierrez, O., Daneshgar, S., Frison, N., Akyol, Ç., Foglia, A., Eusebi, A. L., & Fatone, F. (2021). Combined sewer overflows: A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(15), 1585-1618. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1757957>
- Bouattour, O. (2021). *Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières*, Québec Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/9184/>
- Bozza, A., Asprone, D., & Manfredi, G. (2015). Developing an integrated framework to quantify resilience of urban systems against disasters. *Natural Hazards*, 78(3), 1729-1748. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1798-3>
- Bratieres, K., Fletcher, T. D., Deletic, A., & Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42, 3930-3940.
- Brodeur, J., & Price, K. (2018). *Avis final sur le projet d'aménagement d'une plage publique dans un arrondissement*
- Brown, R. A., & Hunt III, W. F. (2011). Impacts of media depth on effluent water quality and hydrologic performance of undersized bioretention cells. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137(3), 132-143.
- Browne, S., Lintern, A., Jamali, B., P. Leitão, J., & M. Bach, P. (2021). Stormwater management impacts of small urbanising towns: The necessity of investigating the 'devil in the detail'. *Science of the Total Environment*, 757.

- Buguet, A., Radomski, M. W., Reis, J., & Spencer, P. S. (2023). Heatwaves and human sleep: Stress response versus adaptation [Article]. *Journal of the Neurological Sciences*, 454, Article 120862. <https://doi.org/10.1016/j.jns.2023.120862>
- Bureau de design de la ville de Montréal. (2022). *Espaces publics résilient - la boîte à outils*. https://designmontreal.com/sites/designmontreal.com/files/publications/espaces-publics-resilients-boite-a-outils_vf_20220201-1.pdf
- Burns, M. J., Schubert, J. E., Fletcher, T. D., & Sanders, B. F. (2015). Testing the impact of at-source stormwater management on urban flooding through a coupling of network and overland flow models [Article]. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 2(4), 291-300. <https://doi.org/10.1002/wat2.1078>
- Bush, J., & Doyon, A. (2019). Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities*, 95, 102483.
- Butler, D., Farmani, R., Fu, G., Ward, S., Diao, K., & Astaraie-Imani, M. (2014). A New Approach to Urban Water Management: Safe and Sure. *Procedia Engineering*, 89, 347-354. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.198>
- Butler, I. R., Sommer, B., Zann, M., Zhao, J. X., & Pandolfi, J. M. (2015). The cumulative impacts of repeated heavy rainfall, flooding and altered water quality on the high-latitude coral reefs of Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1), 356-367. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.047>
- CabinetOffice. (2011). *Keeping the Country Running: Natural Hazards and Infrastructure* (A Guide to improving the resilience of critical infrastructure and essential services, Issue. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/61342/natural-hazards-infrastructure.pdf
- Camps-Calvet, M., Langemeyer, J., Calvet-Mir, L., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Ecosystem services provided by urban gardens in Barcelona, Spain: Insights for policy and planning. *Environmental Science & Policy*, 62, 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.007>
- Cann, K., Thomas, D. R., Salmon, R., Wyn-Jones, A., & Kay, D. (2013). Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiology & Infection*, 141(4), 671-686.
- Capari, L., Wilfing, H., Exner, A., Höflehner, T., & Haluza, D. (2022). Cooling the City? A Scientometric Study on Urban Green and Blue Infrastructure and Climate Change-Induced Public Health Effects. *Sustainability*, 14(9), 4929. <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/9/4929>
- Cardoso, M., Brito, R., Pereira, C., David, L., & Almeida, M. (2019). Resilience Assessment Framework—RAF. *Description and implementation. Deliverable*, 6.
- Cardoso, M. A., Brito, R. S., & Almeida, M. C. (2020). Approach to develop a climate change resilience assessment framework. *H2Open Journal*, 3(1), 77-88. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2020.003>
- Cârlan, I., Haase, D., Große-Stoltenberg, A., & Sandric, I. (2020). Mapping heat and traffic stress of urban park vegetation based on satellite imagery - A comparison of Bucharest, Romania

- and Leipzig, Germany. *Urban Ecosystems*, 23(2), 363-377. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00916-z>
- Carson, T. B., Marasco, D. E., Culligan, P. J., & McGillis, W. R. (2013). Hydrological performance of extensive green roofs in New York City: observations and multi-year modeling of three full-scale systems [Article]. *Environmental Research Letters*, 8(2), Article 024036. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024036>
- Carvalho, D., Martins, H., Marta-Almeida, M., Rocha, A., & Borrego, C. (2017). Urban resilience to future urban heat waves under a climate change scenario: A case study for Porto urban area (Portugal). *Urban Climate*, 19, 1-27. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2016.11.005>
- Cavadini, G. B., Rodriguez, M., & Cook, L. M. (2024). Connecting blue-green infrastructure elements to reduce combined sewer overflows. *Journal of Environmental Management*, 365, 121465. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121465>
- Cavadini, G. B., Rodriguez, M., Nguyen, T., & Cook, L. M. (2024). Can blue-green infrastructure counteract the effects of climate change on combined sewer overflows? Study of a swiss catchment. *Environmental Research Letters*, 19(9), 094025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad6462>
- CCCA. (2020). *Climate Change Centre Austria*. <https://ccca.ac.at/startseite>
- Cetin, I. Z., Varol, T., & Ozel, H. B. (2023). A geographic information systems and remote sensing-based approach to assess urban micro-climate change and its impact on human health in Bartin, Turkey [Article]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(5), Article 540. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11105-z>
- Characklis, G. W., Dilts, M. J., Simmons, O. D., Likirdopulos, C. A., Krometis, L.-A. H., & Sobsey, M. D. (2005). Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. *Water Research*, 39(9), 1773-1782. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.004>
- Charron, D. F., Kathleen, T. M., David, W.-T., J., A. J., Tom, E., A., K. R., R., M. A., & and Wilson, J. (2004). VULNERABILITY OF WATERBORNE DISEASES TO CLIMATE CHANGE IN CANADA: A REVIEW. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20-22), 1667-1677. <https://doi.org/10.1080/15287390490492313>
- Chen, C., Guo, W., & Ngo, H. H. (2019). Pesticides in stormwater runoff—A mini review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 13(5), 72. <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3>
- Chen, H., Huang, J. J., Li, H., Wei, Y. Z., & Zhu, X. T. (2023). Revealing the response of urban heat island effect to water body evaporation from main urban and suburb areas. *Journal of Hydrology*, 623, Article 129687. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129687>
- Chen, J., Liu, Y., Gitau, M. W., Engel, B. A., Flanagan, D. C., & Harbor, J. M. (2019). Evaluation of the effectiveness of green infrastructure on hydrology and water quality in a combined sewer overflow community. *Science of the Total Environment*, 665, 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.416>
- Chen, K.-F., & Leandro, J. (2019). A Conceptual Time-Varying Flood Resilience Index for Urban Areas: Munich City. *Water*, 11(4), 830. <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/4/830>

- Chen, L., Guo, C., Yu, Y., Zhou, X., Fu, Y., Wang, S., Ma, Y., & Shen, Z. (2024). Optimization of green infrastructures for sustaining urban stormwater quality and quantity: An integrated resilience evaluation. *Journal of Hydrology*, 640, 131682. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131682>
- Chen, Y., Zhou, H., Zhang, H., Du, G., & Zhou, J. (2015). Urban flood risk warning under rapid urbanization. *Environmental Research*, 139, 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.02.028>
- Chimani, B., Matulla, C., Eitzinger, J., Gorgas-Schellander, T., Hiebl, J., Hofstätter, M., Kubu, G., Maraun, D., Mendlik, T., & Thaler, S. (2018). Guideline zur Nutzung der OeKS15-Klimawandelsimulationen sowie der entsprechenden gegitterten Beobachtungsdatensätze. *CCCA Data Centre*, 450.
- Chitu, Z., Bojariu, R., Velea, L., & Van Schaeybroeck, B. (2023). Large sex differences in vulnerability to circulatory-system disease under current and future climate in Bucharest and its rural surroundings. *Environmental Research*, 234, 116531. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116531>
- Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., & Butler, T. M. (2017). Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6120-6130. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06514>
- City of Copenhagen. (2023). *Cloudburst Management Plan*
- City of Guelph. (2023). *Climate Adaptation Plan Final Report*. <https://guelph.ca/wp-content/uploads/Guelph-CAP-Final-Report.pdf>
- City of Sydney. (2021). *Greening Sydney Strategy*. <https://www.cityofsydney.nsw.gov.au/strategies-action-plans/greening-sydney-strategy>
- City of Vancouver. (2018). *Climate change adaptation strategy*. <https://vancouver.ca/files/cov/climate-change-adaptation-strategy.pdf>
- Clary, J., & Leisenring, P. (2020). *International Stormwater BMP Database 2020 Summary Statistics*. https://www.waterrf.org/system/files/resource/2020-11/DRPT-4968_0.pdf
- Clemente, A. (2018). Cycling lanes and Stormwater Management: an integrated project. Montesilvano as a case study. *Journal of Urban Planning, Landscape & Environmental Design*, 3 (1) 89-106. <https://doi.org/10.6092/2531-9906/5862>
- Collectivitesviables.org. (2013, octobre 2013). *ÎLOT DE CHALEUR URBAIN*. Retrieved 2022-03-31 from <https://collectivitesviables.org/articles/ilots-de-chaueur-urbains.aspx#:~:text=Un%20%C3%AElot%20de%20chaleur%20urbain,notamment%20la%20min%C3%A9ralisation%20des%20surfaces.>
- Comfort, L. K., & Haase, T. W. (2006). Communication, coherence, and collective action: The impact of Hurricane Katrina on communications infrastructure. *Public Works management & policy*, 10(4), 328-343.

- Computational Hydraulics International (CHI). (2024). PCSWMM. <https://www.pcswmm.com/Downloads/PCSWMM>
- Coulliette, A. D., & Noble, R. T. (2008). Impacts of rainfall on the water quality of the Newport River Estuary (Eastern North Carolina, USA). *Journal of Water and Health*, 6(4), 473-482. <https://doi.org/10.2166/wh.2008.136>
- Coutts, C., & Hahn, M. (2015). Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 9768-9798. <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/8/9768>
- Curran, W., & Hamilton, T. (2012). Just green enough: contesting environmental gentrification in Greenpoint, Brooklyn. *Local Environment*, 17(9), 1027-1042. <https://doi.org/10.1080/13549839.2012.729569>
- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B., & Lele, S. (2001). The Association Between Extreme Precipitation and Waterborne Disease Outbreaks in the United States, 1948–1994. *American Journal of Public Health*, 91(8), 1194-1199. <https://doi.org/10.2105/AJPH.91.8.1194>
- Cuthbert, M. O., Rau, G. C., Ekström, M., O'Carroll, D. M., & Bates, A. J. (2022). Global climate-driven trade-offs between the water retention and cooling benefits of urban greening [Article]. *Nature Communications*, 13(1), Article 518. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28160-8>
- D'Ercole, R., Gluski, P., Hardy, S., & Sierra, A. (2009). Vulnérabilités urbaines dans les pays du Sud. *Cybergeo: European Journal of Geography* <https://doi.org/10.4000/cybergeo.22022>
- Dada, A., Urich, C., Berteni, F., Pezzagno, M., Piro, P., & Grossi, G. (2021). Water Sensitive Cities: An Integrated Approach to Enhance Urban Flood Resilience in Parma (Northern Italy). *Climate*, 9(10), 152. <https://www.mdpi.com/2225-1154/9/10/152>
- Dagenais, D., Paquette, S., Fuamba, M., Servier, E. J., Spector, A., Besson, L., & Thomas-Maret, I. (2013). *Participatory Design of a Decision Aid Tool Integrating Social Aspects for the Implementation of at Source Vegetated Best Management Practices (SVBMPs) at the Neighbourhood Level* Novatech 2013 -8ème Conférence internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie, Lyon, France.
- Dagenais, D., Paquette, S., Thomas, I., & Fuamba, M. (2014). Implantation en milieu urbain de systèmes végétalisés de contrôle à la source des eaux pluviales dans un contexte d'adaptation aux changements climatiques: balisage des pratiques québécoises, canadiennes et internationales et développement d'un cadre.
- Dagenais, D., Thomas, I., & Paquette, S. (2017). Siting green stormwater infrastructure in a neighbourhood to maximise secondary benefits: lessons learned from a pilot project. *Landscape Research*, 42:2, 195-210. <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1228861>
- Dai, Y. F., & Liu, T. T. (2022). Spatiotemporal mechanism of urban heat island effects on human health-Evidence from Tianjin city of China [Article]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, Article 1010400. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.1010400>

- Daneau, L. (2020). Quand l'averse force la surverse des eaux usées. *leNouvelliste*. <https://www.lenouvelliste.ca/2020/08/15/quand-laverse-force-la-surverse-des-eaux-usees-e67d045f745acae6d50f2f3afdfa429b>
- Datola, G. (2023). Implementing urban resilience in urban planning: A comprehensive framework for urban resilience evaluation. *Sustainable Cities and Society*, 98, 104821. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104821>
- Datola, G., Bottero, M., De Angelis, E., & Romagnoli, F. (2022). Operationalising resilience: A methodological framework for assessing urban resilience through System Dynamics Model. *Ecological Modelling*, 465, 109851. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109851>
- Davis, M., McFarland, K., Naumann, S., & Graf, A. (2015). *Green Infrastructure and urban biodiversity: overview and city level examples*.
- Day, C. A., & Seay, G. (2020). Impacts of Storm Characteristics on Generating Sanitary Sewer Overflow (SSO) Events for an Urban Sewershed. *Papers in Applied Geography*, 6(4), 460-470. <https://doi.org/10.1080/23754931.2020.1755886>
- de Brito Cruz, D., Schmidt, P. J., & Emelko, M. B. (2024). Drinking water QMRA and decision-making: Sensitivity of risk to common independence assumptions about model inputs. *Water Research*, 259, 121877. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121877>
- de Vries, S., van Dillen, S. M. E., Groenewegen, P. P., & Spreeuwenberg, P. (2013). Streetscape greenery and health: Stress, social cohesion and physical activity as mediators. *Social Science & Medicine*, 94, 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2013.06.030>
- DeFlorio-Barker, S., Arnold, B. F., Sams, E. A., Dufour, A. P., Colford, J. M., Weisberg, S. B., Schiff, K. C., & Wade, T. J. (2018). Child environmental exposures to water and sand at the beach: Findings from studies of over 68,000 subjects at 12 beaches. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 28(2), 93-100. <https://doi.org/10.1038/jes.2017.23>
- Département de géographie de l'université Laval. (2018). *Atlas web de la vulnérabilité de la population québécoise aux aléas climatiques (document de synthèse)*. https://atlas-vulnerabilite.ulaval.ca/wp-content/uploads/2018/09/AtlasDeLaVulnerabilite_DocumentSynthese.pdf
- Depietri, Y., & McPhearson, T. (2017). Integrating the grey, green, and blue in cities: Nature-based solutions for climate change adaptation and risk reduction. In *Nature-based solutions to climate change Adaptation in urban areas* (pp. 91-109). Springer, Cham.
- Derx, J., Müller-Thomy, H., Kılıç, H. S., Cervero-Arago, S., Linke, R., Lindner, G., Walochnik, J., Sommer, R., Komma, J., Farnleitner, A. H., & Blaschke, A. P. (2023). A probabilistic-deterministic approach for assessing climate change effects on infection risks downstream of sewage emissions from CSOs. *Water Research*, 247, 120746. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120746>
- Desta, B. N., Tustin, J., Sanchez, J. J., Heasley, C., Schwandt, M., Bishay, F., Chan, B., Knezevic-Stevanovic, A., Ash, R., Jantzen, D., & Young, I. (2024). Environmental predictors of

- Escherichia coli concentration at marine beaches in Vancouver, Canada: a Bayesian mixed-effects modelling analysis. *Epidemiology and infection*, 152, e38. <https://doi.org/10.1017/s0950268824000311>
- Devi, N. N., Sridharan, B., Bindhu, V. M., Narasimhan, B., Bhallamudi, S. M., Bhatt, C. M., Usha, T., Vasani, D. T., & Kuiri, S. N. (2020). Investigation of Role of Retention Storage in Tanks (Small Water Bodies) on Future Urban Flooding: A Case Study of Chennai City, India [Article]. *Water*, 12(10), Article 2875. <https://doi.org/10.3390/w12102875>
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., La Forgia, G., Piccinini, A. F., & Ranieri, E. (2015). Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area. *Sustainability*, 7(5), 5050-5070. <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/5/5050>
- Ding, X. C., Liao, W. H., Lei, X. H., Wang, H., & Yang, J. L. (2022). Assessment of the impact of climate change on urban flooding: a case study of Beijing, China [Article]. *Journal of Water and Climate Change*, 13(10), 3692-3715. <https://doi.org/10.2166/wcc.2022.224>
- Donald, M., Mengersen, K., Toze, S., Sidhu, J. P. S., & Cook, A. (2011). Incorporating parameter uncertainty into Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA). *Journal of Water and Health*, 9(1), 10-26. <https://doi.org/10.2166/wh.2010.073>
- Dong, X., Guo, H., & Zeng, S. (2017). Enhancing future resilience in urban drainage system: Green versus grey infrastructure. *Water Research*, 124, 280-289. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.038>
- Donovan, E., Unice, K., Roberts, J. D., Harris, M., & Finley, B. (2008a). Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the water of the Lower Passaic River. *Appl Environ Microbiol*, 74(4), 994-1003. <https://doi.org/10.1128/aem.00601-07>
- Donovan, E., Unice, K., Roberts, J. D., Harris, M., & Finley, B. (2008b). Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the water of the Lower Passaic River. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(4), 994-1003. <https://doi.org/10.1128/aem.00601-07>
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Gaulin, T., Candon, H. L., Slawson, R. M., Payment, P., & Huck, P. M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health*, 5(2), 241-257. <https://doi.org/10.2166/wh.2007.010b>
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Slawson, R. M., Kouwen, N., & Huck, P. M. (2006). Hydrologic Modeling of Pathogen Fate and Transport. *Environmental Science & Technology*, 40(15), 4746-4753. <https://doi.org/10.1021/es060426z>
- Drapeau, L.-M., Beaudoin, M., Vandycke, L., & Brunstein, M. (2021). *Mesures de lutte contre les îlots de chaleur urbains : mise à jour 2021*.
- Duan, H. F., Li, F., & Yan, H. X. (2016). Multi-Objective Optimal Design of Detention Tanks in the Urban Stormwater Drainage System: LID Implementation and Analysis [Article]. *Water Resources Management*, 30(13), 4635-4648. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1444-1>

- Dufour, A. P., Behymer, T. D., Cantú, R., Magnuson, M., & Wymer, L. J. (2017). Ingestion of swimming pool water by recreational swimmers. *J Water Health*, 15(3), 429-437. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.255>
- Dushkova, D., Ignatieva, M., Hughes, M., Konstantinova, A., Vasenev, V., & Dovletyarova, E. (2021). Human Dimensions of Urban Blue and Green Infrastructure during a Pandemic. Case Study of Moscow (Russia) and Perth (Australia). *Sustainability*, 13.
- Eaton, T. T. (2018). Approach and case-study of green infrastructure screening analysis for urban stormwater control [Article]. *Journal of Environmental Management*, 209, 495-504. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.068>
- Ebers, N., Schröter, K., & Müller-Thomy, H. (2024). Estimation of future rainfall extreme values by temperature-dependent disaggregation of climate model data. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 24(6), 2025-2043. <https://doi.org/10.5194/nhess-24-2025-2024>
- Efstratiou, A., Ongerth, J. E., & Karanis, P. (2017). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011–2016. *Water Research*, 114, 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.036>
- Ehsan, A., Casaert, S., Levecke, B., Van Rooy, L., Pelicaen, J., Smis, A., De Backer, J., Vervaeke, B., De Smedt, S., Schoonbaert, F., Lammens, S., Warmoes, T., Geurden, T., & Claerebout, E. (2015). Cryptosporidium and Giardia in recreational water in Belgium. *Journal of Water and Health*, 13(3), 870-878. <https://doi.org/10.2166/wh.2015.268>
- Eregno, F. E., Tryland, I., Tjomsland, T., Myrmel, M., Robertson, L., & Heistad, A. (2016). Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events. *Science of the Total Environment*, 548-549, 270-279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.034>
- Esfehankalateh, A. T., Ngarambe, J., & Yun, G. Y. (2021). Influence of Tree Canopy Coverage and Leaf Area Density on Urban Heat Island Mitigation. *Sustainability*, 13(13), Article 7496. <https://doi.org/10.3390/su13137496>
- Eulogi, M., Ostojin, S., Skipworth, P., Kroll, S., Shucksmith, J. D., & Schellart, A. (2022). Optimal Positioning of RTC Actuators and SuDS for Sewer Overflow Mitigation in Urban Drainage Systems [Article]. *Water*, 14(23), Article 3839. <https://doi.org/10.3390/w14233839>
- Even, S., Mouchel, J.-M., Servais, P., Flipo, N., Poulin, M., Blanc, S., Chabanel, M., & Paffoni, C. (2007). Modelling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Science of the Total Environment*, 375(1), 140-151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.007>
- Fallmann, J., Emeis, S., & Suppan, P. (2013). Mitigation of urban heat stress - a modelling case study for the area of Stuttgart [Article]. *Erde*, 144(3-4), 202-216.
- Fan, G. D., Lin, R. S., Wei, Z. Q., Xiao, Y. G., Shangguan, H. D., & Song, Y. Q. (2022). Effects of low impact development on the stormwater runoff and pollution control [Article]. *Science of the Total Environment*, 805, Article 150404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150404>

- Farina, A., Gargano, R., & Greco, R. (2024). Effects of urban catchment characteristics on combined sewer overflows. *Environmental Research*, 244, 117945. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117945>
- Farnham, D. J., Gibson, R. A., Hsueh, D. Y., McGillis, W. R., Culligan, P. J., Zain, N., & Buchanan, R. (2017). Citizen science-based water quality monitoring: Constructing a large database to characterize the impacts of combined sewer overflow in New York City. *Science of the Total Environment*, 580, 168-177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.116>
- Fassman-Beck, E., & Saleh, F. (2021). Sources and Impacts of Uncertainty in Uncalibrated Bioretention Models Using SWMM 5.1.012. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 7(3), 04021006. <https://doi.org/doi:10.1061/JSWBAY.0000944>
- Fenton, N., & Neil, M. (2018). *Risk assessment and decision analysis with Bayesian networks*. Crc Press.
- Ferreira, J. C., Costa dos Santos, D., & Campos, L. C. (2024). Blue-green infrastructure in view of Integrated Urban Water Management: A novel assessment of an effectiveness index. *Water Research*, 257, 121658. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121658>
- Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S. (2019). The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2131-2143. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13475>
- Fischer, E. M., Oleson, K. W., & Lawrence, D. M. (2012). Contrasting urban and rural heat stress responses to climate change [Article]. *Geophysical Research Letters*, 39, Article L03705. <https://doi.org/10.1029/2011gl050576>
- Flor-Blanco, G., Alcántara-Carrió, J., Jackson, D. W. T., Flor, G., & Flores-Soriano, C. (2021). Coastal erosion in NW Spain: Recent patterns under extreme storm wave events. *Geomorphology*, 387, 107767. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107767>
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), 253-267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Folke, C., Carpenter, S. R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., & Rockström, J. (2010). Resilience Thinking
Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecology and Society*, 15(4). <http://www.jstor.org/stable/26268226>
- Forsee, W. J., & Ahmad, S. (2011). Evaluating Urban Storm-Water Infrastructure Design in Response to Projected Climate Change. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(11), 865-873. [https://doi.org/10.1061/ASCE\)HE.1943-5584.0000383](https://doi.org/10.1061/ASCE)HE.1943-5584.0000383)
- Fortier, C., & Mailhot, A. (2015). Climate Change Impact on Combined Sewer Overflows. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(5), 04014073. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000468](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000468)

- Founda, D., Pierros, F., Katavoutas, G., & Keramitsoglou, I. (2019). Observed Trends in Thermal Stress at European Cities with Different Background Climates [Article]. *Atmosphere*, 10(8), Article 436. <https://doi.org/10.3390/atmos10080436>
- Francis, J., Disney, M., & Law, S. (2023). Monitoring canopy quality and improving equitable outcomes of urban tree planting using LiDAR and machine learning. *Urban Forestry & Urban Greening*, 89, 128115. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128115>
- Francis, R., & Bekera, B. (2014). A metric and frameworks for resilience analysis of engineered and infrastructure systems. *Reliability Engineering & System Safety*, 121, 90-103. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2013.07.004>
- Françoço, R. V., & Belderrain, M. C. N. (2022). A problem structuring method framework for value-focused thinking. *EURO Journal on Decision Processes*, 10, 100014. <https://doi.org/10.1016/j.ejdp.2022.100014>
- Frey, J., Wilson, J., Henthorn, P., Schaefer, R., Montestruque, L., & LaRose, M. (2013). South Bend CSO long term control plan optimization: Comparison of grey-only vs. grey-green infrastructure least-cost solutions. WEFTEC 2013,
- Frumkin, H. (2016). *Environmental health: from global to local* (H. Frumkin, Ed. Third edition ed.). Brand, Jossey.
- Fry, T. J., & Maxwell, R. M. (2017). Evaluation of distributed BMPs in an urban watershed—High resolution modeling for stormwater management. *Hydrological Processes*, 31(15), 2700-2712. <https://doi.org/10.1002/hyp.11177>
- Fu, X., Hopton, M. E., & Wang, X. (2021). Assessment of green infrastructure performance through an urban resilience lens. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125146. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125146>
- Fu, X. R., Wang, D., Luan, Q. H., Liu, J. H., Wang, Z. G., & Tian, J. Y. (2022). Community Scale Assessment of the Effectiveness of Designed Discharge Routes from Building Roofs for Stormwater Reduction [Article]. *Remote Sensing*, 14(13), Article 2970. <https://doi.org/10.3390/rs14132970>
- Furchtlehner, J., Lehner, D., & Lička, L. (2022). Sustainable Streetscapes: Design Approaches and Examples of Viennese Practice. *Sustainability*, 14(2), 961. <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/2/961>
- G. Briere, F. (2012). *Distribution et collecte des eaux* (P. i. Polytechnique, Ed. 3e ed.).
- Gannon, J. J., & Busse, M. K. (1989). E. coli and enterococci levels in urban stormwater, river water and chlorinated treatment plant effluent. *Water Research*, 23(9), 1167-1176. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(89\)90161-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(89)90161-9)
- García-León, D., Masselot, P., Mistry, M. N., Gasparrini, A., Motta, C., Feyen, L., & Ciscar, J.-C. (2024). Temperature-related mortality burden and projected change in 1368 European regions: a modelling study. *The Lancet Public Health*, 9(9), e644-e653. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(24\)00179-8](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(24)00179-8)

- Gascon, M., Zijlema, W., Vert, C., White, M. P., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2017). Outdoor blue spaces, human health and well-being: A systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(8), 1207-1221. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.08.004>
- Géhéniau, N., Fuamba, M., Mahaut, V., Gendron, M. R., & Dugué, M. (2015). Monitoring of a Rain Garden in Cold Climate: Case Study of a Parking Lot near Montréal. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 141(6), 04014073. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000836](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000836)
- GEO. (2021). *Quelle est la différence entre un fleuve, un lac et un étang ?* Retrieved 2022-03-30 from <https://www.geo.fr/environnement/quelle-est-la-difference-entre-un-fleuve-un-lac-et-un-etang-203260#:~:text=Lac%20et%20%C3%A9tang%20%3A%20des%20similitudes,douce%20ou%20d'eau%20sal%C3%A9e>.
- Georgiou, S., & Bateman, I. J. (2005). Revision of the EU Bathing Water Directive: economic costs and benefits. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4), 430-438.
- Ghodsi, S. H., Zahmatkesh, Z., Goharian, E., Kerachian, R., & Zhu, Z. (2020). Optimal design of low impact development practices in response to climate change. *Journal of Hydrology*, 580, 124266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124266>
- Giguère, M. (2009). *Mesures de lutte aux îlots de chaleur urbains*. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/988_MesuresIlotsChaleur.pdf
- Gironás, J., Roesner, L. A., & Davis, J. (2009). *STORM WATER MANAGEMENT MODEL APPLICATIONS MANUAL*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100EA7H.PDF?Dockey=P100EA7H.PDF>
- Gogien, F., Dechesne, M., Martinerie, R., & Lipeme Kouyi, G. (2023). Assessing the impact of climate change on Combined Sewer Overflows based on small time step future rainfall timeseries and long-term continuous sewer network modelling. *Water Research*, 230, 119504. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119504>
- Gomez-Ullate, E., Castillo-Lopez, E., Castro-Fresno, D., & Bayon, J. R. (2011). Analysis and Contrast of Different Pervious Pavements for Management of Storm-Water in a Parking Area in Northern Spain [Article]. *Water Resources Management*, 25(6), 1525-1535. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9758-x>
- Gong, Y., Liang, X., Li, X., Li, J., Fang, X., & Song, R. (2016). Influence of Rainfall Characteristics on Total Suspended Solids in Urban Runoff: A Case Study in Beijing, China. *Water*, 8, 278. <https://doi.org/10.3390/w8070278>
- Gooré Bi, E., Monette, F., Gachon, P., Gaspéri, J., & Perrodin, Y. (2015). 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*, 22(15), 11905-11921. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4411-0>
- Gougeon, G. (2023). *Planification stratégique Des Infrastructures Vertes En Climat Froid: modélisation De La Gestion De La Neige à Partir D'une étude De Cas* (Publication Number

- 31616830) [M.A.Sc., Ecole Polytechnique, Montreal (Canada)]. Dissertations & Theses @ Ecole Polytechnique de Montreal; ProQuest Dissertations & Theses Global. Canada -- Quebec, CA. <https://publications.polymtl.ca/10740/>
- Gougeon, G., Bouattour, O., Formankova, E., St-Laurent, J., Doucet, S., Dorner, S., Lacroix, S., Kuller, M., Dagenais, D., & Bichai, F. (2023). Impact of bioretention cells in cities with a cold climate: modeling snow management based on a case study. *Blue-Green Systems*, 5(1), 1-17. <https://doi.org/10.2166/bgs.2023.032>
- Goulding, R., Jayasuriya, N., & Horan, E. (2012). A Bayesian network model to assess the public health risk associated with wet weather sewer overflows discharging into waterways. *Water Research*, 46(16), 4933-4940. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.044>
- Gouvernement du Canada. (2012). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada-Protozoaires entériques : Giardia et Cryptosporidium*.
- Gouvernement du Canada. (2013a). *Caractérisation et charges des effluents des eaux usées municipales*. Retrieved 23 mars 2021 from <https://ec.gc.ca/eu-ww/default.asp?lang=Fr&n=4F4513C8-1>
- Gouvernement du Canada. (2013b). *Évaluation scientifique des effets des effluents d'eaux usées municipales : sommaire et mise à jour*. Retrieved 1 avril 2021 from <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eaux-usees/documents-reference/evaluation-scientifique-effluents-municipales.html>
- Gouvernement du Canada. (2018). *Stratégie canadienne sur la forêt urbaine 2019-2024*. Retrieved from <https://arbrescanada.ca/wp-content/uploads/2018/10/TC-CUFS-2019-2024-Fr-1.pdf>
- Gouvernement du Canada. (2023). *Canadian recreational water quality guidelines - Indicators of fecal contamination: E. coli and enterococci in recreational waters*. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/recreational-water-quality-guidelines-indicators-fecal-contamination/e-coli-enterococci.html>
- Gouvernement du Québec. (2014). Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. In *Loi sur la qualité de l'environnement* (pp. chapitre Q-2, r. 35.32).
- Gouvernement du Québec. (2016). *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2021). *Programme Environnement-Plage*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/env-plage/>
- Graham, L. P., Andréasson, J., & Carlsson, B. (2007). Assessing climate change impacts on hydrology from an ensemble of regional climate models, model scales and linking methods – a case study on the Lule River basin. *Climatic change*, 81(1), 293-307. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9215-2>
- Graydon, R. C., Mezzacapo, M., Boehme, J., Foldy, S., Edge, T. A., Brubacher, J., Chan, H. M., Dellinger, M., Faustman, E. M., Rose, J. B., & Takaro, T. K. (2022). Associations between extreme precipitation, drinking water, and protozoan acute gastrointestinal illnesses in four

- North American Great Lakes cities (2009-2014). *Journal of Water and Health*, 20(5), 849-862. <https://doi.org/10.2166/wh.2022.018>
- Grossmann, K., Franck, U., Krüger, M., Schlink, U., Schwarz, N., & Stark, K. (2012). Social dimensions of heat-stress in cities [Article]. *Disp*, 48(4), 56-68. <https://doi.org/10.1080/02513625.2012.776818>
- Gutierrez-Magness, A. L., & McCuen, R. H. (2004). Accuracy evaluation of rainfall disaggregation methods. *Journal of Hydrologic Engineering*, 9(2), 71-78.
- Haas, C. N., Rose, J. B., & Gerba, C. P. (2014). *Quantitative microbial risk assessment*. John Wiley & Sons.
- Hajat, S., Ebi, K., & Kovats, R. (2005). The Human Health Consequences of Flooding in Europe: a review. In: Kirch W., Menne B., Bertollini R.(szerk.): Extreme Weather Events and Public Health Responses. In: Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Haley, B. M., Sun, Y., Jagai, J. S., Leibler, J. H., Fulweiler, R., Ashmore, J., Wellenius, G. A., & Heiger-Bernays, W. (2024). Association between Combined Sewer Overflow Events and Gastrointestinal Illness in Massachusetts Municipalities with and without River-Sourced Drinking Water, 2014–2019. *Environmental Health Perspectives*, 132(5), 057008. <https://doi.org/10.1289/EHP14213>
- Ham, Y.-S., Kabori, H., & Takasago, M. (2009). Effects of combined sewer overflow and stormwater on indicator bacteria concentrations in the Tama River due to the high population density of Tokyo Metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1), 459-468. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0330-6>
- Hamdi, I., Fawzy, M., Zelenakova, M., & Abbas, W. (2024). Heat Island dynamics and heat stress implications on the population of El-Mansourah conurbation, Egypt: temporal and proposed solutions using MODIS imagery and ENVI-met simulation [Article]. *Geomatics Natural Hazards & Risk*, 15(1), Article 2291328. <https://doi.org/10.1080/19475705.2023.2291328>
- Hamilton, K. A., Ciol Harrison, J., Mitchell, J., Weir, M., Verhougstraete, M., Haas, C. N., Nejadhashemi, A. P., Libarkin, J., Gim Aw, T., Bibby, K., Bivins, A., Brown, J., Dean, K., Dunbar, G., Eisenberg, J. N. S., Emelko, M., Gerrity, D., Gurian, P. L., Hartnett, E.,...Rose, J. B. (2024). Research gaps and priorities for quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Risk Analysis*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/risa.14318>
- Hamlet, A. F., Salathé, E. P., & Carrasco, P. (2010). *Statistical downscaling techniques for global climate model simulations of temperature and precipitation with application to water resources planning studies*. <http://hdl.handle.net/1773/38428>
- Hammond, M. J., Chen, A. S., Djordjević, S., Butler, D., & Mark, O. (2015). Urban flood impact assessment: A state-of-the-art review. *Urban Water Journal*, 12(1), 14-29. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.857421>
- Hannemann, L., Janson, D., Grewe, H. A., Blättner, B., & Mücke, H. G. (2023). Heat in German cities: a study on existing and planned measures to protect human health [Article; Early

- Access]. *Journal of Public Health-Heidelberg*. <https://doi.org/10.1007/s10389-023-01932-2>
- Harlan, S. L., Brazel, A. J., Prashad, L., Stefanov, W. L., & Larsen, L. (2006). Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress [Article]. *Social Science & Medicine*, 63(11), 2847-2863. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2006.07.030>
- Harmay, N. S. M., & Choi, M. (2023). The urban heat island and thermal heat stress correlate with climate dynamics and energy budget variations in multiple urban environments [Article]. *Sustainable Cities and Society*, 91, Article 104422. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104422>
- Hartig, J. H., Francoeur, S. N., Ciborowski, J. J. H., Gannon, J. E., Sanders, C. E., Galvao-Ferreira, P., Knauss, C. R., Gell, G., & Berk, K. (2021). An ecosystem health assessment of the Detroit River and western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 47(4), 1241-1256. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.05.008>
- Harwood, V. J., Staley, C., Badgley, B. D., Borges, K., & Korajkic, A. (2014). Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: relationships between pathogens and human health outcomes. *FEMS Microbiology Reviews*, 38(1), 1-40. <https://doi.org/10.1111/1574-6976.12031>
- Haslinger, K., Breinl, K., Pavlin, L., Pistotnik, G., Bertola, M., Olefs, M., Greilinger, M., Schöner, W., & Blöschl, G. (2025). Increasing hourly heavy rainfall in Austria reflected in flood changes. *Nature*, 639(8055), 667-672. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08647-2>
- Hatvani-Kovacs, G., Belusko, M., Skinner, N., Pockett, J., & Boland, J. (2016). Drivers and barriers to heat stress resilience [Article]. *Science of the Total Environment*, 571, 603-614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.028>
- Havelaar, A. H., De Hollander, A., Teunis, P., Evers, E. G., Van Kranen, H. J., Versteegh, J., Van Koten, J., & Slob, W. (2000). Balancing the risks and benefits of drinking water disinfection: disability adjusted life-years on the scale. *Environmental Health Perspectives*, 108(4), 315-321.
- Hawkins, E., & Sutton, R. (2009). The Potential to Narrow Uncertainty in Regional Climate Predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90(8), 1095-1108. <https://doi.org/10.1175/2009BAMS2607.1>
- Hawkins, E., & Sutton, R. (2011). The potential to narrow uncertainty in projections of regional precipitation change. *Climate Dynamics*, 37(1), 407-418. <https://doi.org/10.1007/s00382-010-0810-6>
- He, B.-J., Zhu, J., Zhao, D.-X., Gou, Z.-H., Qi, J.-D., & Wang, J. (2019). Co-benefits approach: Opportunities for implementing sponge city and urban heat island mitigation. *Land Use Policy*, 86, 147-157. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.003>
- He, B. J., Zhao, D. X., Dong, X., Zhao, Z. Q., Li, L. G., Duo, L. H., & Li, J. (2022). Will individuals visit hospitals when suffering heat-related illnesses? Yes, but [Article]. *Building and Environment*, 208, Article 108587. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108587>

- Health Canada. (2019). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document — Enteric Protozoa: Giardia and Cryptosporidium*. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html>
- Heaviside, C., Macintyre, H., & Vardoulakis, S. (2017). The Urban Heat Island: Implications for Health in a Changing Environment. *Current Environmental Health Reports*, 4(3), 296-305. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0150-3>
- Hesarkazzazi, S., Bakhshipour, A. E., Hajibabaei, M., Dittmer, U., Haghighi, A., & Sitzenfrei, R. (2022). Battle of centralized and decentralized urban stormwater networks: From redundancy perspective. *Water Research*, 222, 118910. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118910>
- Hewitt, C. N., Ashworth, K., & MacKenzie, A. R. (2020). Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). *Ambio*, 49(1), 62-73. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01164-3>
- Hidalgo-García, D., & Arco-Díaz, J. (2023). Spatiotemporal analysis of the surface urban heat island (SUHI), air pollution and disease pattern: an applied study on the city of Granada (Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 30(20), 57617-57637. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26564-7>
- Hilde, T., & Paterson, R. (2014). Integrating ecosystem services analysis into scenario planning practice: Accounting for street tree benefits with i-Tree valuation in Central Texas. *Journal of Environmental Management*, 146, 524-534. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.039>
- Hong, Y., Soullignac, F., Roguet, A., Li, C., J. Lemaire, B., Scarati Martins, R., Lucas, F., & Vinçon-Leite, B. (2021). Impact of Escherichia coli from stormwater drainage on recreational water quality: an integrated monitoring and modelling of urban catchment, pipes and lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (2), pp.2245-2259.
- Hoover, F.-A., Meerow, S., Grabowski, Z. J., & McPhearson, T. (2021). Environmental justice implications of siting criteria in urban green infrastructure planning. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 23(5), 665-682. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2021.1945916>
- Hossain, I., Imteaz, M. A., & Hossain, M. I. (2012). Application of a catchment water quality model for an East-Australian catchment. *International Journal of Global Environmental Issues*, 12(2-4), 242-255. <https://doi.org/10.1504/ijgenvi.2012.049370>
- Houghton, A., & Castillo-Salgado, C. (2017). Health Co-Benefits of Green Building Design Strategies and Community Resilience to Urban Flooding: A Systematic Review of the Evidence. *International journal of environmental research and public health*, 14(12), 1519. <https://www.mdpi.com/1660-4601/14/12/1519>
- Hua, P., Yang, W. Y., Qi, X. C., Jiang, S. S., Xie, J. Q., Gu, X. Y., Li, H. H., Zhang, J., & Krebs, P. (2020). Evaluating the effect of urban flooding reduction strategies in response to design rainfall and low impact development [Article]. *Journal of Cleaner Production*, 242, Article 118515. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118515>

- Huang, C. C., Hu, Y., Wang, L., Wang, Y. F., Li, N., Guo, Y. Q., Feng, Y. Y., & Xiao, L. H. (2017). Environmental Transport of Emerging Human-Pathogenic Cryptosporidium Species and Subtypes through Combined Sewer Overflow and Wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 83(16), Article e00682-17. <https://doi.org/10.1128/aem.00682-17>
- Huang, H., Deng, X., Yang, H., Zhou, X., & Jia, Q. (2020). Spatio-Temporal Mechanism Underlying the Effect of Urban Heat Island on Cardiovascular Diseases. *Iran J Public Health*, 49(8), 1455-1466. <https://doi.org/10.18502/ijph.v49i8.3889>
- Huang, H. C., Li, Y., Zhao, Y. M., & Zhai, W. (2022). Analysis of the impact of urban summer high temperatures and outdoor activity duration on residents' emotional health: Taking hostility as an example [Article]. *Frontiers in Public Health*, 10, Article 955077. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.955077>
- Huang, H. C., Yang, H. L., Deng, X., Zeng, P., Li, Y., Zhang, L. N., & Zhu, L. (2019). Influencing Mechanisms of Urban Heat Island on Respiratory Diseases [Article]. *Iranian Journal of Public Health*, 48(9), 1636-1646.
- Huang, J., Chen, Y., Jones, P., & Hao, T. (2022). Heat stress and outdoor activities in open spaces of public housing estates in Hong Kong: A perspective of the elderly community. *Indoor and Built Environment*, 31(6), 1447-1463. <https://doi.org/10.1177/1420326x20950448>
- Huang, M., Cui, P., & He, X. (2018). Study of the Cooling Effects of Urban Green Space in Harbin in Terms of Reducing the Heat Island Effect. *Sustainability*, 10(4), Article 1101. <https://doi.org/10.3390/su10041101>
- Hunt, W. F., Jarrett, A. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132(6), 600-608. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600))
- Hunt, W. F., Smith, J. T., Jadlocki, S. J., Hathaway, J. M., & Eubanks, P. R. (2008). Pollutant Removal and Peak Flow Mitigation by a Bioretention Cell in Urban Charlotte, N.C. *Journal of Environmental Engineering*, 134(5), 403-408. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:5\(403\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:5(403))
- Hunter Block, A., J. Livesley, S., & S.G. Williams, N. (2012). *Responding to the Urban Heat Island: A Review of the Potential of Green Infrastructure*. <https://apo.org.au/sites/default/files/resource-files/2012-03/apo-nid237206.pdf>
- Huppé, V., Gauvin, D., & Lévesque, B. (2019). *La qualité des eaux récréatives au Québec et les risques à la santé*. https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2501_qualite_eaux_recreatives_risques_sante.pdf
- Innocenti, S., Mailhot, A., Frigon, A., Cannon, A. J., & Leduc, M. (2019). Observed and Simulated Precipitation over Northeastern North America: How Do Daily and Subdaily Extremes Scale in Space and Time? *Journal of Climate*, 32(24), 8563-8582. <https://doi.org/10.1175/jcli-d-19-0021.1>

- Innocenti, S., Mailhot, A., Leduc, M., Cannon, A. J., & Frigon, A. (2019). Projected Changes in the Probability Distributions, Seasonality, and Spatiotemporal Scaling of Daily and Subdaily Extreme Precipitation Simulated by a 50-Member Ensemble Over Northeastern North America. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(19), 10427-10449. <https://doi.org/10.1029/2019JD031210>
- Inoue, K., Asami, T., Shibata, T., Furumai, H., & Katayama, H. (2020). Spatial and temporal profiles of enteric viruses in the coastal waters of Tokyo Bay during and after a series of rainfall events. *Science of the Total Environment*, 727, 138502. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138502>
- INSPQ. (2017). *Verdir les villes pour la santé de la population*. https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2265_verdir_villes_sante_population.pdf
- INSPQ. (2021a). *Les aléas affectés par les changements climatiques : effets sur la santé, vulnérabilités et mesures d'adaptation*. <https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2771-aleas-changements-climatiques-effets-sante-vulnerabilite-adaptation.pdf>
- INSPQ. (2021b). *Mesures de lutte contre les îlots de chaleur urbains : mise à jour 2021*. <https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2839-mesures-lutte-ilots-chaleur-urbains.pdf>
- INSPQ. (2022). *Géoportail de santé publique du Québec*. <https://www.inspq.qc.ca/geomatique/geoportail>
- Interior Health. (2025). *Creating a Beach Safety Plan*. <https://www.interiorhealth.ca/sites/default/files/PDFS/creating-a-beach-safety-plan.pdf>
- IPCC. (2022). *Summary for Policymakers*. C. Cambridge University Press, UK and New York.
- IPCC. (2023). *Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51-63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.051>
- Jain, M. (2023). Two decades of nighttime surface urban heat island intensity analysis over nine major populated cities of India and implications for heat stress [Article]. *Frontiers in Sustainable Cities*, 5, Article 1084573. <https://doi.org/10.3389/frsc.2023.1084573>
- Jalbert, J., Favre, A.-C., xe, lisle, C., Angers, J.-F., xe, & ois. (2017). A spatiotemporal model for extreme precipitation simulated by a climate model, with an application to assessing changes in return levels over North America. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, 66(5), 941-962. <http://www.jstor.org/stable/44682600>
- Jalbert, J., Ratté-Fortin, C., Burnet, J.-B., & Papillon, É. (2024). Categorization of precipitation for predicting combined sewer overflows. Application to the City of Montréal. *Journal of Hydrology*, 637, 131333. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131333>

- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Martine Galarneau, M., Servais, P., Prévost, M., & Dorner, S. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management*, 174, 62-70.
- Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaranga-Alvarez, U., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Pierre Servais, P., Michèle Prévost, M., & Sarah Dorner, S. (2015). Impacts of global change on the concentrations and dilution of combined sewer overflows in a drinking water source. *Science of the Total Environment*, 508, 462-476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.059>
- James, W., Rossman, L. A., & C. James, R. W. (2010). *User's Guide to SWMM5*. <http://www.chiwater.com/Files/UsersGuideToSWMM5Edn13.pdf>
- Jänicke, B., Holtmann, A., Kim, K. R., Kang, M., Fehrenbach, U., & Scherer, D. (2019). Quantification and evaluation of intra-urban heat-stress variability in Seoul, Korea [Article]. *International Journal of Biometeorology*, 63(1), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s00484-018-1631-2>
- Jayasooriya, V. M., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S., & Perera, B. J. C. (2017). Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 34-47. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.007>
- Jean, M.-È., Duchesne, S., Pelletier, G., & Pleau, M. (2018). Selection of rainfall information as input data for the design of combined sewer overflow solutions. *Journal of Hydrology*, 565, 559-569. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.064>
- Jean, M.-È., Morin, C., Duchesne, S., Pelletier, G., & Pleau, M. (2021). Optimization of Real-Time Control With Green and Gray Infrastructure Design for a Cost-Effective Mitigation of Combined Sewer Overflows. *Water Resources Research*, 57(12), e2021WR030282. <https://doi.org/10.1029/2021WR030282>
- Jennings, V., & Bamkole, O. (2019). The relationship between social cohesion and urban green space: An avenue for health promotion. *International journal of environmental research and public health*, 16(3), 452.
- Jianjun, W., Tian, L., Juan, H., & Yulin, C. (2014). Coliforms in road runoff and its removal by rain gardens. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 5221-5225.
- Jin, Z. J., Wu, W. Z., Li, J. H., Yang, F. L., & Zhou, B. X. (2020). Simulation and engineering demonstration of the advanced treatment of rainy overflow wastewater using a combined system of storage tank-wastewater treatment plant-wetland [Article]. *Water Environment Research*, 92(7), 1057-1069. <https://doi.org/10.1002/wer.1301>
- Jørgensen, C., Domingo, N. D. S., Tomicic, B., Jørgensen, M. E., Hansen, L. T., Petersen, H. H., & Clauson-Kaas, J. (2023). Application of hydraulic modelling and quantitative microbial risk assessment (QMRA) for cloudburst management in cities with combined sewer systems. *Water Science and Technology*, 88(4), 799-813. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.239>

- Joshi, P., Paulo Leitão, J., Maurera, M., & Marcus Bach, P. (2020). Not all SuDS are created equal: Impact of different approaches on combined sewer overflows. *Water Research*, 191.
- Juan-García, P., Butler, D., Comas, J., Darch, G., Sweetapple, C., Thornton, A., & Corominas, L. (2017). Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. *Water Research*, 115, 149-161. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.047>
- Júlio, C., Sá, C., Ferreira, I., Martins, S., Oleastro, M., Ângelo, H., Guerreiro, J., & Tenreiro, R. (2012). Waterborne transmission of Giardia and Cryptosporidium at river beaches in Southern Europe (Portugal). *Journal of Water and Health*, 10(3), 484-496. <https://doi.org/10.2166/wh.2012.030>
- Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., & Stadler, J. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society*, 21(2).
- Kaikkonen, L., Parviainen, T., Rahikainen, M., Uusitalo, L., & Lehtikainen, A. (2021). Bayesian Networks in Environmental Risk Assessment: A Review. *Integr Environ Assess Manag*, 17(1), 62-78. <https://doi.org/10.1002/ieam.4332>
- Kántor, N., Gál, C. V., Gulyás, A., & Unger, J. (2018). The Impact of Facade Orientation and Woody Vegetation on Summertime Heat Stress Patterns in a Central European Square: Comparison of Radiation Measurements and Simulations [Article]. *Advances in Meteorology*, 2018, Article 2650642. <https://doi.org/10.1155/2018/2650642>
- Karamouz, M., Zahmatkesh, Z., & Nazif, S. (2014). Quantifying Resilience to Coastal Flood Events: A Case Study of New York City. In *World Environmental and Water Resources Congress 2014* (pp. 911-923). <https://doi.org/doi:10.1061/9780784413548.094>
- Katavoutas, G., & Founda, D. (2019). Response of Urban Heat Stress to Heat Waves in Athens (1960-2017). *Atmosphere*, 10(9), Article 483. <https://doi.org/10.3390/atmos10090483>
- Kent, G. P., Greenspan, J. R., Herndon, J. L., Mofenson, L. M., Harris, J., Eng, T. R., & Waskin, H. A. (1988). Epidemic giardiasis caused by a contaminated public water supply. *American Journal of Public Health*, 78(2), 139-143.
- Khanafer, Z. (2021). *Suivi en quasi-temps réel de la bactérie E. coli dans les eaux récréatives par l'application d'une nouvelle technologie basée sur l'activité enzymatique*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Kim, D., & Olivera, F. (2012). Relative importance of the different rainfall statistics in the calibration of stochastic rainfall generation models. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(3), 368-376.
- Kim, H., Gu, D. H., & Kim, H. Y. (2018). Effects of Urban Heat Island mitigation in various climate zones in the United States. *Sustainable Cities and Society*, 41, 841-852. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.06.021>
- Kim, M., Ligaray, M., Kwon, Y. S., Kim, S., Baek, S., Pyo, J., Baek, G., Shin, J., Kim, J., Lee, C., Kim, Y. M., & Cho, K. H. (2021). Designing a marine outfall to reduce microbial risk on a

- recreational beach: Field experiment and modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 409, Article 124587. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124587>
- Kim, W. J., Managaki, S., Furumai, H., & Nakajima, F. (2009). Diurnal fluctuation of indicator microorganisms and intestinal viruses in combined sewer system. *Water Science and Technology*, 60(11), 2791-2801. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.732>
- Koc, K., Ekmekcioglu, O., & Ozger, M. (2021). An integrated framework for the comprehensive evaluation of low impact development strategies [Article]. *Journal of Environmental Management*, 294, Article 113023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113023>
- Kõiv-Vainik, M., Kill, K., Espenberg, M., Uemaa, E., Teemusk, A., Maddison, M., Palta, M. M., Török, L., Mander, Ü., Scholz, M., & Kasak, K. (2022). Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100038>
- Kończak, B., Cempa, M., Pierzchała, Ł., & Deska, M. (2021). Assessment of the ability of roadside vegetation to remove particulate matter from the urban air. *Environmental Pollution*, 268, 115465. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115465>
- Kontokosta, C. E., & Malik, A. (2018). The Resilience to Emergencies and Disasters Index: Applying big data to benchmark and validate neighborhood resilience capacity. *Sustainable Cities and Society*, 36, 272-285. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.10.025>
- Kotzee, I., & Reyers, B. (2016). Piloting a social-ecological index for measuring flood resilience: A composite index approach. *Ecological Indicators*, 60, 45-53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.018>
- Kozak, S., Petterson, S., McAlister, T., Jennison, I., Bagraith, S., & Roiko, A. (2020). Utility of QMRA to compare health risks associated with alternative urban sewer overflow management strategies. *Journal of Environmental Management*, 262, 110309. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110309>
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., & McPhearson, T. (2016). The value of urban ecosystem services in New York City: A spatially explicit multicriteria analysis of landscape scale valuation scenarios. *Environmental Science & Policy*, 62, 57-68. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.012>
- Kuller, M., Farrelly, M., Deletic, A., & Bach, P. M. (2018). Building effective Planning Support Systems for green urban water infrastructure—Practitioners' perceptions. *Environmental Science & Policy*, 89, 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.06.011>
- Kuller, M., M. Bach, P., Ramirez-Lovering, D., & Deletic, A. (2017). Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice. *Environmental Modelling & Software*, 96, 265-282.
- Kuller, M., M. Bach, P., Roberts, S., Browne, D., & Deletic, A. (2019). A planning-support tool for spatial suitability assessment of green urban stormwater infrastructure. *Science of the Total Environment*, 686, 856-868.

- Kysely, J., & Beranová, R. (2009). Climate-change effects on extreme precipitation in central Europe: uncertainties of scenarios based on regional climate models. *Theoretical and Applied Climatology*, 95(3), 361-374. <https://doi.org/10.1007/s00704-008-0014-8>
- La Rosa, G., Pourshaban, M., Iaconelli, M., & Muscillo, M. (2008). Recreational and drinking waters as a source of norovirus gastroenteritis outbreaks: a review and update. *Environmental biotechnology*, 4(1), 15-24.
- Lacroix, S., Kuller, M., Aubert, A., Dagenais, D., & Bichai, F. (2025). Uncovering stakeholder preferences for urban blue-green infrastructure siting: Insights from online swing weights elicitation. *Cities*.
- Lacroix, S., Kuller, M., Gougeon, G., Petrucci, J., Lemieux-Chalifour, F., Rioux, A., Dagenais, D., & Bichai, F. (2024). Can we stop reinventing the wheel in blue-green infrastructure planning? Using value-focused thinking to enable transferability of a multicriteria planning support system. *Landscape and Urban Planning*, 252, 105188. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105188>
- LaDeau, S. L., Allan, B. F., Leisnham, P. T., & Levy, M. Z. (2015). The ecological foundations of transmission potential and vector-borne disease in urban landscapes [Article]. *Functional Ecology*, 29(7), 889-901. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12487>
- Langemeyer, J., Wedgwood, D., McPhearson, T., Baró, F., Madsen, A. L., & Barton, D. N. (2020). Creating urban green infrastructure where it is needed – A spatial ecosystem service-based decision analysis of green roofs in Barcelona. *Science of the Total Environment*, 707, 135487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135487>
- Lapierre, E., & Pellerin, S. (2018). *Portrait des infrastructures vertes et des ouvrages phytotechnologiques dans l'agglomération de Montréal*. https://fondationespacepourlavie.ca/wp-content/uploads/2019/08/Infrastructures-vertes_Ile-de-Montreal.pdf
- Lapointe, M., Rochman, C. M., & Tufenkji, N. (2022). Sustainable strategies to treat urban runoff needed. *Nature Sustainability*. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00853-4>
- Larson, P. S., Gronlund, C., Thompson, L., Sampson, N., Washington, R., Steis Thorsby, J., Lyon, N., & Miller, C. (2021). Recurrent Home Flooding in Detroit, MI 2012–2020: Results of a Household Survey. *International journal of environmental research and public health*, 18(14), 7659. <https://www.mdpi.com/1660-4601/18/14/7659>
- Lau, J., Butler, D., & Schütze, M. (2002). Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water*, 4(2), 181-189. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00013-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00013-4)
- Launay, M. A., Dittmer, U., & Steinmetz, H. (2016). Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows – Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. *Water Research*, 104, 82-92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.068>
- Le Cauchois, P., Doucet, S., Bouattour, O., McQuaid, N., Beral, H., Kõiv-Vainik, M., Bichai, F., McCarthy, D., St-Laurent, J., Dagenais, D., Bennekrel, N., Guerra, J., Hachad, M., Kammoun, R., & Dorner, S. (2025). Full-scale characterization of the effects of a

- bioretention system on water quality and quantity following the replacement of a mixed stormwater and combined sewer system. *Blue-Green Systems*, 7(1), 43-62. <https://doi.org/10.2166/bgs.2025.029>
- Le, L. C. P., Nguyen, S. H., Nguyen, Q. T., & Pham, Q. B. (2023). Detention lakes and urban flood mitigation problem in Hue Imperial City, Vietnam. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(6), 1-13.
- Leandro, J., Chen, K.-F., Wood, R. R., & Ludwig, R. (2020). A scalable flood-resilience-index for measuring climate change adaptation: Munich city. *Water Research*, 173, 115502. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115502>
- Leduc, M., Mailhot, A., Frigon, A., Martel, J.-L., Ludwig, R., Brietzke, G. B., Giguère, M., Brissette, F., Turcotte, R., Braun, M., & Scinocca, J. (2019). The ClimEx Project: A 50-Member Ensemble of Climate Change Projections at 12-km Resolution over Europe and Northeastern North America with the Canadian Regional Climate Model (CRCM5). *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 58(4), 663-693. <https://doi.org/10.1175/jamc-d-18-0021.1>
- LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 04014050. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000876](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876)
- Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées, (2021). <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2034.1%20/#:~:text=8.,%C3%A0%20une%20station%20d'%C3%A9puration.>
- Lemieux, C., Bichai, F., & Boisjoly, G. (2023). Synergy between green stormwater infrastructure and active mobility: A comprehensive literature review. *Sustainable Cities and Society*, 99, 104900. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104900>
- Lenaker, P. L., Corsi, S. R., De Cicco, L. A., Olds, H. T., Dila, D. K., Danz, M. E., McLellan, S. L., & Rutter, T. D. (2023). Modeled predictions of human-associated and fecal-indicator bacteria concentrations and loadings in the Menomonee River, Wisconsin using in-situ optical sensors. *PLoS One*, 18(6), Article e0286851. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0286851>
- Lenderink, G., Buishand, A., & van Deursen, W. (2007). Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11(3), 1145-1159. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1145-2007>
- Leung, L. R., & Gustafson Jr., W. I. (2005). Potential regional climate change and implications to U.S. air quality. *Geophysical Research Letters*, 32(16). <https://doi.org/10.1029/2005GL022911>
- Leveque, B., Burnet, J.-B., Dorner, S., & Bichai, F. (2021). Impact of climate change on the vulnerability of drinking water intakes in a northern region *Sustainable Cities and Society* 66. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102656>
- Lexington-Fayette, U. C. G. (2005). *Stormwater Manual*.

- Li, C., Peng, C., Chiang, P.-C., Cai, Y., Wang, X., & Yang, Z. (2019). Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *Journal of Hydrology*, 568, 626-637. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.074>
- Li, F., Chen, J., Engel, B. A., Liu, Y., Wang, S., & Sun, H. (2021). Assessing the Effectiveness and Cost Efficiency of Green Infrastructure Practices on Surface Runoff Reduction at an Urban Watershed in China. *Water*, 13(1), 24. <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/1/24>
- Li, H., & Davis, A. P. (2008). Urban Particle Capture in Bioretention Media. I: Laboratory and Field Studies. *Journal of Environmental Engineering*, 134(6), 409-418. [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:6\(409\)](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:6(409))
- Li, J. D., Tao, T., Kreidler, M., Burian, S., & Yan, H. X. (2019). Construction Cost-Based Effectiveness Analysis of Green and Grey Infrastructure in Controlling Flood Inundation: A Case Study [Article]. *Journal of Water Management Modeling*, 27, Article C466. <https://doi.org/10.14796/jwmm.C466>
- Li, Y., Li, H. X., Huang, J. X., & Liu, C. L. (2020). An approximation method for evaluating flash flooding mitigation of sponge city strategies - A case study of Central Geelong [Article]. *Journal of Cleaner Production*, 257, Article 120525. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120525>
- Ligsay, A., Telle, O., & Paul, R. (2021). Challenges to Mitigating the Urban Health Burden of Mosquito-Borne Diseases in the Face of Climate Change [Article]. *International journal of environmental research and public health*, 18(9), Article 5035. <https://doi.org/10.3390/ijerph18095035>
- Lin, Y., Wang, Z., Jim, C. Y., Li, J., Deng, J., & Liu, J. (2020). Water as an urban heat sink: Blue infrastructure alleviates urban heat island effect in mega-city agglomeration. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121411. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121411>
- Lindley, S. J., Handley, J. F., Theuray, N., Peet, E., & McEvoy, D. (2006). Adaptation Strategies for Climate Change in the Urban Environment: Assessing Climate Change Related Risk in UK Urban Areas. *Journal of Risk Research*, 9(5), 543-568. <https://doi.org/10.1080/13669870600798020>
- Liu, J., Yue, P., He, Y., & Zhao, M. (2020). Removal of E. coli from stormwater by bioretention system: parameter optimization and mechanism. *Water Science and Technology*, 81(6), 1170-1179. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.207>
- Liu, Y., Li, T., & Yu, L. (2020). Urban heat island mitigation and hydrology performance of innovative permeable pavement: A pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production*, 244, 118938. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118938>
- Luan, B., Yin, R. X., Xu, P., Wang, X., Yang, X. M., Zhang, L., & Tang, X. Y. (2019). Evaluating Green Stormwater Infrastructure strategies efficiencies in a rapidly urbanizing catchment using SWMM-based TOPSIS [Article]. *Journal of Cleaner Production*, 223, 680-691. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.028>

- Lucas, W. C., & Sample, D. J. (2015). Reducing combined sewer overflows by using outlet controls for Green Stormwater Infrastructure: Case study in Richmond, Virginia. *Journal of Hydrology*, 520, 473-488.
- Lucke, T., & Nichols, P. W. B. (2015). The pollution removal and stormwater reduction performance of street-side bioretention basins after ten years in operation. *Science of the Total Environment*, 536, 784-792. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.142>
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination [Science]. *Elsevier*, 47, 4370-4382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.030>
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research*, 92, 218-227. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.033>
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S. M., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2015). Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management [10.1039/C5EM00093A]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(5), 965-974. <https://doi.org/10.1039/C5EM00093A>
- Mahaney, A. P., & Franklin, R. B. (2022). Persistence of wastewater-associated antibiotic resistant bacteria in river microcosms. *Science of the Total Environment*, 819, Article 153099. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153099>
- Mahaut, V., & Andrieu, H. (2019). Relative influence of urban-development strategies and water management on mixed (separated and combined) sewer overflows in the context of climate change and population growth: A case study in Nantes. *Sustainable Cities and Society*, 44, 171-182. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.09.012>
- Mailhot, A., Talbot, G., & Lavallée, B. (2015). Relationships between rainfall and Combined Sewer Overflow (CSO) occurrences. *Journal of Hydrology*, 523, 602-609. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.063>
- Maiolo, M., Palermo, S. A., Brusco, A. C., Pirouz, B., Turco, M., Vinci, A., Spezzano, G., & Piro, P. (2020). On the Use of a Real-Time Control Approach for Urban Stormwater Management [Article]. *Water*, 12(10), Article 2842. <https://doi.org/10.3390/w12102842>
- MAMH. *Espace vert*. Retrieved 2022-03-30 from <https://www.mamh.gouv.qc.ca/amenagement-du-territoire/guide-la-prise-de-decision-en-urbanisme/financement-et-maitrise-fonciere/contribution-aux-fins-de-parcs-terrains-de-jeux-et-espaces-naturels/espace-vert/#:~:text=De%20mani%C3%A8re%20g%C3%A9n%C3%A9rale%2C%20un%20espace,un%20environnement%20urbain%20ou%20b%C3%A2ti>.
- MAMH. (2010). *La gestion durable des eaux de pluie, Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable*.

- Maragno, D., Gaglio, M., Robbi, M., Appiotti, F., Fano, E. A., & Gissi, E. (2018). Fine-scale analysis of urban flooding reduction from green infrastructure: An ecosystem services approach for the management of water flows [Article]. *Ecological Modelling*, 386, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.08.002>
- Marando, F., Salvatori, E., Sebastiani, A., Fusaro, L., & Manes, F. (2019). Regulating Ecosystem Services and Green Infrastructure: assessment of Urban Heat Island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling*, 392, 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.011>
- Marquès, E., Masson, V., Naveau, P., Mestre, O., Dubreuil, V., & Richard, Y. (2022). Urban Heat Island Estimation from Crowdsensing Thermometers Embedded in Personal Cars. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 103(4), E1098-E1113. <https://doi.org/10.1175/bams-d-21-0174.1>
- Martel, J.-L., Mailhot, A., & Brissette, F. (2020). Global and Regional Projected Changes in 100-yr Subdaily, Daily, and Multiday Precipitation Extremes Estimated from Three Large Ensembles of Climate Simulations. *Journal of Climate*, 33(3), 1089-1103. <https://doi.org/10.1175/jcli-d-18-0764.1>
- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., & Conte, G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*, 98, 427-438. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.043>
- Masi, F., Sarti, C., Cincinelli, A., Bresciani, R., Martinuzzi, N., Bernasconi, M., & Rizzo, A. (2023). Constructed wetlands for the treatment of combined sewer overflow upstream of centralized wastewater treatment plants [Article]. *Ecological Engineering*, 193, Article 107008. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107008>
- McBride, G. B., Stott, R., Miller, W., Bambic, D., & Wuertz, S. (2013). Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. *Water Research*, 47(14), 5282-5297. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.001>
- McCarthy, D. T., Hathaway, J. M., Hunt, W. F., & Deletic, A. (2012). Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. *Water Research*, 46(20), 6661-6670. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.006>
- McCarty, D., Lee, J., & Kim, H. W. (2021). Machine Learning Simulation of Land Cover Impact on Surface Urban Heat Island Surrounding Park Areas. *Sustainability*, 13(22), 12678. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/22/12678>
- McCormick, R. (2017). Does Access to Green Space Impact the Mental Well-being of Children: A Systematic Review. *Journal of Pediatric Nursing*, 37, 3-7. <https://doi.org/10.1016/j.pedn.2017.08.027>
- McGarity, A. E., Szalay, S., & Cohen, J. (2017). StormWISE model using green infrastructure to achieve Philadelphia's CSO volume reductions at minimum cost. World Environmental and Water Resources Congress 2017,

- McGinnis, S. M., Burch, T., & Murphy, H. M. (2022). Assessing the risk of acute gastrointestinal illness (AGI) acquired through recreational exposure to combined sewer overflow-impacted waters in Philadelphia: A quantitative microbial risk assessment. *Microbial Risk Analysis*, 20, 100189. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mran.2021.100189>
- McGinnis, S. M., Burch, T., & Murphy, H. M. (2022). Assessing the risk of acute gastrointestinal illness (AGI) acquired through recreational exposure to combined sewer overflow-impacted waters in Philadelphia: A quantitative microbial risk assessment. *Microbial Risk Analysis*, 20, Article 100189. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2021.100189>
- McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, 61(13), 2295-2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- McLellan, S. L., Sauer, E. P., Corsi, S. R., Bootsma, M. J., Boehm, A. B., Spencer, S. K., & Borchardt, M. A. (2018). Sewage loading and microbial risk in urban waters of the Great Lakes. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.301>
- McPhearson, T., Cook, E. M., Berbés-Blázquez, M., Cheng, C., Grimm, N. B., Andersson, E., Barbosa, O., Chandler, D. G., Chang, H., Chester, M. V., Childers, D. L., Elser, S. R., Frantzeskaki, N., Grabowski, Z., Groffman, P., Hale, R. L., Iwaniec, D. M., Kabisch, N., Kennedy, C.,...Troxler, T. G. (2022). A social-ecological-technological systems framework for urban ecosystem services. *One Earth*, 5(5), 505-518. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.04.007>
- McPhearson, T., Kremer, P., & Hamstead, Z. A. (2013). Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social-ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services*, 5, 11-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.005>
- McQuaid, Madoux-Humery, A.-S., Touttée, J.-M., Dorner, S., & Prévost, M. (2019). *FICHE TECHNIQUE N° 2 ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RISQUE ASSOCIÉ AUX DÉBORDEMENTS D'EAUX USÉES (DEU)*.
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., & Prévost, M. (2019). *ANALYSE DE LA VULNÉRABILITÉ DES PRISES D'EAU DE SURFACE EN MILIEU URBAIN (GÉNÉRALITÉS ET DÉVELOPPEMENT DE LA MÉTHODOLOGIE D'ANALYSE, Issue*.
- McQuaid, N., Madoux-Humery, A.-S., Touttée, J.-M., Dorner, S., & Prévost, M. (2019). *FICHE TECHNIQUE N° 2 ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RISQUE ASSOCIÉ AUX DÉBORDEMENTS D'EAUX USÉES (DEU)*.
- Means III, E. G., Laugier, M. C., Daw, J. A., & Owen, D. M. (2010). Impacts of climate change on infrastructure planning and design: Past practices and future needs. *JOURNAL AWWA*, 102(6), 56-65. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2010.tb10130.x>
- Medema, G., & Ashbolt, N. (2006). *QMRA: its value for risk management*.
- Meerow, S. (2019). A green infrastructure spatial planning model for evaluating ecosystem service tradeoffs and synergies across three coastal megacities. *Environmental Research Letters*, 14(12), 125011.

- Meerow, S., & Newell, J. P. (2017). Spatial planning for multifunctional green infrastructure: Growing resilience in Detroit. *Landscape and Urban Planning*, 159, 62-75. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.005>
- Meerow, S., Newell, J. P., & Stults, M. (2016). Defining urban resilience: A review. *Landscape and Urban Planning*, 147, 38-49. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.011>
- Meerow, S., Pajouhesh, P., & Miller, T. R. (2019). Social equity in urban resilience planning. *Local Environment*, 24(9), 793-808. <https://doi.org/10.1080/13549839.2019.1645103>
- Melbourne Water. (2005). *WSUD ENGINEERING PROCEDURES: STORMWATER*. https://books.google.ca/books?id=oFMO9nOiBKwC&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs_ge_summary_r&cad=0&fbclid=IwAR18MZAyfQjivQJtwqczEogUIXHCITNS-bRgwVNwqGPkY5sgtyuixc_Vx-w#v=onepage&q&f=false
- MELCC. (2014). *Guide de gestion des eaux pluviales* (MELCC, Issue. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm>
- MELCC. (2022). *Guide pour l'élaboration d'un plan de protection des sources d'eau potable*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/guide-elaboration-plan-protection-sources-eau-potable.pdf>
- Menconi, M. E., Heland, L., & Grohmann, D. (2020). Learning from the gardeners of the oldest community garden in Seattle: Resilience explained through ecosystem services analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56, 126878. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126878>
- Merte, S. (2017). Estimating heat wave-related mortality in Europe using singular spectrum analysis. *Climatic change*, 142(3), 321-330. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1937-9>
- Mestiri, R., & Berthold, É. (2024). Étude de la dynamique des jardins partagés d'autoproduction de la ville de Québec. Une approche des systèmes agri-urbains. *Cahiers Agricultures*, 33, 2.
- Michigan Government. (2022). *About Beach Monitoring in Michigan*. <https://www.michigan.gov/egle/about/organization/water-resources/beaches/about-beach-monitoring>
- Michigan State University, & Ohio State University. (2022). *Quantitative Microbial Risk Assessment*. <http://qmrawiki.org/>
- Miguez, M. G., & Veról, A. P. (2017). A catchment scale Integrated Flood Resilience Index to support decision making in urban flood control design. *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science*, 44(5), 925-946. <https://doi.org/10.1177/0265813516655799>
- Miller, A., Ebelt, S., & Levy, K. (2022). Combined Sewer Overflows and Gastrointestinal Illness in Atlanta, 2002–2013: Evaluating the Impact of Infrastructure Improvements. *Environmental Health Perspectives*, 130(5), 057009. <https://doi.org/10.1289/EHP10399>
- Miller, J. D., & Hutchins, M. (2017). The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: A review of the evidence concerning the United

- Kingdom. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 12, 345-362. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.06.006>
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*.
- Ministry of Municipal Affairs Regions and Land Occupancy. (2012). *CSO Monitoring Program*. <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/suivi-des-ouvrages-dassainissement/>
- Mitsakis, E., Stamos, I., Diakakis, M., & Salanova Grau, J. (2014). Impacts of high-intensity storms on urban transportation: applying traffic flow control methodologies for quantifying the effects. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 2145-2154.
- Modise, C. M., Bendick, J. A., Miller, C. J., Neufeld, R. D., & Vidic, R. D. (2006). Use of hydrophilic and hydrophobic microfiltration membranes to remove microorganisms and organic pollutants from primary effluents. *Water Environment Research*, 78(6), 557-564. <https://doi.org/10.2175/106143006x99777>
- Moghadas, S., Gustafsson, A.-M., Viklander, P., Marsalek, J., & Viklander, M. (2016). Laboratory study of infiltration into two frozen engineered (sandy) soils recommended for bioretention. *Hydrological Processes*, 30(8), 1251-1264. <https://doi.org/10.1002/hyp.10711>
- Moghadas, S., Leonhardt, G., Marsalek, J., & Viklander, M. (2018). Modeling Urban Runoff from Rain-on-Snow Events with the U.S. EPA SWMM Model for Current and Future Climate Scenarios. *Journal of Cold Regions Engineering*, 32(1), 04017021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)CR.1943-5495.0000147](https://doi.org/10.1061/(ASCE)CR.1943-5495.0000147)
- Montalto, F., Behr, C., Alfredo, K., Wolf, M., Arye, M., & Walsh, M. (2007). Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. *Landscape and Urban Planning*, 82(3), 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.004>
- Montserrat, A., Gutierrez, O., Poch, M., & Corominas, L. (2013). Field validation of a new low-cost method for determining occurrence and duration of combined sewer overflows. *Science of the Total Environment*, 463-464, 904-912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.010>
- Mugume, S. N., Gomez, D. E., Fu, G., Farmani, R., & Butler, D. (2015). A global analysis approach for investigating structural resilience in urban drainage systems. *Water Research*, 81, 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.030>
- Mugume, S. N., & Nakyanzi, L. P. (2024). Evaluation of effectiveness of Blue-Green Infrastructure for reduction of pluvial flooding under climate change and internal system failure conditions. *Blue-Green Systems*, 6(2), 264-292. <https://doi.org/10.2166/bgs.2024.030>
- Mukherjee, S., Mishra, A., & Trenberth, K. E. (2018). Climate Change and Drought: a Perspective on Drought Indices. *Current Climate Change Reports*, 4(2), 145-163. <https://doi.org/10.1007/s40641-018-0098-x>
- Mulder, A. C., Pijnacker, R., de Man, H., van de Kasstelee, J., van Pelt, W., Mughini-Gras, L., & Franz, E. (2019). "Sickenin' in the rain" - increased risk of gastrointestinal and respiratory

- infections after urban pluvial flooding in a population-based cross-sectional study in the Netherlands. *BMC Infect Dis*, 19(1), 377. <https://doi.org/10.1186/s12879-019-3984-5>
- Müller, H., & Haberlandt, U. (2015). Temporal rainfall disaggregation with a cascade model: from single-station disaggregation to spatial rainfall. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(11), 04015026.
- Müller, H., & Haberlandt, U. (2018). Temporal rainfall disaggregation using a multiplicative cascade model for spatial application in urban hydrology. *Journal of Hydrology*, 556, 847-864. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.031>
- Müller-Thomy, H. (2019). Improving the autocorrelation in disaggregated time series for urban hydrological applications. Rainfall Monitoring, Modelling and Forecasting in Urban Environment. UrbanRain18: 11th International Workshop on Precipitation in Urban Areas. Conference Proceedings,
- Müller-Thomy, H. (2020). Temporal rainfall disaggregation using a micro-canonical cascade model: possibilities to improve the autocorrelation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(1), 169-188.
- Mun-soo, N., Woo-bin, B., Hee-man, K., Yong-gil, K., & Sang-rae, K. (2021). Quantitative evaluation of the mitigation effect of low-impact development pavement materials on urban heat island and tropical night phenomena. *Water Science and Technology*, 83(10), 2452-2462. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.118>
- Nanayakkara, S., Wang, W. M., Cao, J., Wang, J., & Zhou, W. Q. (2023). Analysis of Urban Heat Island Effect, Heat Stress and Public Health in Colombo, Sri Lanka and Shenzhen, China [Article]. *Atmosphere*, 14(5), Article 839. <https://doi.org/10.3390/atmos14050839>
- Natural Capital Project. (2025). InVEST 3.15.0. <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- Neupane, B., Vu, T. M., & Mishra, A. K. (2021). Evaluation of land-use, climate change, and low-impact development practices on urban flooding [Article]. *Hydrological Sciences Journal*, 66(12), 1729-1742. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1954650>
- Neves, R. A. F., & Santos, L. N. (2022). Short-term effects of very heavy rainfall events on the water quality of a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 849(17), 3947-3961. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04772-x>
- Nguyen, H. Q., Huynh, T. T. N., Pathirana, A., & Van der Steen, P. (2017). Microbial Risk Assessment of Tidal-Induced Urban Flooding in Can Tho City (Mekong Delta, Vietnam). *Int J Environ Res Public Health*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph14121485>
- Nieuwenhuijsen, M. J. (2021). Green Infrastructure and Health. *Annual Review of Public Health*, 42(1), 317-328. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-090419-102511>
- Nivya, P. C., Karmakar, S., & Sajan, S. M. (2023). Exploring the potential of urban open spaces as city flood mitigation infrastructure [Article]. *Sustainable and Resilient Infrastructure*, 8, 124-129. <Go to ISI>://WOS:001008022100021

- Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. G. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127-138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>
- Noyer, M., Reoyo-Prats, B., Aubert, D., Bernard, M., Verneau, O., & Palacios, C. (2020). Particle-attached riverine bacteriome shifts in a pollutant-resistant and pathogenic community during a Mediterranean extreme storm event. *Science of the Total Environment*, 732, Article 139047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139047>
- Oberascher, M., Kinzel, C., Kastlunger, U., Kleidorfer, M., Zingerle, C., Rauch, W., & Sitzenfrei, R. (2021). Integrated urban water management with micro storages developed as an IoT-based solution - The smart rain barrel [Article]. *Environmental Modelling & Software*, 139, Article 105028. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105028>
- Ohl, C. A., & Tapsell, S. (2000). Flooding and human health. *BMJ*, 321(7270), 1167-1168. <https://doi.org/10.1136/bmj.321.7270.1167>
- Olds, H. T., Corsi, S. R., Dila, D. K., Halmo, K. M., Bootsma, M. J., & McLellan, S. L. (2018). High levels of sewage contamination released from urban areas after storm events: A quantitative survey with sewage specific bacterial indicators. *PLOS Medicine*, 15(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002614>
- Oleson, K. W., Monaghan, A., Wilhelmi, O., Barlage, M., Brunsell, N., Feddema, J., Hu, L., & Steinhoff, D. F. (2015). Interactions between urbanization, heat stress, and climate change [Article; Proceedings Paper]. *Climatic change*, 129(3-4), 525-541. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0936-8>
- Oluk, I. (2023). *Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) For Urban Stormwater Reuse After Treatment Through A Bioretention System*
- ONU-Habitat. (2012). *La résilience urbaine*. <https://unhabitat.org/fr/node/3774>
- Orimoloye, I. R., Mazinyo, S. P., Nel, W., & Kalumba, A. M. (2018). Spatiotemporal monitoring of land surface temperature and estimated radiation using remote sensing: human health implications for East London, South Africa [Article]. *Environmental Earth Sciences*, 77(3), Article 77. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7252-6>
- Ouranos. (2015). *Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec*. <https://ouranos.ca/wp-content/uploads/SyntheseRapportfinal.pdf>
- Ouranos. (s.d.). *Comprendre la science du climat*. <https://www.ouranos.ca/fr/science-du-climat-modelisation-climatique>
- Ow, L. F., & Chan, E. (2021). Deferring waterlogging through stormwater control and channelling of runoff. *Urban Forestry & Urban Greening*, 65, 127351. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127351>
- Owuor, M. O., & Mwiturubani, D. A. (2021). Nexus between flooding impacts and coping strategies in Nairobi's settlements. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 64, 102480. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102480>

- Paavola, J. (2017). Health impacts of climate change and health and social inequalities in the UK. *Environmental Health*, 16(1), 113. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0328-z>
- Panahi, A., Alijani, B., & Mohammadi, H. (2010). The Effect of the Land Use/Cover Changes on the Floods of the Madarsu Basin of Northeastern Iran. *J. Water Resource and Protection*, 2, 373-379. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.24043>
- Papanastasiou, D. K., Melas, D., & Kambezidis, H. D. (2015). Air quality and thermal comfort levels under extreme hot weather. *Atmospheric Research*, 152, 4-13. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.06.002>
- Pappalardo, V., La Rosa, D., Campisano, A., & La Greca, P. (2017). The potential of green infrastructure application in urban runoff control for land use planning: A preliminary evaluation from a southern Italy case study. *Ecosystem Services*, 26, 345-354. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.015>
- Paquin, M. I. (2020). *Pour des quartier résilients et multimodaux à Montréal: analyse de la vulnérabilité climatiques de trois quadrilatères* (Publication Number 140) Université de Sherbrooke]. https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/17894/Paquin_Mali_Ilse_MEnv_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Park, Y. J., Guldmann, J. M., & Liu, D. S. (2021). Impacts of tree and building shades on the urban heat island: Combining remote sensing, 3D digital city and spatial regression approaches. *Computers Environment and Urban Systems*, 88, Article 101655. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2021.101655>
- Partner city. (2018). Analyse technique - Qualité de l'eau à la plage urbaine.
- Páscoa, P., Gouveia, C. M., Russo, A. C., Bojariu, R., Vicente-Serrano, S. M., & Trigo, R. M. (2020). Drought Impacts on Vegetation in Southeastern Europe. *Remote Sensing*, 12(13), 2156. <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/13/2156>
- Passeport, E., Hunt, W. F., Line, D. E., Smith, R. A., & Brown, R. A. (2009). Field Study of the Ability of Two Grassed Bioretention Cells to Reduce Storm-Water Runoff Pollution. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 135(4), 505-510. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000006](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000006)
- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Vincent, R., & Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45(2), 893-903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>
- Patz, J. A., Vavrus, S. J., Uejio, C. K., & McLellan, S. L. (2008). Climate Change and Waterborne Disease Risk in the Great Lakes Region of the U.S. *American Journal of Preventive Medicine*, 35(5), 451-458. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2008.08.026>
- Payment, P., & Locas, A. (2011). Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Ground Water*, 49(1), 4-11. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2010.00710.x>
- Penning-Rowsell, E. C. (2015). A realistic assessment of fluvial and coastal flood risk in England and Wales. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 40(1), 44-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/tran.12053>

- Pérez-Valdespino, A., Pircher, R., Pérez-Domínguez, C. Y., & Mendoza-Sanchez, I. (2021). Impact of flooding on urban soils: Changes in antibiotic resistance and bacterial community after Hurricane Harvey. *Science of the Total Environment*, 766, 142643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142643>
- Petrucchi, J., Derx, J., Sommer, R., Muller-Thomy, H., Dorner, S., Jalbert, J., & Bichai, F. (2025). Can blue-green infrastructure mitigate waterborne infection risks through recreational activities in densely urbanized waterways? [submitted].
- Petrucchi, J., Jalbert, J., Dorner, S., McQuaid, N., & Bichai, F. (2025). Strategic prioritization of sewersheds to mitigate combined sewer overflows under climate change. *Environmental Challenges*, 18, 101088. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101088>
- Phillips, P., Chalmers, A., Gray, J., Kolpin, D., Foreman, W., & Wall, G. (2012). Combined sewer overflows: an environmental source of hormones and wastewater micropollutants. *Environmental Science & Technology*, 46(10), 5336-5343.
- Pigliautile, I., Chàfer, M., Pisello, A. L., Pérez, G., & Cabeza, L. F. (2020). Inter-building assessment of urban heat island mitigation strategies: Field tests and numerical modelling in a simplified-geometry experimental set-up. *Renewable Energy*, 147, 1663-1675. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.09.082>
- Pitman, S. D., Daniels, C. B., & Ely, M. E. (2015). Green infrastructure as life support: Urban nature and climate change. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 139(1), 97-112. <https://doi.org/10.1080/03721426.2015.1035219>
- Polkowska, A., Räsänen, S., Al-Hello, H., Bojang, M., Lyytikäinen, O., Nuorti, J. P., & Jalava, K. (2018). An outbreak of Norovirus infections associated with recreational lake water in Western Finland, 2014. *Epidemiology and infection*, 146(5), 544-550. <https://doi.org/10.1017/S0950268818000328>
- Pongmala, K. (2012). *MODÉLISATION DE LA CONTAMINATION MICROBIENNE ET DES CONCENTRATIONS D'UN MICROPOLLUANT DANS LES DÉBORDEMENTS DE RÉSEAUX D'ÉGOUTS UNITAIRES* Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/969/1/2012_KhemngeunPongmala.pdf
- Pongmala, K., Autixier, L., Madoux-Humery, A.-S., Fuamba, M., Galarneau, M., Sauvé, S., Prévost, M., & Dorner, S. (2015). Modelling total suspended solids, E. coli and carbamazepine, a tracer of wastewater contamination from combined sewer overflows. *Journal of Hydrology*, 531, 830-839. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.042>
- Portail de données ouvertes Ville de Montréal. (2020). *Données ouvertes*. <https://donnees.montreal.ca/>
- Pouso, S., Borja, Á., Fleming, L. E., Gómez-Baggethun, E., White, M. P., & Uyarra, M. C. (2021). Contact with blue-green spaces during the COVID-19 pandemic lockdown beneficial for mental health. *Science of the Total Environment*, 756, 143984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143984>
- Prévost, M., Madoux-Humery, A. S., & Dorner, S. (2011). *Guide d'évaluation des sources d'approvisionnement en eau potable*.

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/strategie/guide-evaluation-sources-appro.pdf>

- Probst, N., Bach, P. M., Cook, L. M., Maurer, M., & Leitão, J. P. (2022). Blue Green Systems for urban heat mitigation: mechanisms, effectiveness and research directions. *Blue-Green Systems*, 4(2), 348-376. <https://doi.org/10.2166/bgs.2022.028>
- Qi, M., Huang, H., Liu, L., & Chen, X. (2022). An Integrated Approach for Urban Pluvial Flood Risk Assessment at Catchment Level. *Water*, 14(13), 2000. <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/13/2000>
- Qin, H. P., Li, Z. X., & Fu, G. T. (2013). The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics [Article]. *Journal of Environmental Management*, 129, 577-585. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.026>
- Quaranta, E., Fuchs, S., Jan Liefting, H., Schellart, A., & Pistocchi, A. (2022). A hydrological model to estimate pollution from combined sewer overflows at the regional scale: Application to Europe. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 41, 101080. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101080>
- Quaranta, E., Fuchs, S., Liefting, H. J., Schellart, A., & Pistocchi, A. (2022). Costs and benefits of combined sewer overflow management strategies at the European scale [Article]. *Journal of Environmental Management*, 318, Article 115629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115629>
- Quichimbo-Miguitama, F., Matamoros, D., Jiménez, L., & Quichimbo-Miguitama, P. (2022). Influence of Low-Impact Development in Flood Control: A Case Study of the Febres Cordero Stormwater System of Guayaquil (Ecuador) [Article]. *Sustainability*, 14(12), Article 7109. <https://doi.org/10.3390/su14127109>
- Radinja, M., Comas, J., Corominas, L., & Atanasova, N. (2019). Assessing stormwater control measures using modelling and a multi-criteria approach [Article]. *Journal of Environmental Management*, 243, 257-268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.102>
- Rahman, M. A., Franceschi, E., Pattnaik, N., Moser-Reischl, A., Hartmann, C., Paeth, H., Pretzsch, H., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2022). Spatial and temporal changes of outdoor thermal stress: influence of urban land cover types [Article]. *Scientific Reports*, 12(1), Article 671. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04669-8>
- Ramísio, P. J., Brito, R. S., & Beceiro, P. (2022). Accessing Synergies and Opportunities between Nature-Based Solutions and Urban Drainage Systems [Article]. *Sustainability*, 14(24), Article 16906. <https://doi.org/10.3390/su142416906>
- Rayfiel, B., Paquette, A., Gonzalez, A., Messier, C., Dagenais, D., Dupras, J., Vachon, J., Dumitru, M., Lechowicz, M., & Francoeur, X. (2015). *Les infrastructures vertes: Un outil d'adaptation aux changements climatiques pour le Grand Montréal*. <https://fr.davidsuzuki.org/wp-content/uploads/sites/3/2015/11/Infrastructures-vertes-outil-adaptation-changements-climatiques-Montre%CC%81al.pdf>

- Rebetez, M., Dupont, O., & Giroud, M. (2009). An analysis of the July 2006 heatwave extent in Europe compared to the record year of 2003. *Theoretical and Applied Climatology*, 95(1), 1-7. <https://doi.org/10.1007/s00704-007-0370-9>
- Redondo-Bermúdez, M. d. C., Jorgensen, A., Cameron, R. W., & Val Martin, M. (2022). Green infrastructure for air quality plus (GI4AQ+): Defining critical dimensions for implementation in schools and the meaning of ‘plus’ in a UK context. *Nature-Based Solutions*, 2, 100017. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100017>
- Rees, A., & White, K. N. (1993). Impact of combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2), 83-94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rrr.3450080112>
- Regli, S., Rose, J. B., Haas, C. N., & Gerba, C. P. (1991). Modeling the Risk From Giardia and Viruses in Drinking Water. *JOURNAL AWWA*, 83(11), 76-84. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1991.tb07252.x>
- Rehan, S. T., Ali, E., Sheikh, A., & Nashwan, A. J. (2023). Urban flooding and risk of leptospirosis; Pakistan on the verge of a new disaster: A call for action. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 248, 114081. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114081>
- Ribeiro, P. J. G., & Pena Jardim Gonçalves, L. A. (2019). Urban resilience: A conceptual framework. *Sustainable Cities and Society*, 50, 101625. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101625>
- Richardson, E. A., Pearce, J., Mitchell, R., & Kingham, S. (2013). Role of physical activity in the relationship between urban green space and health. *Public Health*, 127(4), 318-324. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2013.01.004>
- Rizzo, A., Bresciani, R., Masi, F., Boano, F., Revelli, R., & Ridolfi, L. (2018). Flood reduction as an ecosystem service of constructed wetlands for combined sewer overflow [Article]. *Journal of Hydrology*, 560, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.020>
- Rizzo, A., Conte, G., & Masi, F. (2021). Adjusted Unit Value Transfer as a Tool for Raising Awareness on Ecosystem Services Provided by Constructed Wetlands for Water Pollution Control: An Italian Case Study [Article]. *International journal of environmental research and public health*, 18(4), Article 1531. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041531>
- Rodriguez, M., Fu, G., & Butler, D. (2020). *Green infrastructures and their impact on resilience: spatial interactions in centralized sewer systems* Proceedings of the 3rd ACM SIGSPATIAL International Workshop on Advances in Resilient and Intelligent Cities, Seattle, Washington. <https://doi.org/10.1145/3423455.3430302>
- Rodriguez, M., Fu, G., Butler, D., Yuan, Z., & Cook, L. (2023). Global resilience analysis of combined sewer systems under continuous hydrologic simulation. *Journal of Environmental Management*, 344, 118607. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118607>
- Rodriguez, M., Fu, G., Butler, D., Yuan, Z., & Cook, L. (2024). The effect of green infrastructure on resilience performance in combined sewer systems under climate change. *Journal of Environmental Management*, 353, 120229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120229>

- Rodriguez, M., Fu, G., Butler, D., Yuan, Z., & Sharma, K. (2021). Exploring the Spatial Impact of Green Infrastructure on Urban Drainage Resilience. *Water*, 13(13), 1789. <https://doi.org/10.3390/w13131789>
- Rodriguez, M., Lawson, E., & Butler, D. (2020). A study of the Resilience Analysis Grid method and its applicability to the water sector in England and Wales. *Water and Environment Journal*, 34(4), 623-633. <https://doi.org/10.1111/wej.12539>
- Romali, N. S., Ardzu, F. A. B., & Suzany, M. N. (2023). The potential of coconut waste as green roof materials to improve stormwater runoff [Article]. *Water Science and Technology*, 87(6), 1515-1528. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.060>
- Rosa, D. J., Clausen, J. C., & Dietz, M. E. (2015). Calibration and Verification of SWMM for Low Impact Development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 51(3), 746-757. <https://doi.org/10.1111/jawr.12272>
- Rosa, D. W. B., Hot, C. V. P. S., Gomes, I. T., Ventura, D. F., Silva, T. F. d. G., Chong, J., Giurco, D., & Nascimento, N. d. O. (2024). Water quality benefits of implementing Green and Blue Infrastructure in a peri-urban catchment – Case study of a Brazilian metropolis. *Journal of Cleaner Production*, 478, 143943. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143943>
- Roseboro, A., Torres, M. N., Zhu, Z. D., & Rabideau, A. J. (2021). The Impacts of Climate Change and Porous Pavements on Combined Sewer Overflows: A Case Study of the City of Buffalo, New York, USA [Article]. *Frontiers in Water*, 3, Article 725174. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.725174>
- Rosenzweig, C., Solecki, W. D., Parshall, L., Chopping, M., Pope, G., & Goldberg, R. (2005). Characterizing the urban heat island in current and future climates in New Jersey. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 6(1), 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.hazards.2004.12.001>
- Rossman, L. A. (2010). *Storm water management model user's manual, version 5.0*. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and
- Rossman, L. A. (2017). *Storm Water Management Model Reference Manual* (Vol. Volume II – Hydraulics). <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100S9AS.PDF?Dockey=P100S9AS.PDF>
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016a). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised)*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100NYRA.txt>
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016b). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100P2NY.PDF?Dockey=P100P2NY.PDF>
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100P2NY.PDF?Dockey=P100P2NY.PDF>

- Roy, P. (2025 [en préparation]). *Adaptation d'un outil d'analyse spatiale multicritère pour la planification des jardins urbains et des jardins sur toit: cas d'étude à Montréal (Canada) et à Utrecht (Pays-Bas)* Polytechnique Montréal].
- Ruggaber, T. P., Talley, J. W., & Montestruque, L. A. (2007). Using embedded sensor networks to monitor, control, and reduce CSO events: A pilot study. *Environmental Engineering Science*, 24(2), 172-182. <https://doi.org/10.1089/ees.2006.0041>
- Rui, Y., Fu, D., Do Minh, H., Radhakrishnan, M., Zevenbergen, C., & Pathirana, A. (2018). Urban Surface Water Quality, Flood Water Quality and Human Health Impacts in Chinese Cities. What Do We Know? *Water*, 10(3), 240. <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/3/240>
- Ryan, U., Hill, K., & Deere, D. (2022). Review of generic screening level assumptions for quantitative microbial risk assessment (QMRA) for estimating public health risks from Australian drinking water sources contaminated with *Cryptosporidium* by recreational activities. *Water Research*, 220, 118659. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118659>
- Sachindra, D. A., Ng, A. W. M., Muthukumaran, S., & Perera, B. J. C. (2016). Impact of climate change on urban heat island effect and extreme temperatures: a case-study. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 142(694), 172-186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/qj.2642>
- Sadeghi, M., Chaston, T., Hanigan, I., de Dear, R., Santamouris, M., Jalaludin, B., & Morgan, G. G. (2022). The health benefits of greening strategies to cool urban environments – A heat health impact method. *Building and Environment*, 207, 108546. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108546>
- Sales-Ortells, H., & Medema, G. (2014). Screening-Level Microbial Risk Assessment of Urban Water Locations: A Tool for Prioritization. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9780-9789. <https://doi.org/10.1021/es5020407>
- Sampson, N. R., Price, C. E., Kassem, J., Doan, J., & Hussein, J. (2019). "We're Just Sitting Ducks": Recurrent Household Flooding as An Underreported Environmental Health Threat in Detroit's Changing Climate. *International journal of environmental research and public health*, 16(1), Article 6. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010006>
- Santé Canada. (2012). *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-sujet-qualite-eaux-utilisees-fins-recreatives-canada-document-synthese.html>
- Santé Canada. (2018). *Guidance on the Use of Quantitative Microbial Risk Assessment in Drinking Water*.
- Santé Canada. (2021). *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada: Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives*. Retrieved 2022-04-14 from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-recommandations-sujet-qualite-eaux-utilisees-fins-recreatives-eaux-recreatives/document.html>

- Sapkota, M., Arora, M., Malano, H., Sharma, A., & Moglia, M. (2018). Integrated Evaluation of Hybrid Water Supply Systems Using a PROMETHEE–GAIA Approach. *Water*, 10(5), 610. <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/5/610>
- Sarangi, C., Qian, Y., Li, J. F., Leung, L. R., Chakraborty, T. C., & Liu, Y. (2021). Urbanization Amplifies Nighttime Heat Stress on Warmer Days Over the US [Article]. *Geophysical Research Letters*, 48(24), Article e2021GL095678. <https://doi.org/10.1029/2021gl095678>
- Sarkar, C., Webster, C., Pryor, M., Tang, D., Melbourne, S., Zhang, X., & Jianzheng, L. (2015). Exploring associations between urban green, street design and walking: Results from the Greater London boroughs. *Landscape and Urban Planning*, 143, 112-125. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.06.013>
- Sathish Kumar, D., Arya, D. S., & Vojinovic, Z. (2013). Modeling of urban growth dynamics and its impact on surface runoff characteristics. *Computers, Environment and Urban Systems*, 41, 124-135. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2013.05.004>
- Schaefer, M., Ebrahimi Salari, H., Köckler, H., & Thinh, N. X. (2021). Assessing local heat stress and air quality with the use of remote sensing and pedestrian perception in urban microclimate simulations. *Science of the Total Environment*, 794, 148709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148709>
- Scherber, K., Langner, M., & Endlicher, W. (2013). Spatial analysis of hospital admissions for respiratory diseases during summer months in Berlin taking bioclimatic and socio-economic aspects into account [Article]. *Erde*, 144(3-4), 217-237.
- Schets, F. M., Schijven, J. F., & de Roda Husman, A. M. (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Research*, 45(7), 2392-2400. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.025>
- Schijven, J., Derx, J., de Roda Husman, A. M., Blaschke, A. P., & Farnleitner, A. H. (2015). QMRACatch: Microbial Quality Simulation of Water Resources including Infection Risk Assessment. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1491-1502. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0048>
- Schneider, I. E. (2009). Urban Water Recreation: Experiences, Place Meanings, and Future Issues. In L. A. Baker (Ed.), *The Water Environment of Cities* (pp. 125-140). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-84891-4_7
- Schroeder, K., Riechel, M., Matzinger, A., Rouault, P., Sonnenberg, H., Pawlowsky-Reusing, E., & Gnirss, R. (2011). Evaluation of effectiveness of combined sewer overflow control measures by operational data. *Water Science and Technology*, 63(2), 325-330. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.058>
- Sehra, V., & Mishra, A. K. (2022). Stress and self-efficacy as predictors of positive growth in aftermath of urban flooding in Hyderabad, India. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 83, 103349. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2022.103349>
- Shanahan, D. F., Lin, B. B., Bush, R., Gaston, K. J., Dean, J. H., Barber, E., & Fuller, R. A. (2015). Toward Improved Public Health Outcomes From Urban Nature. *American Journal of Public Health*, 105(3), 470-477. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2014.302324>

- Sharifi, A., & Yamagata, Y. (2018). Resilience-oriented urban planning. *Resilience-oriented urban planning: theoretical and empirical insights*, 3-27.
- Silli, V., Salvatori, E., & Manes, F. (2015). REMOVAL OF AIRBORNE PARTICULATE MATTER BY VEGETATION IN AN URBAN PARK IN THE CITY OF ROME (ITALY): AN ECOSYSTEM SERVICES PERSPECTIVE. *Annali di botanica*, 5, 53-62.
- Simonsen, S. H. (2015). *Applying resilience thinking: Seven principles for building resilience in social-ecological systems*. Stockholm Resilience Centre.
- Simperler, L., Himmelbauer, P., Ertl, T., & Stoeglehner, G. (2020). Prioritization of stormwater management sites in urban areas. *Journal of Environmental Management*, 265, 110507. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110507>
- Skiendzielewski, K., Burch, T., Stokdyk, J., McGinnis, S., McLoughlin, S., Firnstahl, A., Spencer, S., Borchardt, M., & Murphy, H. M. (2024). Two risk assessments: Evaluating the use of indicator HF183 *Bacteroides* versus pathogen measurements for modelling recreational illness risks in an urban watershed. *Water Res*, 259, 121852. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121852>
- Smalls-Mantey, L., & Montalto, F. (2021). The seasonal microclimate trends of a large scale extensive green roof. *Building and Environment*, 197, 107792. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.107792>
- Smyth, K., Drake, J., Li, Y., Rochman, C., Van Seters, T., & Passeport, E. (2021). Bioretention cells remove microplastics from urban stormwater. *Water Research*, 191, 116785. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116785>
- Société de sauvetage. (2020). *GUIDE DE BONNES PRATIQUES À L'INTENTION DES PROPRIÉTAIRES ET EXPLOITANTS DE SITES RIVERAINS*. <https://societedesauvetage.org/wp-content/uploads/2019/12/Guide-de-bonnes-pratiques-%C3%A0-l%E2%80%99intention-des-propri%C3%A9taires-et-exploitants-de-sites-riverains.pdf>
- Sojobi, A. O., & Zayed, T. (2022). Impact of sewer overflow on public health: A comprehensive scientometric analysis and systematic review. *Environmental Research*, 203, 111609. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111609>
- Spraakman, S., Martel, J.-L., & Drake, J. (2022). How much water can bioretention retain, and where does it go? *Blue-Green Systems*, 4(2), 89-107. <https://doi.org/10.2166/bgs.2022.002>
- Staddon, C., Ward, S., De Vito, L., Zuniga-Teran, A., Gerlak, A. K., Schoeman, Y., Hart, A., & Booth, G. (2018). Contributions of green infrastructure to enhancing urban resilience. *Environment Systems and Decisions*, 38(3), 330-338. <https://doi.org/10.1007/s10669-018-9702-9>
- Stearns, M., & Padgett, J. E. (2012). Impact of 2008 Hurricane Ike on bridge infrastructure in the Houston/Galveston region. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 26(4), 441-452.
- Sterk, A., de Man, H., Schijven, J. F., de Nijs, T., & de Roda Husman, A. M. (2016). Climate change impact on infection risks during bathing downstream of sewage emissions from

- CSOs or WWTPs. *Water Research*, 105, 11-21. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.053>
- Sterk, M., van de Leemput, I. A., & Peeters, E. T. H. M. (2017). How to conceptualize and operationalize resilience in socio-ecological systems? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 28, 108-113. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.09.003>
- Stewart, M. H., Yates, M. V., Anderson, M. A., Gerba, C. P., Rose, J. B., De Leon, R., & Wolfe, R. L. (2002). Predicted Public Health Consequences of Body-contact Recreation ON A POTABLE WATER RESERVOIR. *JOURNAL AWWA*, 94(5), 84-97. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2002.tb09473.x>
- Stovin, V. R., Jorgensen, A., & Clayden, A. (2008). STREET TREES AND STORMWATER MANAGEMENT. *Arboricultural Journal*, 30(4), 297-310. <https://doi.org/10.1080/03071375.2008.9747509>
- Sturiale, L., & Scuderi, A. (2019). The Role of Green Infrastructures in Urban Planning for Climate Change Adaptation. *Climate*, 7(10), 119. <https://www.mdpi.com/2225-1154/7/10/119>
- Suárez, M., Barton, D. N., Cimburova, Z., Rusch, G. M., Gómez-Baggethun, E., & Onaindia, M. (2020). Environmental justice and outdoor recreation opportunities: A spatially explicit assessment in Oslo metropolitan area, Norway. *Environmental Science & Policy*, 108, 133-143. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.014>
- Suárez, M., Gómez-Baggethun, E., Benayas, J., & Tilbury, D. (2016). Towards an Urban Resilience Index: A Case Study in 50 Spanish Cities. *Sustainability*, 8(8), 774. <https://doi.org/10.3390/su8080774>
- Suárez, M., Manuel, B., Mendez-Fernandez, L., Onaindia, M., & Gómez-Baggethun, E. (2018). *Nature-based solutions and resilience as complementary strategies for urban governance and planning: A review of assessment methodologies*
- Summaryana, H., Buchori, I., & Sejati, A. W. Green infrastructure modelling for UHI control to urban thermal comfort: a case study of Temanggung urban area. *International Journal of Urban Sciences*, 1-33. <https://doi.org/10.1080/12265934.2023.2253200>
- Sung, C. Y. (2013). Mitigating surface urban heat island by a tree protection policy: A case study of The Woodland, Texas, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), 474-480. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.05.009>
- Suresh, A., Pekkat, S., & Subbiah, S. (2023). Quantifying the efficacy of Low Impact Developments (LIDs) for flood reduction in micro-urban watersheds incorporating climate change [Article]. *Sustainable Cities and Society*, 95, Article 104601. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104601>
- Susca, T., Gaffin, S. R., & Dell'Oso, G. R. (2011). Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159(8), 2119-2126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.007>
- Sylvestre, É., Burnet, J.-B., Dorner, S., Smeets, P., Medema, G., Villion, M., Hachad, M., & Prévost, M. (2021). Impact of Hydrometeorological Events for the Selection of Parametric

- Models for Protozoan Pathogens in Drinking-Water Sources. *Risk Analysis*, 41(8), 1413-1426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/risa.13612>
- Sylvestre, É., Prévost, M., Burnet, J.-B., Smeets, P., Medema, G., Hachad, M., & Dorner, S. (2021). Using surrogate data to assess risks associated with microbial peak events in source water at drinking water treatment plants. *Water Research*, 200, 117296. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117296>
- T. Thorolfsson, S. (2012). Specific Problems in Urban Drainage in Cold Climate (SP-UDCC). In *Urban Drainage Modeling* (pp. 888-899). [https://doi.org/doi:10.1061/40583\(275\)86](https://doi.org/doi:10.1061/40583(275)86)
- Taghipour, M., Shakibaeinia, A., Sylvestre, É., Tolouei, S., & Dorner, S. (2019). Microbial risk associated with CSOs upstream of drinking water sources in a transboundary river using hydrodynamic and water quality modeling. *Science of the Total Environment*, 683, 547-558. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.130>
- Taghipour, M., Sylvestre, É., Shakibaeinia, A., Tolouei, S., Kammoun, R., Prévost, M., & Dorner, S. (2025). Quantitative microbial risk assessment for drinking water intake threat prioritization: a comparison of vulnerability and threat assessment according to source water protection regulations of two Canadian provinces. *Environmental Challenges*, 20, 101193. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101193>
- Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., Zhen, X., Yuan, D., Kalkstein, A. J., Li, F., & Chen, H. (2010). The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *International Journal of Biometeorology*, 54(1), 75-84. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0256-x>
- Tan, Y. Q., Cheng, Q. M., Lyu, F. W., Liu, F., Liu, L. H., Su, Y. H., Yuan, S. C., Xiao, W. Y., Liu, Z., & Chen, Y. (2024). Hydrological reduction and control effect evaluation of sponge city construction based on one-way coupling model of SWMM-FVCOM: A case in university campus [Article]. *Journal of Environmental Management*, 349, Article 119599. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119599>
- Tanaka, H., Hayashi, W., Iimura, M., Taniguchi, Y., Soga, E., Matsuo, N., Kawamura, K., Arakawa, Y., Nagano, Y., & Nagano, N. (2019). Wastewater as a Probable Environmental Reservoir of Extended-Spectrum- β -Lactamase Genes: Detection of Chimeric β -Lactamases CTX-M-64 and CTX-M-123. *Applied and Environmental Microbiology*, 85(22), Article e01740-19. <https://doi.org/10.1128/aem.01740-19>
- Tansar, H., Duan, H.-F., & Mark, O. (2023). Unit-scale- and catchment-scale-based sensitivity analysis of bioretention cell for urban stormwater system management. *Journal of Hydroinformatics*, 25(4), 1471-1487. <https://doi.org/10.2166/hydro.2023.049>
- Tao, J. S., Li, Z. J., Peng, X. L., & Ying, G. X. (2017). Quantitative analysis of impact of green stormwater infrastructures on combined sewer overflow control and urban flooding control [Article]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(4), Article 11. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0952-4>
- Tapsell, S. M., Penning-Rowsell, E. C., Tunstall, S. M., & Wilson, T. L. (2002). Vulnerability to flooding: health and social dimensions. *Philosophical transactions of the royal society of*

- London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1796), 1511-1525.
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., & Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4), 485-498.
- Temprano, J., Arango, O., Cagiao, J., Suarez, J., & Tejero, I. (2006). Stormwater quality calibration by SWMM : a case study in Northern Spain. *Water SA*, 32(1), 55-63. <https://doi.org/10.10520/EJC116306>
- ten Veldhuis, J. A. E. (2011). How the choice of flood damage metrics influences urban flood risk assessment. *Journal of Flood Risk Management*, 4(4), 281-287. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2011.01112.x>
- Teo, Y. H., Makani, M. A. B., Wang, W., Liu, L. L., Yap, J. H., & Cheong, K. H. (2022). Urban Heat Island Mitigation: GIS-Based Analysis for a Tropical City Singapore. *International journal of environmental research and public health*, 19(19), Article 11917. <https://doi.org/10.3390/ijerph191911917>
- Teunis, P. F. M., & Havelaar, A. H. (2000). The Beta Poisson Dose-Response Model Is Not a Single-Hit Model. *Risk Analysis*, 20(4), 513-520. <https://doi.org/10.1111/0272-4332.204048>
- Teunis, P. F. M., Ogden, I. D., & Strachan, N. J. C. (2008). Hierarchical dose response of E. coli O157:H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure. *Epidemiology and infection*, 136(6), 761-770. <https://doi.org/10.1017/S0950268807008771>
- The Rockefeller Foundation & ARUP. (2014). City Resilience Framework. https://preparecenter.org/sites/default/files/arup_rockefeller_resilient_cities_report.pdf
- Timm, C., Luther, S., Jurzik, L., Hamza, I. A., & Kistemann, T. (2016). Applying QMRA and DALY to assess health risks from river bathing. *Int J Hyg Environ Health*, 219(7 Pt B), 681-692. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.07.017>
- Tiwari, A., Kauppinen, A., Räsänen, P., Salonen, J., Wessels, L., Juntunen, J., Miettinen, I. T., & Pitkänen, T. (2023). Effects of temperature and light exposure on the decay characteristics of fecal indicators, norovirus, and Legionella in mesocosms simulating subarctic river water. *Science of the Total Environment*, 859, 160340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160340>
- Tsai, W.-L., Yngve, L., Zhou, Y., Beyer, K. M. M., Bersch, A., Malecki, K. M., & Jackson, L. E. (2019). Street-level neighborhood greenery linked to active transportation: A case study in Milwaukee and Green Bay, WI, USA. *Landscape and Urban Planning*, 191, 103619. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103619>
- Tseng, L. Y., & Jiang, S. C. (2012). Comparison of recreational health risks associated with surfing and swimming in dry weather and post-storm conditions at Southern California beaches using quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Mar Pollut Bull*, 64(5). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.009>

- Tu, M.-C., & Smith, P. (2018). Modeling Pollutant Buildup and Washoff Parameters for SWMM Based on Land Use in a Semiarid Urban Watershed. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(4), 121. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3777-2>
- Twohig-Bennett, C., & Jones, A. (2018). The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research*, 166, 628-637. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.030>
- Tyler, S., & Moench, M. (2012). A framework for urban climate resilience. *Climate and Development*, 4(4), 311-326. <https://doi.org/10.1080/17565529.2012.745389>
- UE. (2006). *DIRECTIVE 2006/7/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0007&from=EN>
- UN-Habitat. (2018). *City Resilience Profiling Programme. Guide to the City Resilience Profiling Tool*. <http://urbanresiliencehub.org/wp-content/uploads/2018/10/CRPT-Guide-Pages-Online.pdf>
- Urban, A., Davídkovová, H., & Kyselý, J. (2014). Heat- and cold-stress effects on cardiovascular mortality and morbidity among urban and rural populations in the Czech Republic. *International Journal of Biometeorology*, 58(6), 1057-1068. <https://doi.org/10.1007/s00484-013-0693-4>
- USEPA. (2004). *Report to Congress: impacts and control of CSOs and SSOs*. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/csorc1_4.pdf
- USEPA. (2006). *AN OBSERVATIONAL STUDY: DETERMINATION OF THE VOLUME OF WATER INGESTED DURING RECREATIONAL SWIMMING ACTIVITIES*. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=161666
- USEPA. (2008). *A Screening Assessment of the Potential Impacts of Climate Change on Combined Sewer Overflow (CSO) Mitigation In the Great Lakes and New England Regions*. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=188306>
- USEPA. (2010). Quantitative microbial risk assessment to estimate illness in freshwater impacted by agricultural animal sources of fecal contamination. In: United States Environmental Protection Agency Washington, DC.
- USEPA. (2014). *Greening CSO Plans: Planning and Modeling Green Infrastructure for Combined Sewer Overflow (CSO) Control* (832-R-14-001).
- USEPA. (2021a, Updated June 2021 based on data available through December 2018.). *Swimming Beaches*. <https://www.epa.gov/salish-sea/swimming-beaches>
- USEPA. (2021b). *What is Green Infrastructure?* <https://www.epa.gov/green-infrastructure/what-green-infrastructure#rainwaterharvesting>
- USEPA. (2022, 2022/04/26). *Storm Water Management Model (SWMM)*. <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>
- USEPA. (s.d.). *APPENDIX-G: SUMMARY OF PREVIOUSLY CALIBRATION SWMM BUILDUP AND WASHOFF VALUES FOR E. COLI AND ENTEROCOCCI*.

- Van Abel, N., Schoen, M. E., Kissel, J. C., & Meschke, J. S. (2017). Comparison of Risk Predicted by Multiple Norovirus Dose–Response Models and Implications for Quantitative Microbial Risk Assessment. *Risk Analysis*, 37(2), 245-264. <https://doi.org/10.1111/risa.12616>
- Van de Moortel, A. M. K., Meers, E., De Pauw, N., & Tack, F. M. G. (2010). Effects of Vegetation, Season and Temperature on the Removal of Pollutants in Experimental Floating Treatment Wetlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, 212(1), 281-297. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0342-z>
- van Ruijven, B. J., De Cian, E., & Sue Wing, I. (2019). Amplification of future energy demand growth due to climate change. *Nature Communications*, 10(1), 2762. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10399-3>
- Vanos, J. K., Kalkstein, L. S., & Sanford, T. J. (2015). Detecting synoptic warming trends across the US Midwest and implications to human health and heat-related mortality [Article]. *International Journal of Climatology*, 35(1), 85-96. <https://doi.org/10.1002/joc.3964>
- Vargas, N., & Magaña, V. (2020). Warm Spells and Climate Risk to Human Health in the Mexico City Metropolitan Area. *Weather, Climate, and Society*, 12(3), 351-365. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/WCAS-D-19-0096.1>
- Venter, Z. S., Krog, N. H., & Barton, D. N. (2020). Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of the Total Environment*, 709, 136193. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136193>
- Venter, Z. S., Krog, N. H., & Barton, D. N. (2020). Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway [Article]. *Science of the Total Environment*, 709, Article 136193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136193>
- Vicente-Serrano, S. M., Lopez-Moreno, J.-I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sanchez-Lorenzo, A., García-Ruiz, J. M., Azorin-Molina, C., Morán-Tejeda, E., Revuelto, J., Trigo, R., Coelho, F., & Espejo, F. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters*, 9(4), 044001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/4/044001>
- Ville de Drummondville. (2023). *Plan d'adaptation aux changements climatiques*. <https://www.drummondville.ca/wp-content/uploads/2023/04/Plan-dadaptation-aux-changements-climatiques-2023-2033.pdf>
- Ville de Montréal. (2017). *Plan d'adaptation aux changements climatiques de l'agglomération de Montréal 2015-2020*. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/enviro_fr/media/documents/paccam_2015-2020_lesconstats.pdf
- Ville de Montréal. (s.d). *Réseau de suivi du milieu aquatique*. Retrieved mai 2025 from <https://donnees.montreal.ca/showcase/reseau-suivi-milieu-aquatique>
- Vivre en ville. (2022). *Collectivités en santé: guider les municipalités dans l'aménagement de milieux de vie favorables à la santé, au bien-être et à la qualité de vie*. <https://carrefour.vivreenville.org/publication/collectivites-en->

- sante?utm_campaign=inondations&utm_content=infolettre_dediee&utm_medium=email
&utm_source=newsletter&utm_term=mars
- Voskamp, I., & Van de Ven, F. (2015). Planning support system for climate adaptation: Composing effective sets of blue-green measures to reduce urban vulnerability to extreme weather events. *Building and Environment*, 83, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.07.018>
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2).
- Walker, R. H. (2021). Engineering gentrification: urban redevelopment, sustainability policy, and green stormwater infrastructure in Minneapolis. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 23(5), 646-664. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2021.1945917>
- Wang, E., Li, G., Li, Y., Chen, P., Meng, G., & Gong, Y. (2025). Optimization of Low-Impact Development (LID) Parameters Using SWMM and Response Surface Methodology at the Community Scale. *Water*, 17(8), 1165. <https://www.mdpi.com/2073-4441/17/8/1165>
- Wang, J. (2014). Combined Sewer Overflows (CSOs) Impact on Water Quality and Environmental Ecosystem in the Harlem River. *Journal of Environmental Protection*, Vol.05No.13, 17, Article 51057. <https://doi.org/10.4236/jep.2014.513131>
- Wang, M., Jiang, Z., Zhang, D., Zhang, Y., Liu, M., Rao, Q., Li, J., & Keat Tan, S. (2023). Optimization of integrating life cycle cost and systematic resilience for grey-green stormwater infrastructure. *Sustainable Cities and Society*, 90, 104379. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104379>
- Wang, X., Wu, Y., Gong, J., Li, B., & Zhao, J. (2019). Urban planning design and sustainable development of forest based on heat island effect. *Appl. Ecol. Environ. Res*, 17, 9121-9129.
- Wang, X. Y., Liu, G., Zhang, N., Liu, H. N., Tang, X. D., Lyu, M., & Meng, H. D. (2023). Effects of cooling roofs on mitigating the urban heat island and human thermal stress in the Pearl River Delta, China [Article]. *Building and Environment*, 245, Article 110880. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110880>
- Wang, X. Y., Liu, H. N., Miao, S. G., Wu, Q. G., Zhang, N., & Qiao, F. X. (2020). Effectiveness of Urban Hydrological Processes in Mitigating Urban Heat Island and Human Thermal Stress During a Heat Wave Event in Nanjing, China [Article]. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 125(24), Article e2020JD033275. <https://doi.org/10.1029/2020jd033275>
- Watrin, V. D., Blanco, C. J. C., & Gonçalves, E. D. (2020). Thermal and hydrological performance of extensive green roofs in Amazon climate, Brazil [Article]. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Engineering Sustainability*, 173(3), 125-134. <https://doi.org/10.1680/jensu.18.00060>
- Weathers, M., Hathaway, J. M., Tirpak, R. A., & Khojandi, A. (2023). Evaluating the impact of climate change on future bioretention performance across the contiguous United States. *Journal of Hydrology*, 616, 128771. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128771>

- Weitz, C. A., Mukhopadhyay, B., & Das, K. (2022). Individually experienced heat stress among elderly residents of an urban slum and rural village in India [Article]. *International Journal of Biometeorology*, 66(6), 1145-1162. <https://doi.org/10.1007/s00484-022-02264-8>
- Werner, C., Bedford, T., Cooke, R. M., Hanea, A. M., & Morales-Nápoles, O. (2017). Expert judgement for dependence in probabilistic modelling: A systematic literature review and future research directions. *European Journal of Operational Research*, 258(3), 801-819. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2016.10.018>
- Wesley, E. J., & Brunsell, N. A. (2019). Greenspace Pattern and the Surface Urban Heat Island: A Biophysically-Based Approach to Investigating the Effects of Urban Landscape Configuration. *Remote Sensing*, 11(19), Article 2322. <https://doi.org/10.3390/rs11192322>
- White, M. P., Elliott, L. R., Gascon, M., Roberts, B., & Fleming, L. E. (2020). Blue space, health and well-being: A narrative overview and synthesis of potential benefits. *Environmental Research*, 191, 110169. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110169>
- White, M. P., Pahl, S., Wheeler, B. W., Depledge, M. H., & Fleming, L. E. (2017). Natural environments and subjective wellbeing: Different types of exposure are associated with different aspects of wellbeing. *Health & Place*, 45, 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2017.03.008>
- Wiedenmann, A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J. M., Szewzyk, R., & Botzenhart, K. (2006). A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. *Environmental Health Perspectives*, 114(2), 228-236.
- Willems, P., & Olsson, J. (2012). *Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage systems*. IWA publishing.
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities ‘just green enough’. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
- Wong, G. K. L., & Jim, C. Y. (2014). Quantitative hydrologic performance of extensive green roof under humid-tropical rainfall regime [Article]. *Ecological Engineering*, 70, 366-378. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.025>
- Wood, L., Hooper, P., Foster, S., & Bull, F. (2017). Public green spaces and positive mental health – investigating the relationship between access, quantity and types of parks and mental wellbeing. *Health & Place*, 48, 63-71. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2017.09.002>
- World Health Organisation. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum*.
- World Health Organisation (WHO). (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters, vol. 1, World Health Organization*.
- World Health Organization. (2011). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth Edition* (WHO chronicle, Issue).

- World Health Organization. (2016a). *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for water safety management*. <https://books.google.ca/books?id=ZiXkAAwAAQBAJ&lpg=PR11&ots=7xL1fvtsNp&lr&hl=fr&pg=PR3#v=onepage&q&f=false>
- World Health Organization. (2016b). Urban green spaces and health. A review of evidence. <https://blogs.ubc.ca/2017wufor200/files/2017/01/Urban-Green-Spaces-and-Health-WHO-2016.pdf>
- World Health Organization. (2017a). 7. *Aspects microbiologiques* (Water Sanitation Health publications, Issue. https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gdwq4-with-add-fr-chap7.pdf?ua=1
- World Health Organization. (2017b). *Climate-resilient water safety plans: Managing health risks associated with climate variability and change*. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/258722/9789241512794-eng.pdf>
- World Health Organization. (2021). *Guidelines on recreational water quality. Volume 1: coastal and fresh waters*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240031302>
- World Health Organization. (s.d.). *Air pollution*. Retrieved 2022-04-01 from https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1
- Wu, J., Rees, P., Storrer, S., Alderisio, K., & Dorner, S. (2009). Fate and Transport Modeling of Potential Pathogens: The Contribution From Sediments. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(1), 35-44. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00287.x>
- Wu, T., Song, H., Wang, J., & Friedler, E. (2020). Framework, procedure, and tools for comprehensive evaluation of sustainable stormwater management: A review. *Water*, 12(5), 1231.
- Wuijts, S., de Vries, M., Zijlema, W., Hin, J., Elliott, L. R., Breemen, L. D.-v., Scoccimarro, E., de Roda Husman, A. M., Kùlvik, M., Frydas, I. S., Grellier, J., Sarigiannis, D., Taylor, T., Gotti, A., Nieuwenhuijsen, M. J., & Hilderink, H. (2022). The health potential of urban water: Future scenarios on local risks and opportunities. *Cities*, 125, 103639. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2022.103639>
- Wuijts, S., Friederichs, L., Hin, J. A., Schets, F. M., Van Rijswijk, H. F. M. W., & Driessen, P. P. J. (2022). Governance conditions to overcome the challenges of realizing safe urban bathing water sites. *International Journal of Water Resources Development*, 38(4), 554-578. <https://doi.org/10.1080/07900627.2020.1755617>
- Xie, J. Q., Chen, H., Liao, Z. L., Gu, X. Y., Zhu, D. J., & Zhang, J. (2017). An integrated assessment of urban flooding mitigation strategies for robust decision making [Article]. *Environmental Modelling & Software*, 95, 143-155. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.027>
- Xu, C., Rahman, M., Haase, D., Wu, Y., Su, M., & Pauleit, S. (2020). Surface runoff in urban areas: The role of residential cover and urban growth form. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121421. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121421>

- Xu, K., Zhuang, Y. C., Yan, X. Y., Bin, L. L., & Shen, R. Z. (2023). Real options analysis for urban flood mitigation under environmental change [Article]. *Sustainable Cities and Society*, 93, Article 104546. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104546>
- Xu, R., Yu, P., Abramson, M. J., Johnston, F. H., Samet, J. M., Bell, M. L., Haines, A., Ebi, K. L., Li, S., & Guo, Y. (2020). Wildfires, global climate change, and human health. *New England Journal of Medicine*, 383(22), 2173-2181.
- Xu, W., Kong, Y., Proverbs, D., Zhang, Y., Zhang, Y., & Xu, J. (2022). A Water Resilience Evaluation Model for Urban Cities. *Water*, 14(12), 1942. <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/12/1942>
- Yan, M., Wilson, A., Peel, J. L., Magzamen, S., Sun, Q., Li, T., & Anderson, G. B. (2020). Community-wide Mortality Rates in Beijing, China, During the July 2012 Flood Compared with Unexposed Periods. *Epidemiology*, 31(3), 319-326. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000001182>
- Yang, W. Y., Brüggemann, K., Seguya, K. D., Ahmed, E., Kaeseberg, T., Dai, H., Hua, P., Zhang, J., & Krebs, P. (2020). Measuring performance of low impact development practices for the surface runoff management [Article]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 1, Article 100010. <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100010>
- Yao, L., Chen, L., Wei, W., & Sun, R. (2015). Potential reduction in urban runoff by green spaces in Beijing: A scenario analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 300-308. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.014>
- Yao, N., Huang, C. H., Yang, J., van den Bosch, C. C. K., Ma, L., & Jia, Z. K. (2020). Combined Effects of Impervious Surface Change and Large-Scale Afforestation on the Surface Urban Heat Island Intensity of Beijing, China Based on Remote Sensing Analysis. *Remote Sensing*, 12(23), Article 3906. <https://doi.org/10.3390/rs12233906>
- Young, I., Sanchez, J. J., & Tustin, J. (2022). Recreational water illness in Canada: a changing risk landscape in the context of climate change. *Canadian Journal of Public Health*, 113(6), 940-943. <https://doi.org/10.17269/s41997-022-00688-8>
- Yu, P., Zaleski, A., Li, Q., He, Y., Mapili, K., Pruden, A., Alvarez, P. J. J., & Stadler, L. B. (2018). Elevated Levels of Pathogenic Indicator Bacteria and Antibiotic Resistance Genes after Hurricane Harvey's Flooding in Houston. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(8), 481-486. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00329>
- Yu, Y., Zhang, S., An, A. K., & Furumai, H. (2018). Simple Method for Calculating Hydraulic Behavior of Combined Sewer Overflow from Rainfall Event Data. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(10), 04018061. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000972](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000972)
- Zahmatkesh, Z., Burian, S. J., Karamouz, M., Tavakol-Davani, H., & Goharian, E. (2015). Low-Impact Development Practices to Mitigate Climate Change Effects on Urban Stormwater Runoff: Case Study of New York City. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 141(1), 04014043. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000770](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000770)

- Zan, R. X., Blackburn, A., Plaimart, J., Acharya, K., Walsh, C., Stirling, R., Kilsby, C. G., & Werner, D. (2023). Environmental DNA clarifies impacts of combined sewer overflows on the bacteriology of an urban river and resulting risks to public health. *Science of the Total Environment*, 889, Article 164282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164282>
- Zander, K. K., Cadag, J. R., Escarcha, J., & Garnett, S. T. (2018). Perceived heat stress increases with population density in urban Philippines [Article]. *Environmental Research Letters*, 13(8), Article 084009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aad2e5>
- Zeeshan, M., & Ali, Z. (2022). Heat stress mitigation in urban streets having hot humid climatic conditions: Strategies and performance results from a real scale retrofitting project [Article]. *Science and Technology for the Built Environment*, 28(4), 513-526. <https://doi.org/10.1080/23744731.2022.2040322>
- Zhang, D., Dong, X., & Zeng, S. (2021). Exploring the structural factors of resilience in urban drainage systems: a large-scale stochastic computational experiment. *Water Research*, 188, 116475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116475>
- Zhang, L., Seagren, E. A., Davis, A. P., & Karns, J. S. (2011). Long-Term Sustainability of Escherichia Col Removal in Conventional Bioretention Media. *Journal of Environmental Engineering*, 137(8), 669-677. [https://doi.org/10.1061\(ASCE\)EE.1943-7870.0000365](https://doi.org/10.1061(ASCE)EE.1943-7870.0000365)
- Zhang, L., Xiao, J., Zhou, Y., Zheng, Y., Li, J., & Xiao, H. (2016). Drought events and their effects on vegetation productivity in China. *Ecosphere*, 7(12), e01591. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1591>
- Zhang, X., Kang, A., Lei, X., & Wang, H. (2024). Urban drainage efficiency evaluation and flood simulation using integrated SWMM and terrain structural analysis. *Science of the Total Environment*, 957, 177442. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177442>
- Zhang, X. M., Estoque, R. C., Murayama, Y., & Ranagalage, M. (2021). Capturing urban heat island formation in a subtropical city of China based on Landsat images: implications for sustainable urban development. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(3), Article 130. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08890-w>
- Zhang, Y., & Jia, X. (2023). When fate hands you lemons: A moderated moderation model of bullying victimization and psychological distress among Chinese adolescents during floods and the COVID-19 pandemic. *Front Psychol*, 14, 1010408. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2023.1010408>
- Zhao, Q., Li, S., Coelho, M. S., Saldiva, P. H., Hu, K., Huxley, R. R., Abramson, M. J., & Guo, Y. (2019). The association between heatwaves and risk of hospitalization in Brazil: a nationwide time series study between 2000 and 2015. *PLOS Medicine*, 16(2), e1002753.
- Zhou, H., Wang, Q., Zhu, N., Li, Y., Li, J., Zhou, L., Pei, Y., & Zhang, S. (2023). Optimization Methods of Urban Green Space Layout on Tropical Islands to Control Heat Island Effects. *Energies*, 16(1), 368. <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/1/368>
- Zhou, Q. Q., Feng, J. M., & Feng, W. E. (2023). How does flow connection path and vertical spatial layout of LIDs affect urban runoff? A new LID construction method based on refined

- landuse and hydrologic characterization [Article]. *Journal of Hydrology*, 623, Article 129809. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129809>
- Zhou, X., Bai, Z., & Yang, Y. (2017). Linking trends in urban extreme rainfall to urban flooding in China. *International Journal of Climatology*, 37(13), 4586-4593. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.5107>
- Zhu, Z. H., & Chen, X. H. (2017). Evaluating the Effects of Low Impact Development Practices on Urban Flooding under Different Rainfall Intensities [Article]. *Water*, 9(7), Article 548. <https://doi.org/10.3390/w9070548>
- Zou, X.-Y., Peng, X.-Y., Zhao, X.-X., & Chang, C.-P. (2023). The impact of extreme weather events on water quality: international evidence. *Natural Hazards*, 115(1), 1-21. <https://doi.org/10.1007/s11069-022-05548-9>

ANNEXE A MODÉLISATION DES CONTAMINANTS

Ce travail a permis de modéliser les contaminants dans le modèle PCSWMM.

Critères :

1. Les courbes ont des allures similaires
2. Un ordre de grandeur 100 à 1000 fois supérieur dans le modèle, car la dilution n'est pas prise en compte.

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
1	2018/08/02-03 (24h)	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space C ₁ (max buildup): N/A C ₂ (day ⁻¹): N/A C ₃ (mm ¹): N/A C ₄ : N/A Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₁ (max buildup): 17,7 C ₂ (day ⁻¹): 0,3 C ₃ (mm ¹): 1,811 C ₄ : 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 160000000 #/L (Madoux-Humery et al., 2013) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,48 (Pongmala et al., 2015) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):0 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée: 5900 #/100ml Moyenne modélisée: 40340 #/100ml

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
2	2018/08/02-03 (24h)	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Autixier, 2012; Gironás et al., 2009; Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₁ (max buildup): 17, C ₂ (day ⁻¹): 0,3 C ₃ (mm ¹): 1,811 C ₄ : 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 160000000 #/L (Madoux-Humery et al., 2013) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,48 (Pongmala, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):0 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée: 5900 #/100ml Moyenne modélisée: 207137 #/100ml

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
3	2018/08/02-04 (48h)	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₁ (max buildup): 17,7 C ₂ (day ⁻¹): 0,3 C ₃ (mm ¹): 1,811 C ₄ : 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 160000000 #/L (Madoux-Humery et al., 2013) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,48 (Pongmala, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):0 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée: 5900 #/100ml Moyenne simulée: 105674 #/100ml

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
4	2018/08/02-04 (48h)	DWF concentration: 173 mg/L (Pongmala, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₁ (max buildup): 17,7 (Temprano et al., 2006) C ₂ (day ⁻¹): 0,3 C ₃ (mm ¹): 1,811 C ₄ : 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 160000000 #/L (Madoux-Humery et al., 2013) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,48 (Pongmala, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):0 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée : 5900 #/100ml Moyenne modélisée : 105674 #/100ml Commentaire : Donc la DWF des TSS n'exerce pas une grande influence

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
4	2018/07/24-26 (48h)	DWF concentration: 173 mg/L (Pongmala, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₁ (max buildup): 17,7 C ₂ (day ⁻¹): 0,3 C ₃ (mm ¹): 1,811 C ₄ : 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 160000000 #/L (Madoux-Humery et al., 2013) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,48 (Pongmala, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):0 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée: 8000 #/100ml Moyenne simulée: 272223 #/100ml

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
6	2018/07/24-26 (48h)	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space C ₁ (max buildup): C ₂ (day ⁻¹): C ₃ (mm ¹): C ₄ : Residential (Autixier, 2012; Gironás et al., 2009) C ₁ (max buildup): 0.16 (curb length) C ₂ (day ⁻¹): 0,5 C ₃ (mm ¹): 0.026 C ₄ : 1.8 Transportation C ₁ (max buildup): C ₂ (day ⁻¹): C ₃ (mm ¹): C ₄ :	DWF concentration: 7,09x10 ⁶ #/L (Autixier, 2012) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space C ₁ (max buildup): C ₂ (day ⁻¹): C ₃ (mm ¹): C ₄ : 2 Residential C ₁ (max buildup): C ₂ (day ⁻¹): C ₃ (mm ¹): C ₄ : Transportation C ₁ (max buildup): C ₂ (day ⁻¹): C ₃ (mm ¹): C ₄ :	Moyenne observée: 8000 #/100ml Moyenne simulée : 0.307 #/100ml Commentaire : <i>E.coli</i> est simulé comme co-polluant uniquement. Trop petit donc on doit modéliser TSS et <i>E coli</i> séparément

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
7	2018/07/24-26 (48h)	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential C ₁ (max buildup): 17,7 (Temprano et al., 2006) C ₂ (day ⁻¹): 0,3 (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C ₃ (mm ¹): 1,811 (Temprano et al., 2006) C ₄ : 1.2 (Barco et al., 2004) Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 7,09x10 ⁶ #/L (Autixier, 2012) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 126X10 ⁹ C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	Moyenne observée: 8000 #/100ml Moyenne simulée : 2024600 #/100ml

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
8 (plusieurs jours)	2019/07/12-14	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C₁ (max buildup): 40 C₂ (day⁻¹): 0.5 C₃ (mm¹): 0.004 C₄: 1.2 Residential (Barco et al., 2004; Temprano et al., 2006) C₁ (max buildup): 17,7 C₂ (day⁻¹): 0,3 C₃ (mm¹): 1,811 C₄: 1.2 Transportation (Hossain et al., 2012) C₁ (max buildup): 53 C₂ (day⁻¹): 0.22 C₃ (mm¹): 0,0029 C₄: 0,608	DWF concentration: 7,09x10⁶ #/L (Autixier, 2012) Inactivation constant (day⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup):126X10⁹ C₂ (day⁻¹): 2 C₃ (mm¹): 18 C₄: 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup- sat): 141000000000 C₂ (day⁻¹): 10 C₃ (mm¹): 10 C₄: 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup): 1000000 C₂ (day⁻¹): 2 C₃ (mm¹): 18 C₄: 2	

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
9 (plusieurs jours)	2019/07/12-14	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012)	DWF concentration: $7,09 \times 10^6$ #/L (Autixier, 2012)	
9.1	2018/07/25-27	Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2	Inactivation constant (day ⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 126×10^9 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2	
9.2	2018-09-03	Residential (Autixier, 2012) C ₁ (max buildup): 0.16 (curb) C ₂ (day ⁻¹): 0,5 C ₃ (mm ¹): 0.026 (Autixier, 2012) C ₄ : 1.8 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	Residential (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
10 (plusieurs jours)	2019/07/12-14	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C₁ (max buildup): 40 C₂ (day⁻¹): 0.5 C₃ (mm¹): 0.004 C₄: 1.2 Residential (Autixier, 2012) C₁ (max buildup): 0.16 (curb) C₂ (day⁻¹): 0,5 C₃ (mm¹): 0.026 C₄: 1.8 Transportation (Hossain et al., 2012) C₁ (max buildup): 53 C₂ (day⁻¹): 0.22 C₃ (mm¹): 0,0029 C₄: 0,608	DWF concentration: 7,09x10⁶ #/L (Autixier, 2012) Inactivation constant (day⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup):126X10⁹ C₂ (day⁻¹): 2 C₃ (mm¹): 18 C₄: 2,2 Residential (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup- sat)): 141000000000 C₂ (day⁻¹): 10 C₃ (mm¹): 10 C₄: 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C₁ (max buildup): 1000000 C₂ (day⁻¹): 2 C₃ (mm¹): 18 C₄: 2	

Tableau A.1 Tests effectués pour le choix des paramètres pour la modélisation des contaminants dans le modèle PCSWMM (suite)

Run	Date	TSS	<i>E.Coli</i>	
11 (plusieurs jours)	2018/07/25-26	DWF concentration: 109 mg/L (Autixier, 2012) Open space (Gong et al., 2016) C ₁ (max buildup): 40 C ₂ (day ⁻¹): 0.5 C ₃ (mm ¹): 0.004 C ₄ : 1.2 Residential (Autixier, 2012) C ₁ (max buildup): 0.16 (curb) C ₂ (day ⁻¹): 0,5 C ₃ (mm ¹): 0.026 C ₄ : 1.8 Transportation (Hossain et al., 2012) C ₁ (max buildup): 53 C ₂ (day ⁻¹): 0.22 C ₃ (mm ¹): 0,0029 C ₄ : 0,608	DWF concentration: 7,09x10 ⁶ #/L (Autixier, 2012) Inactivation constant (day ⁻¹): 0,1224 (Autixier, 2012) Co-pollutant: YES (0,5) Open space (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup):126X10 ⁹ C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2,2 Residential (Autixier, 2012; USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup- sat): 141000000000 C ₂ (day ⁻¹): 10 C ₃ (mm ¹): 10 C ₄ : 0,5 Transportation (USEPA, s.d.) C ₁ (max buildup): 1000000 C ₂ (day ⁻¹): 2 C ₃ (mm ¹): 18 C ₄ : 2	

**ANNEXE B STATEGIC PRIORIZATION OF SEWERSHEDS TO
MITIGATE COMBINED SEWER OVERFLOWS UNDER CLIMATE
CHANGE**

Supplementary material

The supplementary material shows graphs of the overflow structures under study (n=18). The graphs in the first column show the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient.

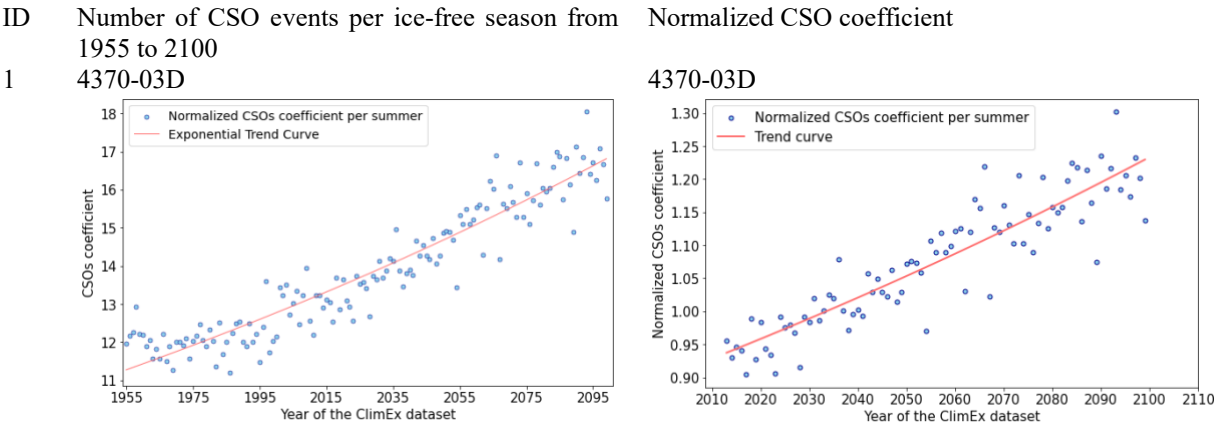


Figure B-1: Additional results. First column show the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient.

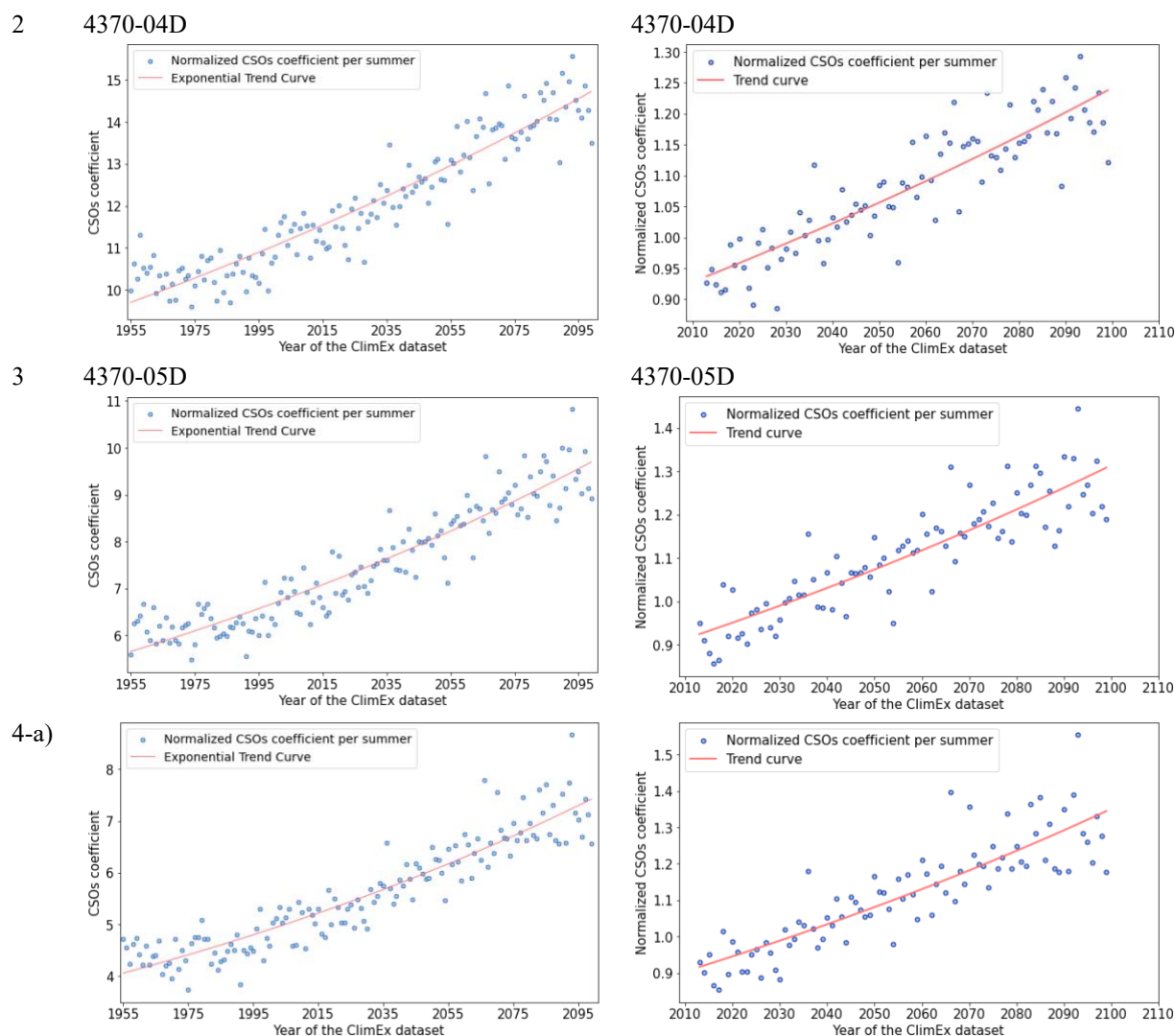
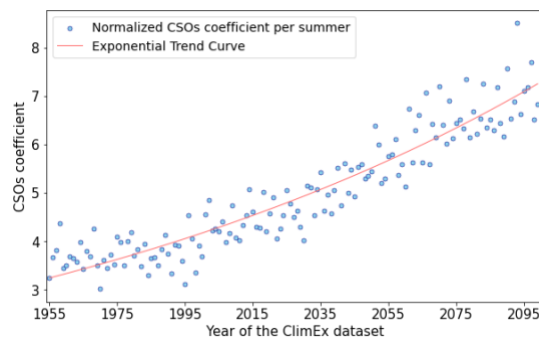
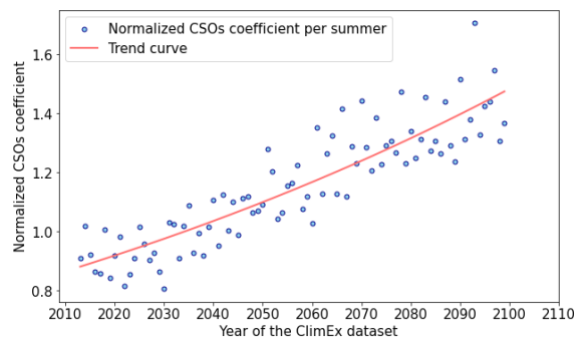


Figure B-1: Additional results. First column shows the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient (suite)

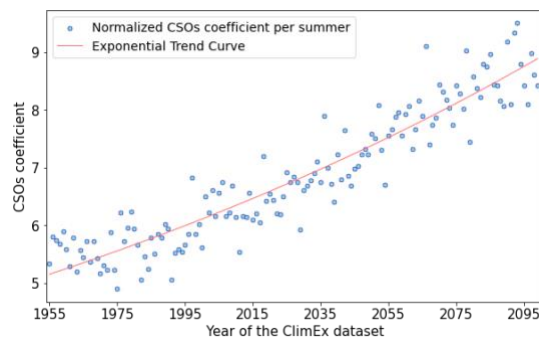
5-b) 4430-01D



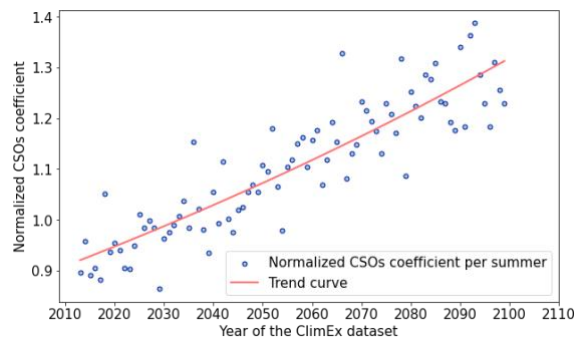
4430-01D



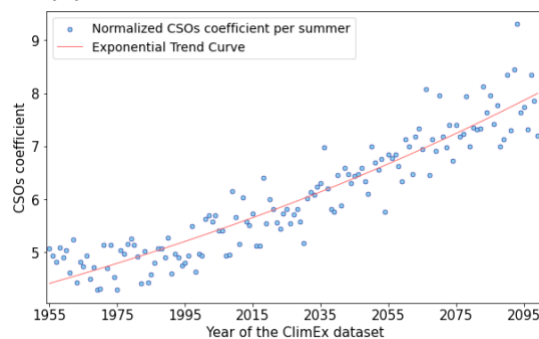
6-c) 4430-02D



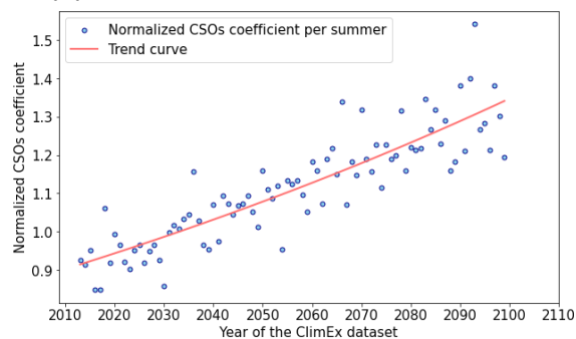
4430-02D



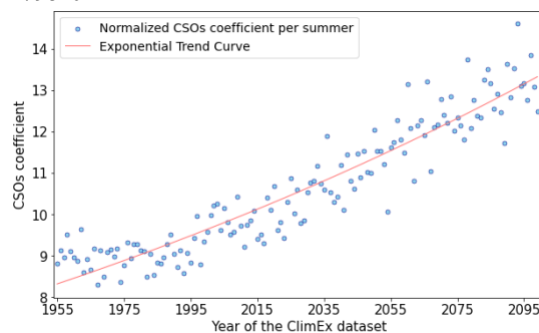
7-d) 4420-01D



4420-01D



8-e) 4795-01D



4795-01D

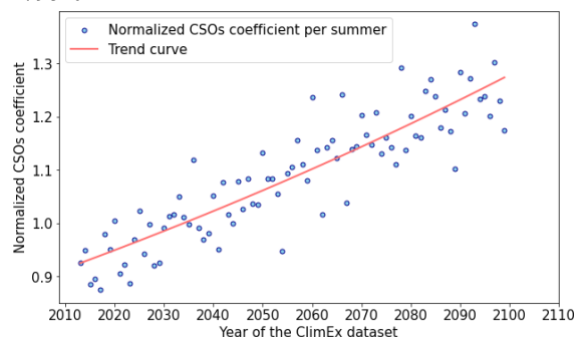
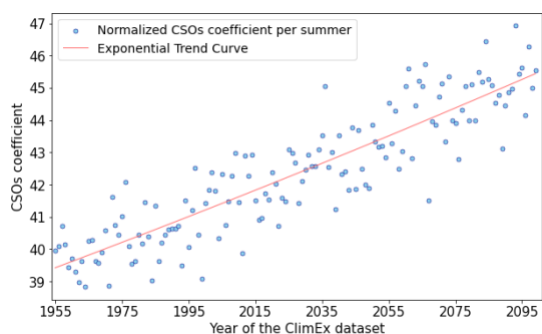
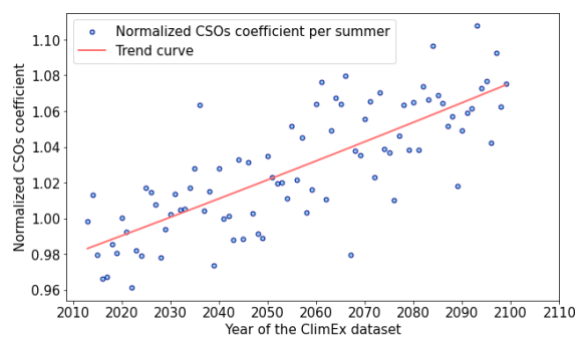


Figure B-1: Additional results. First column show the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient (suite)

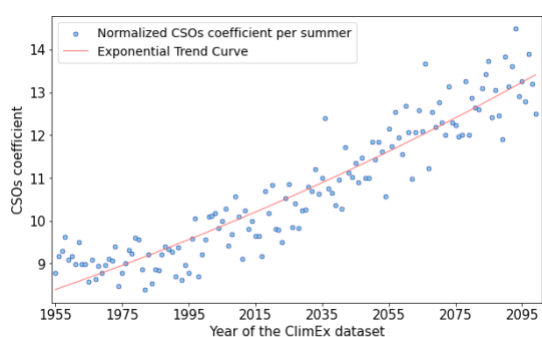
9-f) 4400-02D



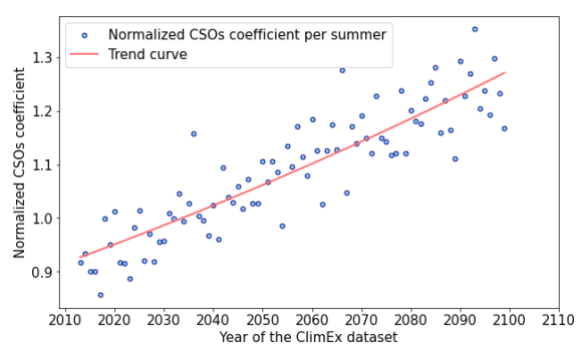
4400-02D



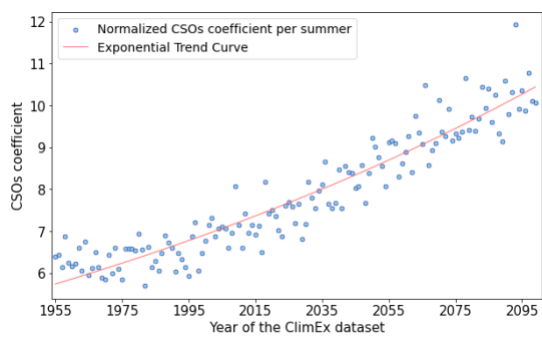
10-g) 4400-01D



4400-01D



11 4520-01D



4520-01D

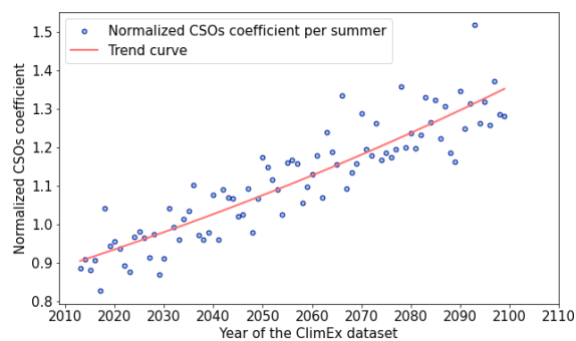
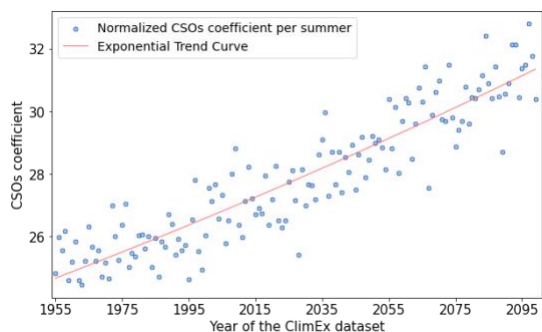
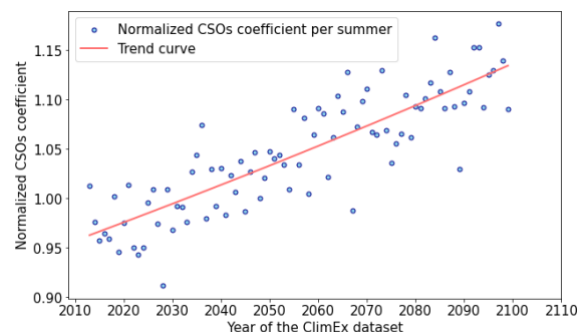


Figure B-1: Additional results. First column shows the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient (suite)

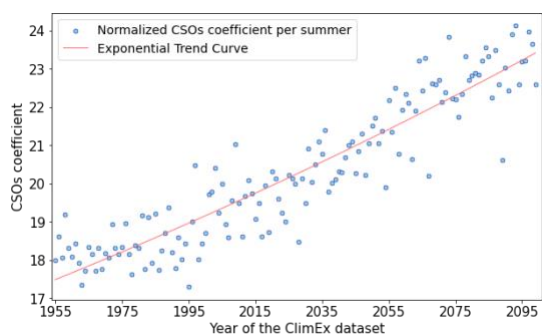
12 4265-01D



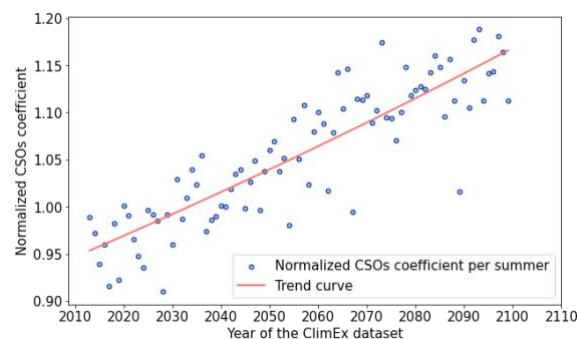
4265-01D



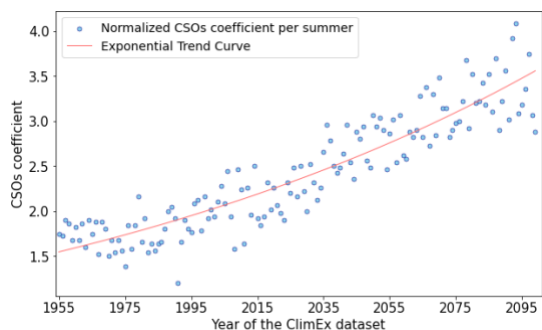
13 4250-01D



4250-01D



14 4770-01D



4770-01D

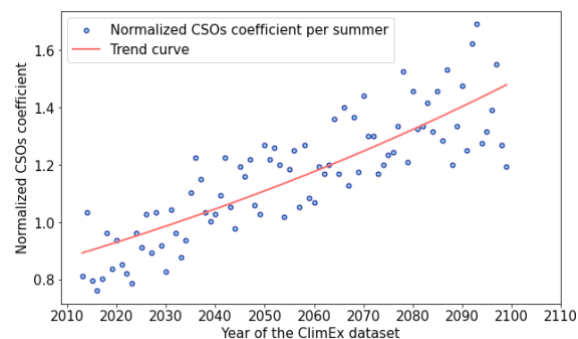
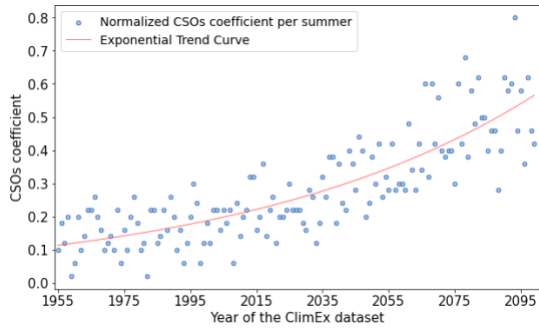
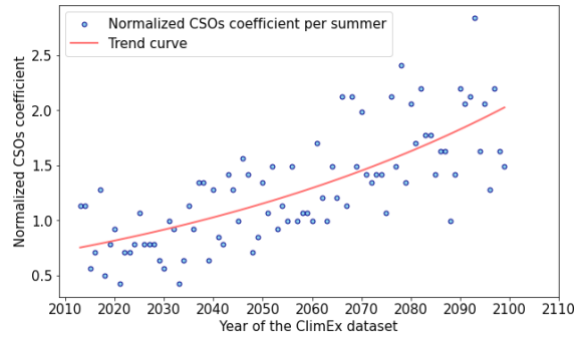


Figure B-1: Additional results. First column shows the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient (suite)

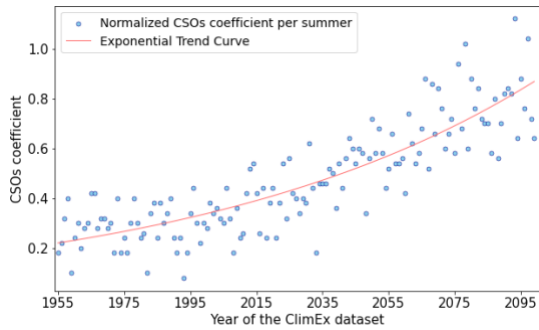
15 4230-02D



4230-02D



16 4230-03D



4230-03D

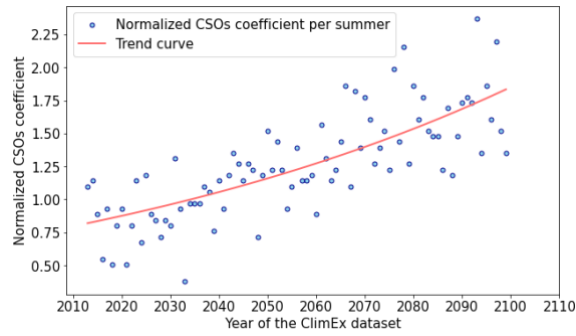


Figure B-1: Additional results. First column shows the evolution of the number of overflows per ice-free season between 1955 and 2099. The second column shows the normalized CSO coefficient (suite)

ANNEXE C ASSESSING THE IMPACT OS STRATEGIC IMPLEMENTATION OF BLUE-GREEN INFRASTRUCTURE ON URBAN RESILIENCE

This supplementary material provides background information to Petrucci et al.: “Assessing the impact of strategic implementation of blue-green infrastructure on urban resilience“. The supplementary material is structured as follows:

C1: Selected hazards

C2: Defining resilience

C3: Quantitative indicators of resilience components

C4: Defining BGI implementation scenarios

C5: PCSWMM modelling

C6: Additional results

C.1 Selected hazards

Table C1-1 Summary of Key Urban Hazards: Descriptions, Impacts, and Affected Groups

Phenomenon	Description	Environmental effects	Health effects	Vulnerable groups	References
CSO	CSOs occur when the drainage system capacity is exceeded, leading to the direct discharge of untreated wastewater (both sanitary and stormwater) into receiving water bodies.	Water pollution (nutrients, contaminants, domestic wastewater, and runoff). Beach closures and aesthetic degradation of natural environments.	Health risks from pathogens (gastrointestinal diseases, aquatic toxicity), increased risk of waterborne diseases during heavy rainfall events.	Exposed populations (residents near beaches and aquatic areas).	(Derx et al., 2023; Donovan et al., 2008b; Haley et al., 2024; Joshi et al., 2020; Miller et al., 2022; Olds et al., 2018; Patz et al., 2008; J. Petrucci et al., 2025; Sterk et al., 2016; USEPA, 2004; World Health Organisation, 2017)
UHI	The UHI effect is caused by urban materials like concrete and asphalt that absorb heat during the day and release it at night, resulting in higher nighttime temperatures	Increased nighttime temperatures, altered air quality, higher energy demand.	Health risks: dehydration, heatstroke, exacerbation of chronic conditions, respiratory issues, increased mortality during heatwaves.	Elderly, children, outdoor workers, people with chronic diseases, people with low socio-economic status, outdoor athletes, socially isolated people.	(Anquez & Herlem, 2011; Basu, 2009; Giguère, 2009; Heaviside et al., 2017; INSPQ, 2021b; Norton et al., 2015; Rebetez et al., 2009)
Urban flooding	Pluvial flooding occurs when heavy rainfall exceeds drainage capacity. These events are becoming more frequent due to climate change and urbanization	Physical damage (property damage, infrastructure degradation), water pollution	Health effects: injuries, waterborne diseases (e.g., diarrhea), mental health issues (anxiety, PTSD).	Children, elderly, people with pre-existing health conditions, low-income communities, populations vulnerable to climate events.	(Hajat et al., 2005; Rosenzweig et al., 2005; Tapsell et al., 2002; Ville de Montréal, 2017)

C2 Defining resilience

Table C2-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14). The type of resilience marked in bold are the one selected for the study.

Type of resilience	Global definition	Individual definition	Reference
Urban resilience (Urban drainage system, Urban climate resilience)	Urban resilience is the capacity of a city and its inhabitants to withstand, adapt to, and evolve after crises, integrating social, economic, environmental, and governance dimensions to ensure sustainability, well-being, and inclusive growth.	The ability of any urban system and its inhabitants to cope with critical situations and their consequences, while adapting positively and transforming itself to become sustainable.	(ONU-Habitat, 2012)
		The potential to absorb, recover, and prepare for future challenges, enhancing well-being, and inclusive growth by integrating social, economic, governance, and environmental components that were analyzed separately.	(Beceiro et al., 2022)
		The capacity is based on resisting, recovering, adapting, and transforming, across natural, economic, social, physical, and institutional aspects, and is evaluated through characteristics such as redundancy, robustness, connectivity, and adaptability.	(Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)
		The capacity of cities to remain operational, so that the people living and working in cities survive and thrive despite various stresses and shocks.	(The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)
Infrastructure resilience (system resilience)	System resilience is the system capacity to preserve functionality amid external shocks by leveraging flexibility and diversified dependencies rather than relying on individual components.	The ability of a system to have a positive response to external shocks	(Bozza et al., 2015)
		The ability of a system to retain functionality through flexibility and diversifying functional dependence.	(Tyler & Moench, 2012)

Table C2-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14). The type of resilience marked in bold are the one selected for the study (suite)

Type of resilience	Global definition	Individual definition	Reference
Socio ecological resilience	Socio-ecological resilience refers to the ability of human and natural systems to adapt, transform, and persist through challenges and maintain essential functions to ensure development.	The capacity of human–nature systems to adapt to changing conditions while remaining within critical functioning conditions.	(Folke et al., 2010)
		The ability to cope with challenges.	(Meerow & Newell, 2017)
		The ability of an ecosystem to maintain its stability depends on size of its stability range.	(Sterk et al., 2017)
		The ability to develop resilience depends on comprehending the relationships between humans and ecosystems.	(Juan-García et al., 2017)
		The capacity of a system to absorb disturbance and rearrange while undergoing change.	(Walker et al., 2004)
		The capacity of a social–ecological system to manage challenges and maintain development at the same time.	(Sterk et al., 2017)
Engineering resilience (technological and operational, and structural)	Engineering resilience is the ability of a system to withstand disturbances, maintain functionality, and rapidly return to equilibrium, ensuring continuity and efficiency despite failures.	Technical resilience refers to the physical resistance of systems to exogenous threats, such as extreme weather	(Wang et al., 2023)
		Operational resilience is related to the capacity of the system for withstanding exceptional loads that may cause equipment failure or functional degeneration	(Wang et al., 2023)
		Engineering resilience is disturbance and speed of return to the equilibrium to measure resilience	(Sterk et al., 2017)
		Engineering system resilience is therefore interpreted differently from ecological resilience and focuses on ensuring continuity and efficiency of system function during and after failure	(Mugume et al., 2015)

Table C2-1 Type of resilience, individual definition and global definition from the literature (n=14). The type of resilience marked in bold are the one selected for the study (suite)

Type of resilience	Global definition	Individual definition	Reference
Spatial resilience		The contribution of spatial attributes to the feed-backs that generate resilience in ecosystems and other complex systems, and vice versa.	(Allen et al., 2016)
Flood resilience	Flood resilience is the capacity of a system, such as an urban area or drainage network, to withstand, adapt to, and recover from floods all while maintaining its functionality. A resilient flood system ensures continuous service over time, minimizes flood-related losses, and rapidly recovers functionality following an event.	The ability of a system to preserve diversity and redundancy, effectively manage connectivity and feedback loops, all while promoting adaptive systems thinking, learning and facilitate inclusive participation.	(Kotzee & Reyers, 2016)
		The ability to deal with changes and continue to operate.	(Karamouz et al., 2014)
		The capacity of a system, with the potential of exposure to flood, to adapt, resist and recover from flood to maintain an acceptable level of functioning.	(Karamouz et al., 2014)
		The capability of a drainage system to resist and to maintain continuous service; the capability of an urban area to recover from flood damages; and the capability of urban systems to evacuate excess surface water and return to a functional state.	(Bertilsson et al., 2019)

Table C2-2: List of resilience components. Components identified in bold are included in the study

References	Resistance	Reliability	Redundancy	Recovery	Ability to learn	Adaptability	Diversity	Modularity	Feedback	Social cohesion	Innovation	Ductility	Durability	Robustness	Preparation level	Rapidity	Connectivity	Flexibility	Integrated	Absorptive capacity
(Sterk et al., 2017)			X*		X	X	X*		X	X								X		
(Rodriguez, Lawson, et al., 2020)					X	X			X						X					
(Suárez et al., 2016)							X	X	X	X	X									
(Bozza et al., 2015)												X	X	X	X					
(Kotzee & Reyers, 2016)			X		X	X	X													
(Batica et al., 2013)	X			X	X				X											
(UN-Habitat, 2018)			X		X		X			X	X			X						
(Chen et al., 2024)		X		X																
(Tyler & Moench, 2012)			X*				X*	X*										X*		
(Karamouz et al., 2014)			X											X		X				
(Simonsen, 2015)			X*		X	X	X*		X	X							X			
(Kontokosta & Malik, 2018)				X																
(The Rockefeller Foundation & ARUP, 2014)			X		X					X				X				X	X	
(Bautista-Puig et al., 2022)	X		X	X	X															
(Meerow et al., 2016)			X	X		X														
(CabinetOffice, 2011)	X	X	X	X																
(Ribeiro & Pena Jardim Gonçalves, 2019)	X		X	X		X	X				X			X						

C3 Quantitative indicators of resilience components

Indicator 4: UHI

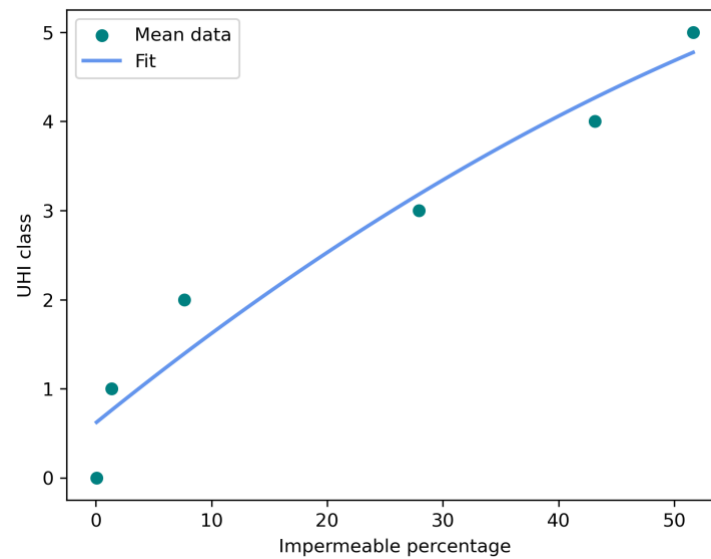


Figure C3-1. Relation between UHI classes and the percentage of impermeability for 30m x30m cells

There is a strong correlation between the UHI class and the percentage of impermeability with the correlation coefficient, $R^2 = 0.9445$.

C4 Defining BGI implementation scenarios

Choose strategic sites for BGI implementation: Bioretentions & rain gardens, infiltration systems and swales

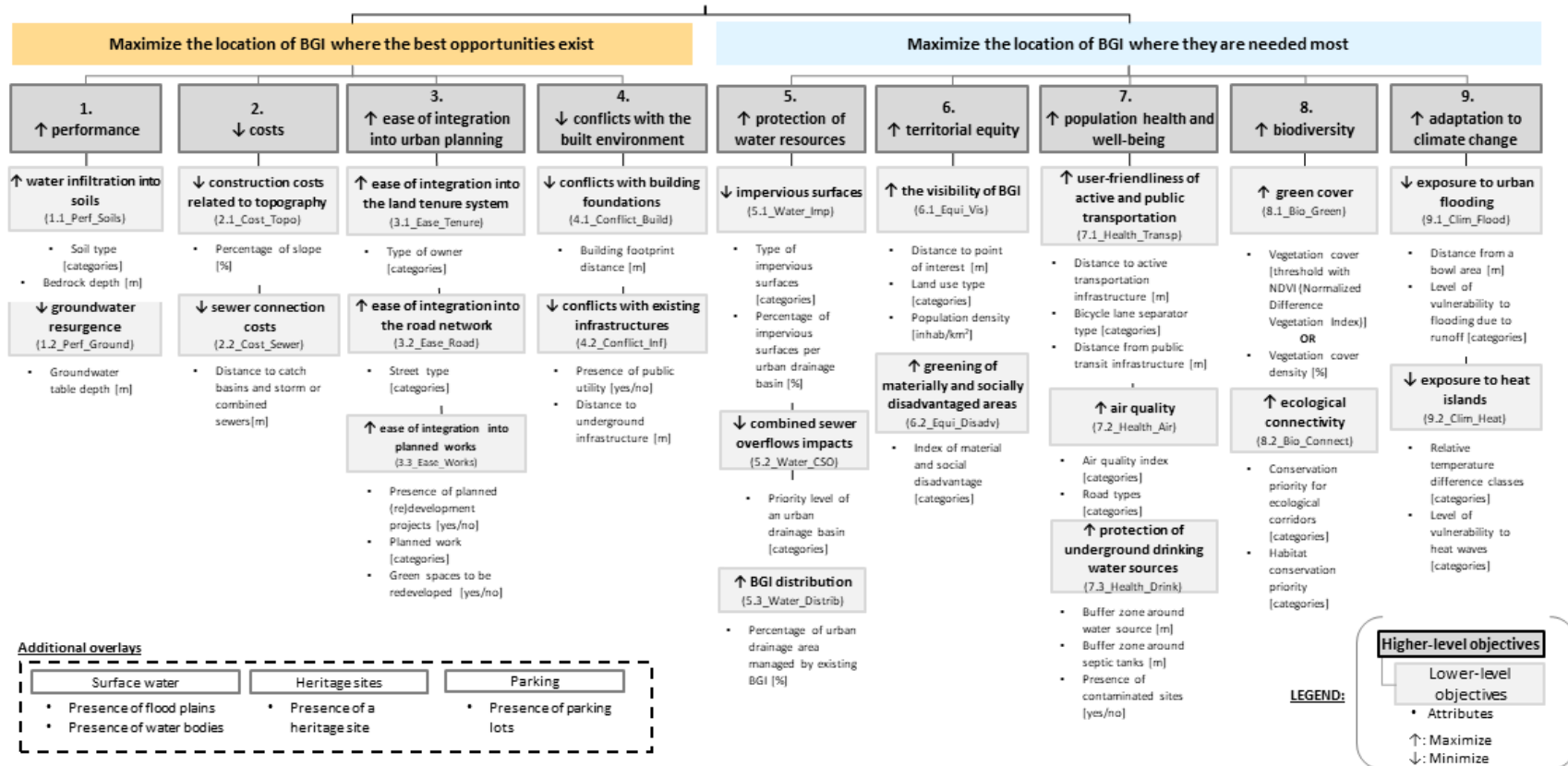


Figure C4-1: Hierarchy of objectives for smaller systems mostly based on short-term detention and infiltration: bioretention & rain gardens, infiltration systems and swales based on Lacroix et al. (2024).

C5 PCSWMM modelling

PCSWMM can consider both dry weather flow and surface runoff. Surface runoff is defined by land-use-dependent accumulation and leaching functions for each pollutant (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b). The model for simulating water quality in PCSWMM is based on the build-up and wash-off mechanisms, employing exponential functions to assess pollutant accumulation (Eq. C5-1) and removal (Eq. C5-2) (Lewis A. Rossman & Wayne C. Huber, 2016b).

$$b = C_1(1 - e^{C_2 t}) \quad \text{Eq. C5-1}$$

where b is the build-up per unit area (kg/ha), C_1 the maximum build-up per unit area (kg/ha), C_2 the cumulative rate constant (d^{-1}).

$$W = C_3 q^{C_4} B \quad \text{Eq. C5-2}$$

W represents the wash-off (kg/h), C_3 the wash-off coefficient, C_4 the wash-off exponent, q the runoff volume per unit area (mm/h), and B the residual pollutant accumulation (kg). The table presents the choice of the parameter values for this study:

Table C5-1 PCSWMM model parameters for TSS and *E. coli* simulations. Parameters were retrieved from the literature (Autixier, 2012; Gironás et al., 2009; Gong et al., 2016; Hong et al., 2021; Hossain et al., 2012; USEPA, s.d.)

	MES	<i>E. coli</i>
DWF concentration	109 mg/L	$7,09 \times 10^6$ #/L
Inactivation constant (day^{-1})	N/A	0,1224
Co-pollutant	NO	YES (0.5)
Open space	C_1 (max buildup): 40 C_2 (day^{-1}): 0.5 C_3 (mm^1): 0.004 C_4 : 1.2	C_1 (max buildup): 126×10^9 C_2 (day^{-1}): 2 C_3 (mm^1): 18 C_4 : 2,2
Residential	C_1 (max buildup): 0.16 (curb) C_2 (day^{-1}): 0,5 C_3 (mm^1): 0.026 C_4 : 1.8	C_1 (max buildup-sat): 141000000000 C_2 (day^{-1}): 10 C_3 (mm^1): 10 C_4 : 0,5
Transportation	C_1 (max buildup): 53 C_2 (day^{-1}): 0.22 C_3 (mm^1): 0,0029 C_4 : 0,608	C_1 (max buildup): 1000000 C_2 (day^{-1}): 2 C_3 (mm^1): 18 C_4 : 2

Several parameter configurations from the literature and previous studies were tested for pollutant modeling (see supplementary material). A total of 13 simulations were conducted to validate the choice of parameters.

The validation was performed using *E. coli* data collected at the study site during combined sewer overflow (CSO) events (Khanafar, 2021). Build-up functions were modeled as exponential for open spaces and transportation areas, and as saturation-type for residential land use. Wash-off functions were exponential for all land uses. The normalizers used were area-based, except for residential buildup, where the curb length approach was applied.

For residential land use, we assumed a high-density classification, as the area is primarily composed of multi-family housing rather than single-family dwellings.

Due to limited data availability, the model validation was based on two criteria:

- A similar temporal pattern between the simulated and observed event curves;
- An order of magnitude between 100 and 1,000 times greater in the simulated concentrations, which is expected given that dilution processes were not considered in the model.

C6 Additional results

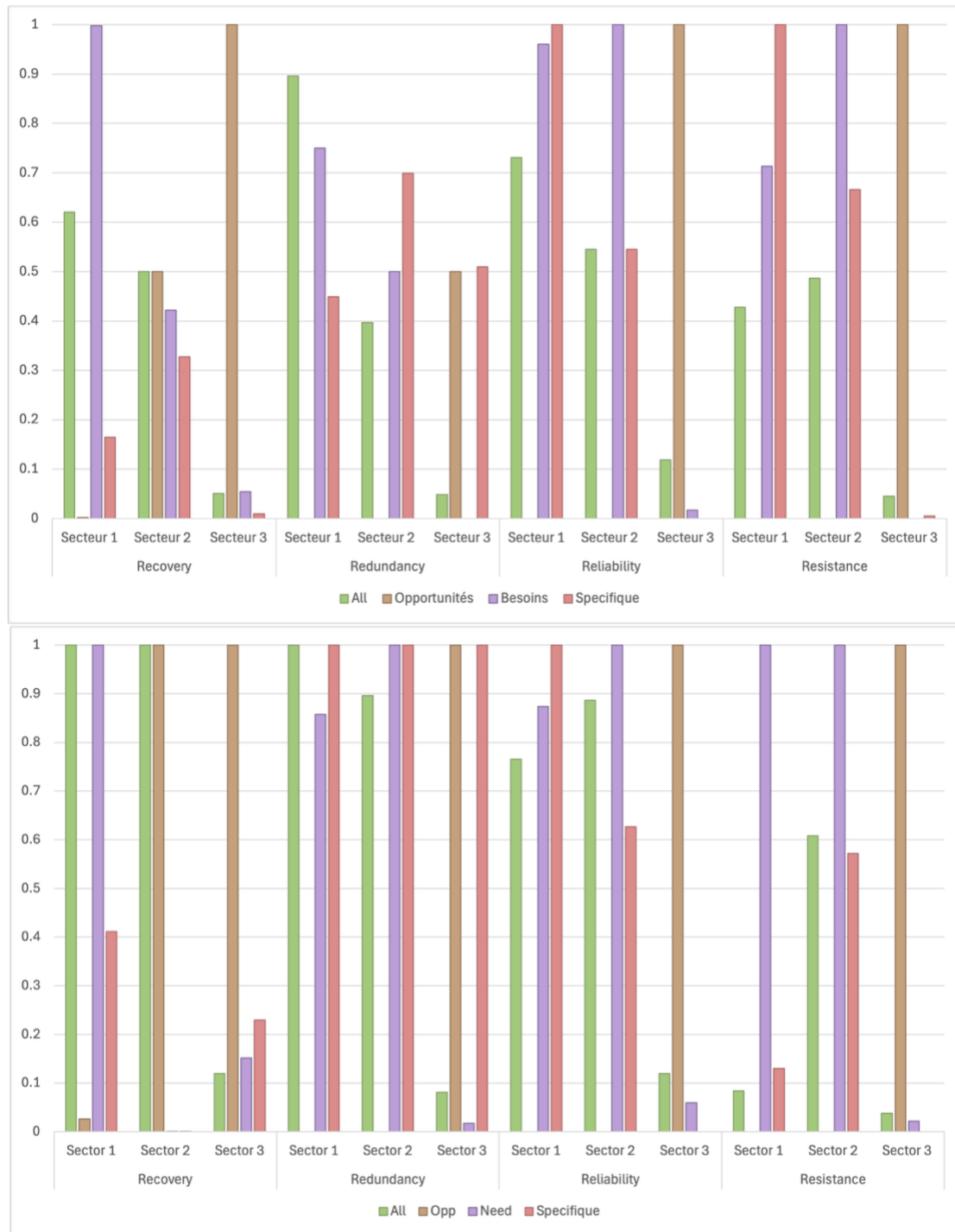


Figure C6-1 Resilience indicator scores for each scenario and sector for 10% (top figure) and 25% (bottom figure) of imperviousness surfaces converted in bioretention.

Table C6-1 Indicators and concept score for each scenarios. The total of resilience score is also presented (colored lines)

	Concepts	Indicators	<i>All</i>	<i>Opp</i>	<i>Need</i>	<i>Specific</i>
10%	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.43	0.00	0.71	1.00
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.73	0.00	0.96	1.00
	Redundancy	Nb overflow [nb]	1.00	0.00	0.50	0.50
		UHI [sum]	0.79	0.00	1.00	0.40
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1.00	0.00	1.00	0.00
		Max runoff [mm]	0.24	0.00	1.00	0.33
	Sum Resilience		2.68	0.00	3.42	2.61
	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.49	0.00	1.00	0.67
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.55	0.00	1.00	0.55
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0.00	0.00	0.00	1.00
		UHI [sum]	0.79	0.00	1.00	0.40
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1.00	0.00	0.84	0.65
		Max runoff [mm]	0.00	1.00	0.00	0.00
	Sum Resilience		1.93	0.50	2.92	2.24
	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.05	1.00	0.00	0.00
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.12	1.00	0.02	0.00
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0.00	0.00	0.00	1.00
		UHI [sum]	0.10	1.00	0.00	0.02
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	0.00	1.00	0.01	0.02
		Max runoff [mm]	0.10	1.00	0.10	0.00
	Sum Resilience		0.26	3.50	0.07	0.52
25%	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.08	0.00	1.00	0.13
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.77	0.00	0.87	1.00
	Redundancy	Nb overflow [nb]	1.00	0.00	0.50	0.50
		UHI [sum]	0.79	0.00	0.86	1.00
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1.00	0.03	0.01	0.00
		Max runoff [mm]	0.37	0.00	1.00	0.41
	Sum Resilience		2.43	0.01	3.06	2.09
	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.61	0.00	1.00	0.57
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.89	0.00	1.00	0.63
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0.00	0.00	0.00	1.00
		UHI [sum]	0.90	0.00	1.00	0.48
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	1.00	0.00	0.00	0.00
		Max runoff [mm]	0.00	1.00	0.00	0.00
	Sum Resilience		2.44	0.50	2.50	1.94
	Resistance	<i>E. coli</i> load [counts/s]	0.04	1.00	0.02	0.00
	Reliability	Mean runoff [mm]	0.12	1.00	0.06	0.00
	Redundancy	Nb overflow [nb]	0.00	1.00	0.00	1.00
		UHI [sum]	0.08	1.00	0.02	0.00
	Recovery	Sum hours surcharged [hours]	0.00	1.00	0.15	0.23
		Max runoff [mm]	0.12	1.00	0.12	0.00
	Sum Resilience		0.26	4.00	0.23	0.61

ANNEXE D CAN BLUE-BREEN INFRASTRUCTURE MITIGATE WATERBORNE INFECTION RISKS THROUGH RECREATIONAL ACTIVITIES IN DESELY URBANIZED WATERWAYS?

This supplementary material provides background information to Petrucci “Can blue-green infrastructure mitigate waterborne infection risks through recreational activities in densely urbanized waterways? “. The supplementary material is structured as follows:

D1: Climate scenarios

D2: PCSWMM model set up

D3: Additional results - Hydrological model result

D4: Additional results - Microorganisms’ concentration in the river

D5: Additional results – Time series

D1 Climate scenarios

C63: pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp45_rli1p1_SMHI-RCA4

C73: ICHEC-EC-EARTH_rcp85_rli1p1_KNMI-RACMO22E

C77: IPSL-IPSL-CM5A-MR_rcp85_rli1p1_IPSL-INERIS-WRF331F

Table. D1-1. Climate scenario

	Climate scenario	
1 (C63)	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp45_rli1p1_SMHI-RCA4	Scenario with moderate mitigation efforts
2 (C73)	ICHEC-EC-EARTH_rcp85_rli1p1_KNMI-RACMO22E	Business-as-usual scenario (high emission)
3 (C77)	IPSL-IPSL-CM5A-MR_rcp85_rli1p1_IPSL-INERIS-WRF331F	Business-as-usual scenario (high emission)
4	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp45_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	Used in Derx et al. (2023)
5	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp45_rli1p1_CNRM-ALADIN53	
6	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp85_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	
7	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp85_rli1p1_CNRM-ALADIN53	
8	pr_SDM_CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_rcp85_rli1p1_SMHI-RCA4	
9	pr_SDM_ICHEC-EC-EARTH_rcp45_rli1p1_KNMI-RACMO22E	
10	pr_SDM_ICHEC-EC-EARTH_rcp45_r3ilp1_DMI-HIRHAM5	
11	pr_SDM_ICHEC-EC-EARTH_rcp45_r12ilp1_SMHI-RCA4	
12	ICHEC-EC-EARTH_rcp85_r12ilp1_CLMcom-CCLM4-8-17	
13	ICHEC-EC-EARTH_rcp85_r12ilp1_SMHI-RCA4	
14	ICHEC-EC-EARTH_rcp85_r3ilp1_DMI-HIRHAM5	
15	IPSL-IPSL-CM5A-MR_rcp45_rli1p1_IPSL-INERIS-WRF331F	
16	IPSL-IPSL-CM5A-MR_rcp45_rli1p1_SMHI-RCA4	
17	IPSL-IPSL-CM5A-MR_rcp85_rli1p1_SMHI-RCA4	
18	SDM MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp45_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	
19	SDM MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp45_rli1p1_SMHI-RCA4	
20	SDM MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp85_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	
21	SDM MPI-M-MPI-ESM-LR_rcp85_rli1p1_SMHI-RCA4	
22	pr_SDM_ICHEC-EC-EARTH_rcp45_r12ilp1_CLMcom-CCLM4-8-17	inconsistencies in the time series
23	MOHC-HadGEM2-ES_rcp45_rli1p1_SMHI-RCA4	inconsistencies in the time series
24	MOHC-HadGEM2-ES_rcp45_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	underestimations of rainfall
25	MOHC-HadGEM2-ES_rcp85_rli1p1_CLMcom-CCLM4-8-17	underestimations of rainfall
26	MOHC-HadGEM2-ES_rcp85_rli1p1_SMHI-RCA4	inconsistencies in the time series

Table D1-1 shows the studied climate scenarios. The first 21 climate scenarios (bold black and grey) were used in Derx et al. (2023), the red scenario were rejected either due to inconsistencies in the time series or underestimations of rainfall. The first three (bold black) were used in the present paper because they are representative of the climate variability.

D2 PCSWMM model set up

Table. D2-1. Parameters values for the urban drainage catchment in the PCSWMM model before adding BGI

Name	Area (ha)	Width (m)	Flow Length (m)	Imperv. (%)	Slope (%)
SC10	30	500	600	92	4.1
SC20	30	500	600	92	4.1
SC30	120	1800	666.7	92	4.1
SC40	120	1800	666.7	65	4.1
SC50	16.5	400	412.5	92	4.1
SC60	105	1600	656.3	92	4.1
SC70	45	1000	450	92	4.1
SC80	45	1000	450	65	4
SC90	180	1650	1090.9	100	4
SC100	180	2500	720	92	5.1
SC110	60	1200	500	90	5.1
SC120	50	1100	454.5	90	5
SC130	90	1650	545.4	65	1.4
SC140	150	2500	600	95	7.3
SC150	240	2500	960	65	7.3
SC160	225	3000	750	65	1.4
SC170	165	2250	733.3	90	3.1
SC180	240	3000	800	90	4
SC190	37.5	750	500	100	4
SC200	165	1650	1000	100	2.4
SC210	90	1650	545.5	65	3.9
SC220	90	1650	545.5	65	4

Table. D2-2. Concentration of the microorganism in the dry weather

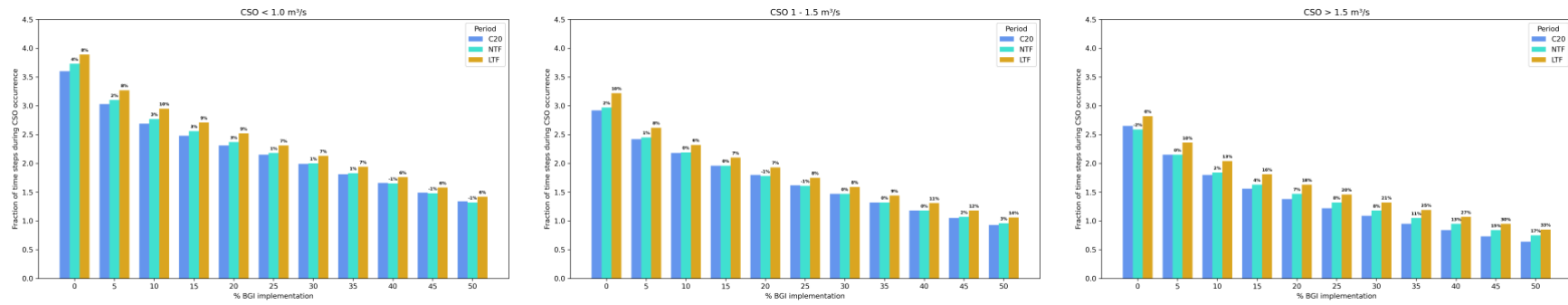
Microorganisms	DWF concentration
<i>Cryptosporidium</i>	1.4×10^3
<i>Giardia</i>	1.3×10^4
<i>E.coli</i>	2.3×10^8

Table. D2-3. PCSWMM model parameters

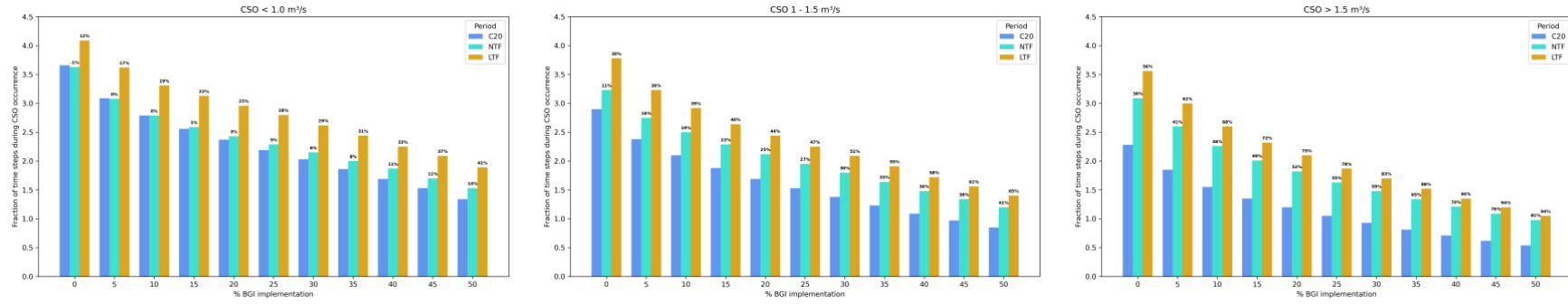
Parameters	Values
Routing method	Dynamic Wave
Infiltration model	Curve Number
Number of urban drainage catchment	2
Number of conduits	19
Number of junctions	19
Time step resolution of precipitation	5 minutes
Time step computation	60 seconds

D3 Additional results - Hydrological model result

63



73



77

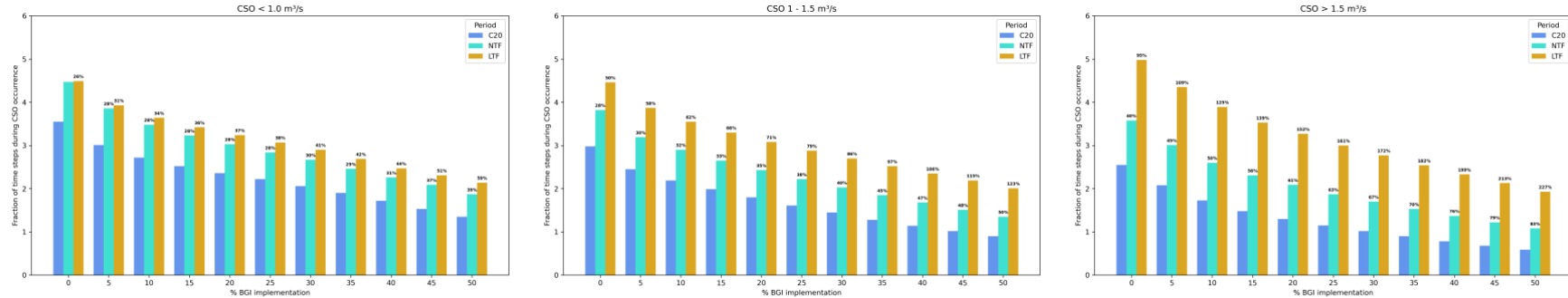


Figure D3-1. Fraction of 5 min-time steps during CSO occurrence [%] for the C20, NTF and LTF. CSOs are differentiated for <1.0 m³/s, 1 - 1.5 m³/s and >1.5 m³/s. For all the different BGI implementation %. For the three considered climate scenario

Table. D3-1. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for different percentages of BGI implementation, the relative change to C20 and the reduction when adding BGI. For climate scenario C73

%BGI	Period	CSO < 1.0 m ³ /s (%)	Relative change to C20	Reduction VS no BGI	CSO 1 - 1.5 m ³ /s (%)	Relative change to C20	Reduction VS no BGI	CSO > 1.5 m ³ /s (%)	Relative change to C20	Reduction VS no BGI
No BGI	C20	3.66	-		2.9	-		2.28	-	
	NTF	3.63	-1%		3.23	11%		3.09	36%	
	LTF	4.09	12%		3.78	30%		3.56	56%	
5%	C20	3.09	-	-16%	2.38	-	-18%	1.85	-	-19%
	NTF	3.08	0%	-15%	2.75	16%	-15%	2.6	41%	-16%
	LTF	3.62	17%	-11%	3.23	36%	-15%	3	62%	-16%
30%	C20	2.03	-	-45%	1.38	-	-52%	0.93	-	-59%
	NTF	2.15	6%	-41%	1.8	30%	-44%	1.48	59%	-52%
	LTF	2.62	29%	-36%	2.09	51%	-45%	1.7	83%	-52%
50%	C20	1.34	-	-63%	0.85	-	-71%	0.54	-	-76%
	NTF	1.53	14%	-58%	1.2	41%	-63%	0.98	81%	-68%
	LTF	1.89	41%	-54%	1.4	65%	-63%	1.05	94%	-71%

Table. D3-2. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for all percentages of BGI implementation and the additional storage

		63			73			77		
	%BGI	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)
C20	0%	3.6	2.92	2.65	3.66	2.9	2.28	3.55	2.98	2.55
	5%	3.03	2.42	2.15	3.09	2.38	1.85	3.01	2.45	2.08
	10%	2.69	2.18	1.8	2.79	2.1	1.55	2.72	2.19	1.73
	15%	2.48	1.96	1.56	2.56	1.88	1.35	2.52	1.99	1.48
	20%	2.31	1.8	1.38	2.37	1.69	1.2	2.36	1.8	1.3
	25%	2.15	1.62	1.22	2.19	1.53	1.05	2.22	1.61	1.15
	30%	1.99	1.47	1.09	2.03	1.38	0.93	2.06	1.45	1.02
	35%	1.81	1.32	0.95	1.86	1.23	0.81	1.9	1.28	0.9
	40%	1.66	1.18	0.84	1.69	1.09	0.71	1.72	1.14	0.78
	45%	1.49	1.05	0.73	1.53	0.97	0.62	1.53	1.02	0.68
	50%	1.34	0.93	0.64	1.34	0.85	0.54	1.35	0.9	0.59
	storage	3.0	2.58	2.34	2.98	2.55	1.96	2.91	2.65	2.26

Table. D3-2. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for all percentages of BGI implementation and the additional storage (suite)

		63			73			77		
	%BGI	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)
NTF	0%	3.73	2.97	2.59	3.63	3.23	3.09	4.47	3.82	3.58
	5%	3.1	2.45	2.15	3.08	2.75	2.6	3.86	3.19	3.01
	10%	2.77	2.19	1.84	2.79	2.5	2.26	3.48	2.9	2.6
	15%	2.56	1.96	1.63	2.59	2.29	2.01	3.23	2.65	2.31
	20%	2.37	1.78	1.47	2.43	2.12	1.82	3.03	2.43	2.09
	25%	2.18	1.61	1.32	2.29	1.95	1.63	2.84	2.22	1.87
	30%	2.0	1.47	1.18	2.15	1.8	1.48	2.67	2.03	1.7
	35%	1.83	1.32	1.05	2.0	1.64	1.34	2.46	1.85	1.53
	40%	1.65	1.18	0.95	1.87	1.48	1.21	2.26	1.68	1.37
	45%	1.48	1.07	0.84	1.7	1.34	1.09	2.09	1.51	1.22
	50%	1.32	0.96	0.75	1.53	1.2	0.98	1.87	1.35	1.08
	storage	3.09	2.63	2.27	3.04	2.94	2.77	3.81	3.45	3.19

Table. D3-2. Fraction of simulation 5-min time steps with CSOs [%] for the C20, NTF and LTF for all percentages of BGI implementation and the additional storage (suite)

		63			73			77		
	%BGI	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)	CSO < 1.0 m3/s (%)	CSO 1 - 1.5 m3/s (%)	CSO > 1.5 m3/s (%)
LTF	0%	3.89	3.22	2.82	4.09	3.78	3.56	4.49	4.46	4.98
	5%	3.27	2.62	2.36	3.62	3.23	3.0	3.93	3.87	4.35
	10%	2.95	2.32	2.04	3.31	2.92	2.6	3.64	3.55	3.89
	15%	2.71	2.1	1.81	3.13	2.64	2.32	3.42	3.3	3.53
	20%	2.52	1.93	1.63	2.96	2.44	2.1	3.24	3.08	3.27
	25%	2.31	1.75	1.46	2.8	2.25	1.87	3.07	2.88	3.0
	30%	2.13	1.59	1.32	2.62	2.09	1.7	2.9	2.7	2.77
	35%	1.94	1.44	1.19	2.44	1.91	1.52	2.69	2.52	2.54
	40%	1.76	1.31	1.07	2.25	1.72	1.35	2.47	2.35	2.33
	45%	1.58	1.18	0.95	2.09	1.56	1.2	2.31	2.19	2.13
	50%	1.42	1.06	0.85	1.89	1.4	1.05	2.14	2.01	1.93
	storage	3.26	2.84	2.5	3.54	3.45	3.21	3.86	4.12	4.59

D4 Additional results - Microorganisms' concentration in the river

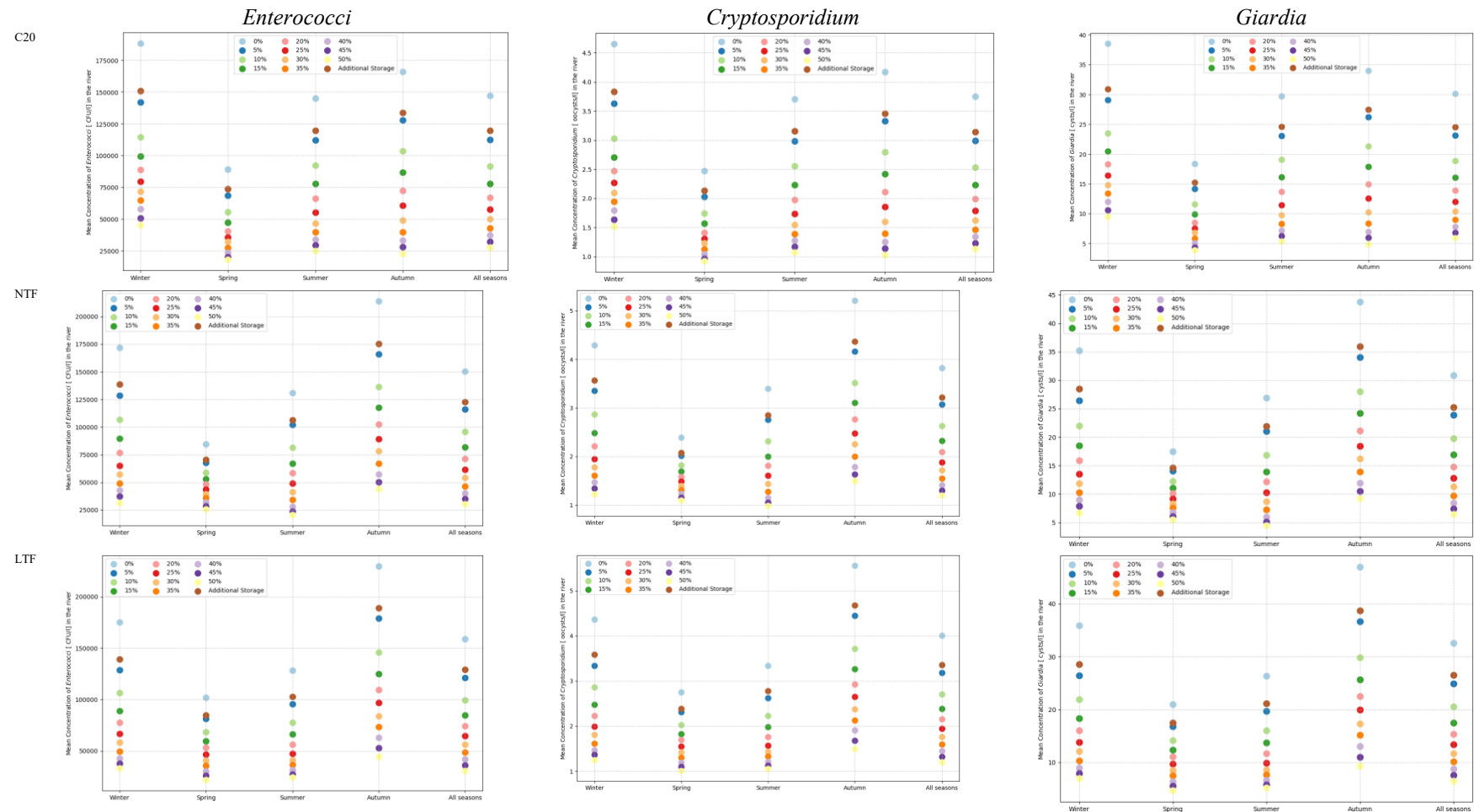


Figure D4-1.: Mean concentration of Enterococci [CFU/l], Cryptosporidium [oocysts/l] and Giardia [cysts/l] for the three considered climate scenario per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF periods

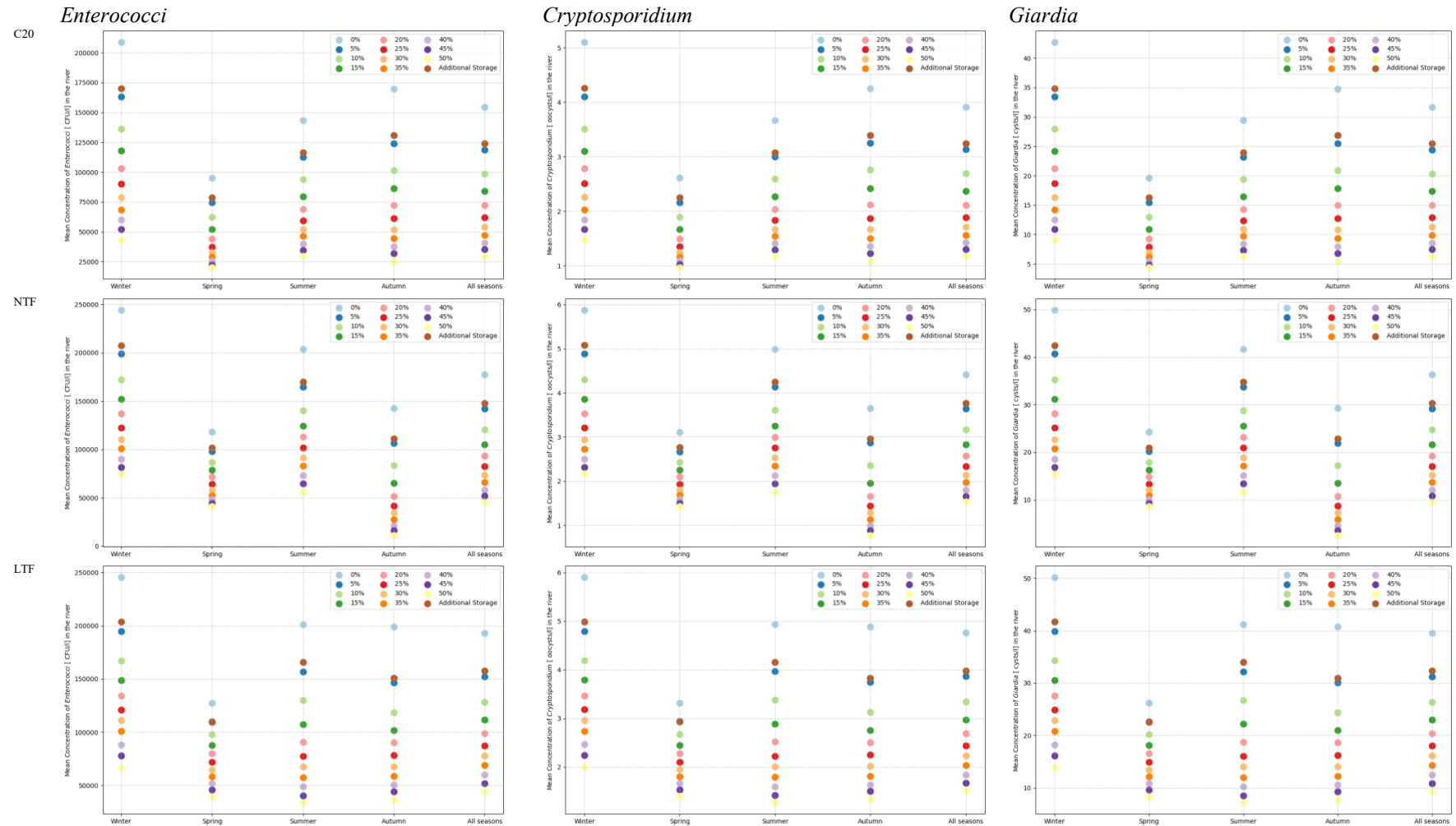


Figure D4-1.: Mean concentration of Enterococci [CFU/l], Cryptosporidium [oocysts/l] and Giardia [cysts/l] for the three considered climate scenario per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF periods (suite)

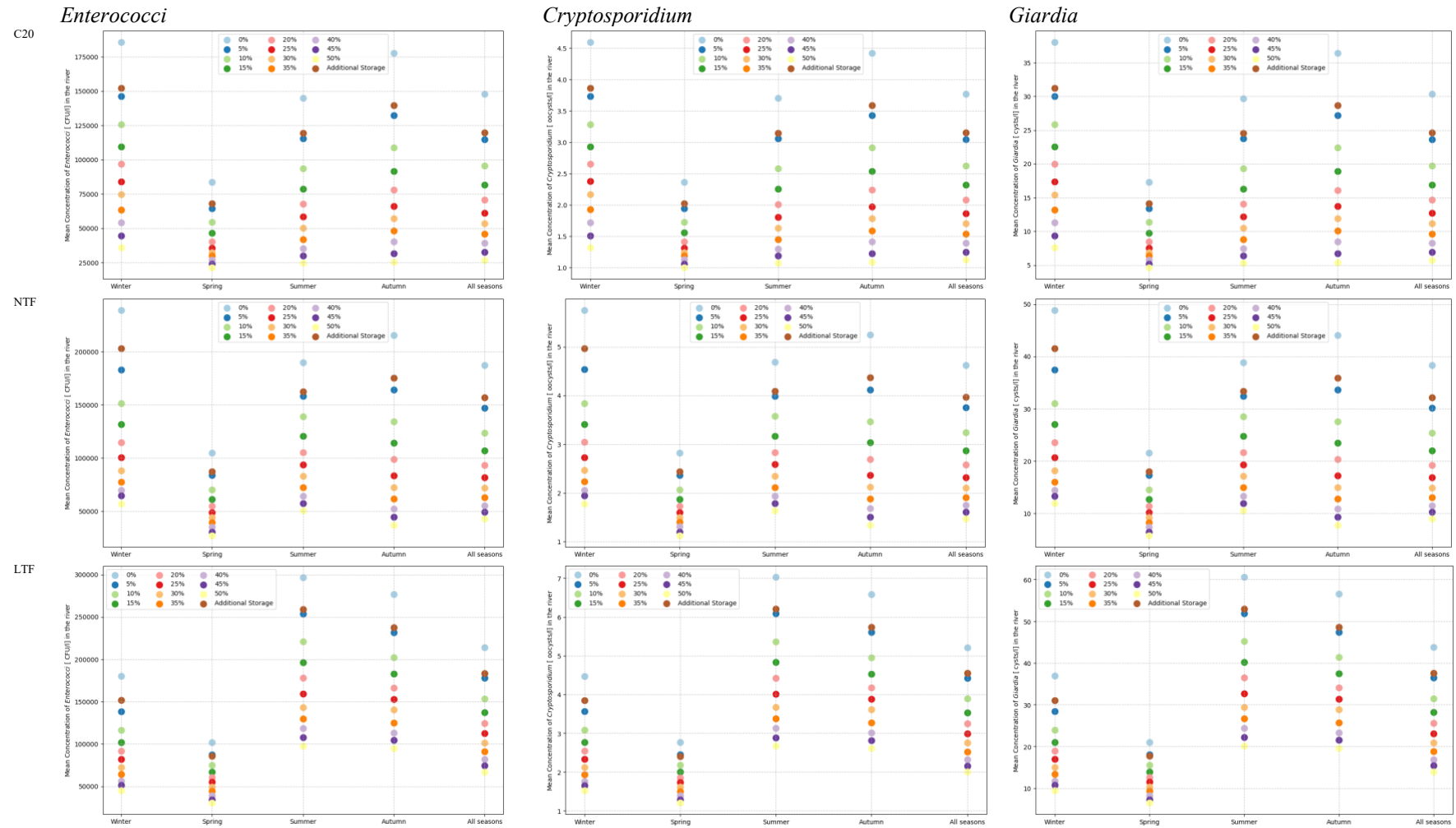


Figure D4-1.: Mean concentration of Enterococci [CFU/l], Cryptosporidium [oocysts/l] and Giardia [cysts/l] for the three considered climate scenario per season. The mean concentration in river water is calculated over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF periods (suite)

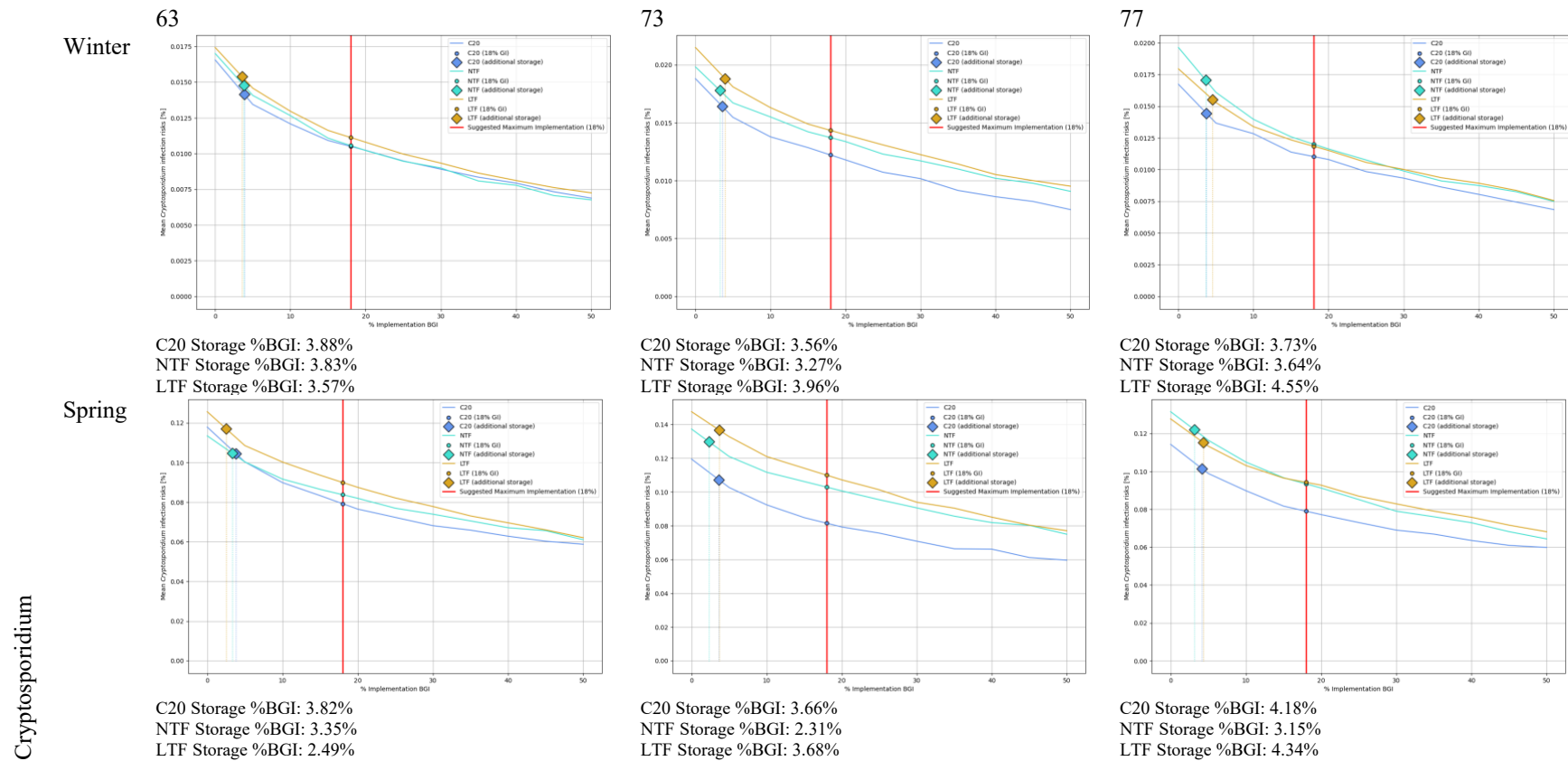
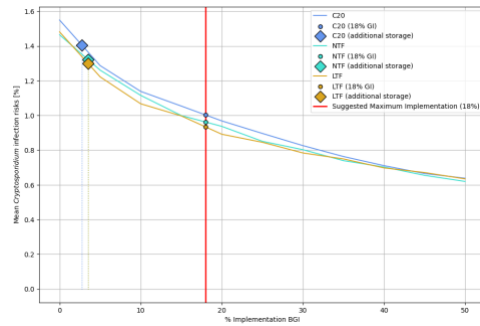
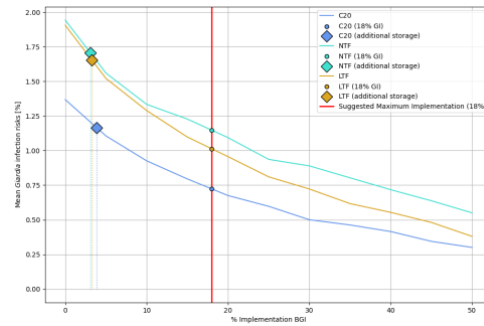


Figure D4-2 : Mean Cryptosporidium and Giardia infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation

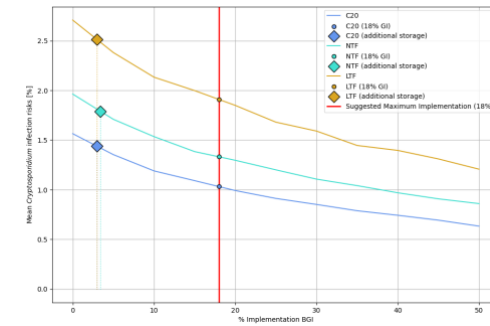
Summer



C20 Storage %BGI: 2.75
NTF Storage %BGI: 3.51
LTF Storage %BGI: 3.49

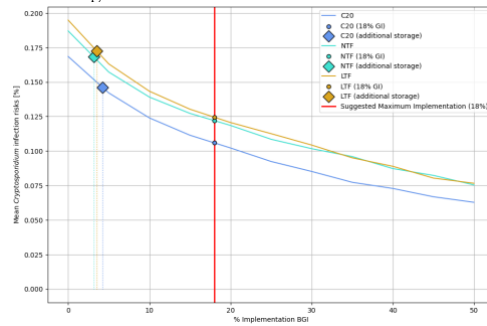


C20 Storage %BGI: 3.88%
NTF Storage %BGI: 3.08%
LTF Storage %BGI: 3.27%

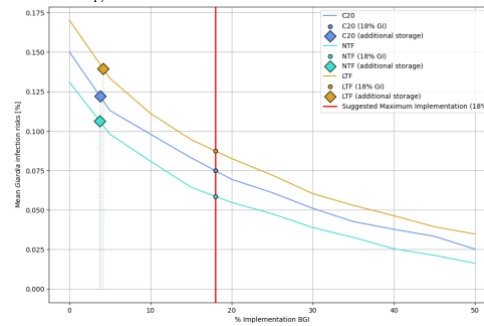


C20 Storage %BGI: 2.99%
NTF Storage %BGI: 3.41%
LTF Storage %BGI: 2.95%

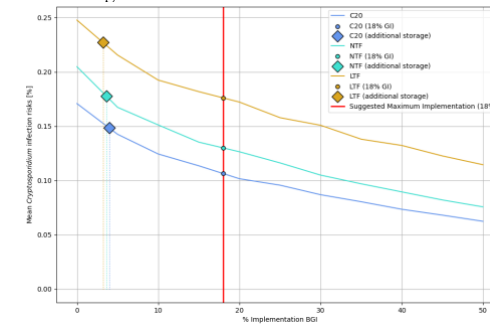
Autumn



C20 Storage %BGI: 4.26%
NTF Storage %BGI: 3.15%
LTF Storage %BGI: 3.51%



C20 Storage %BGI: 3.77%
NTF Storage %BGI: 3.75%
LTF Storage %BGI: 4.18%



C20 Storage %BGI: 3.96%
NTF Storage %BGI: 3.64%
LTF Storage %BGI: 3.19%

Figure D4-2 : Mean Cryptosporidium and Giardia infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation (suite)

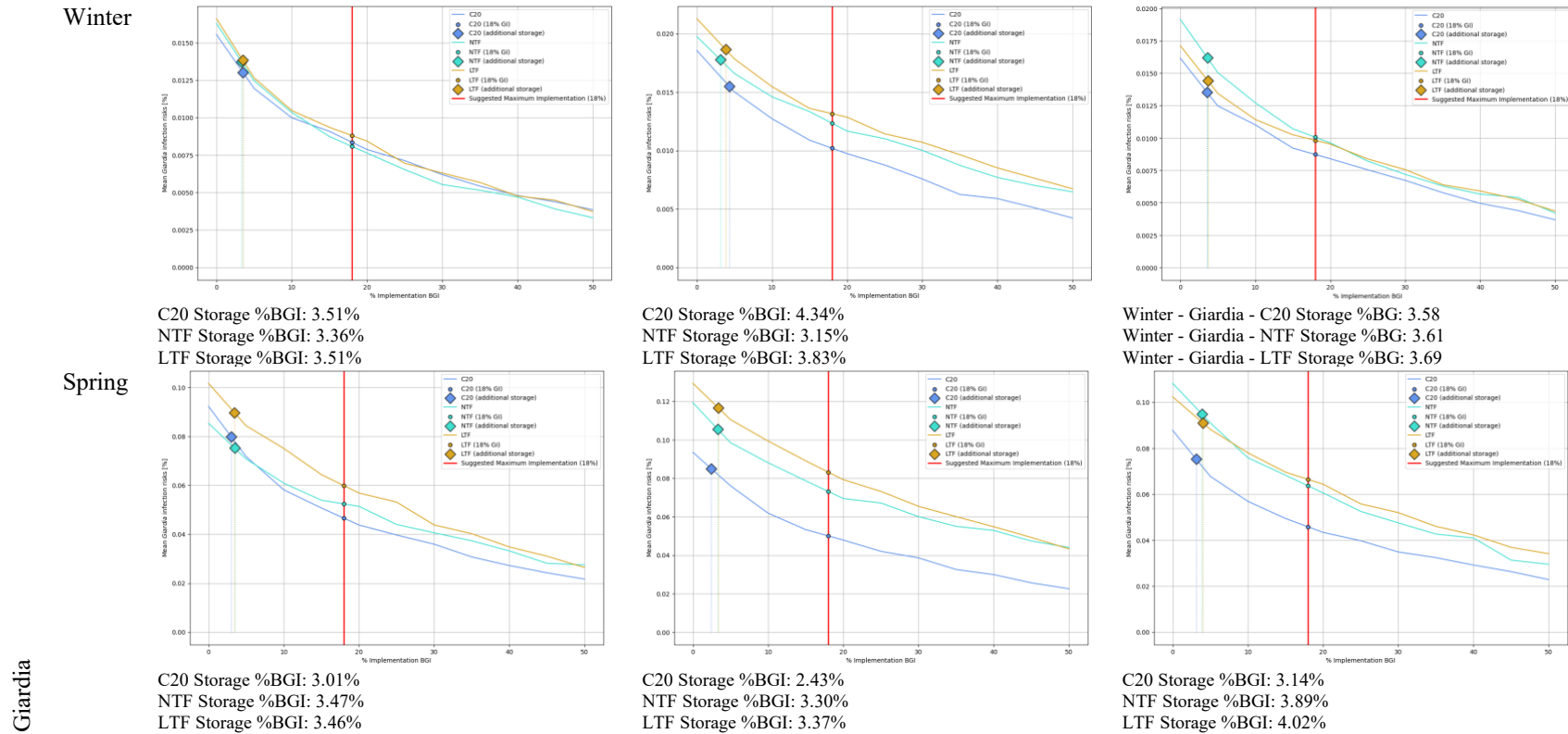
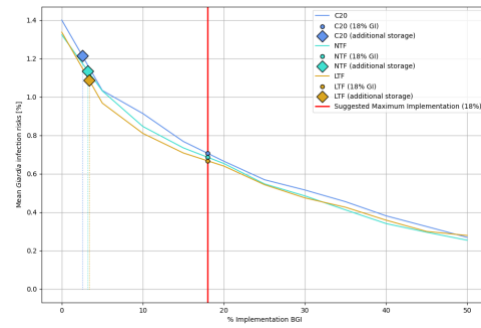
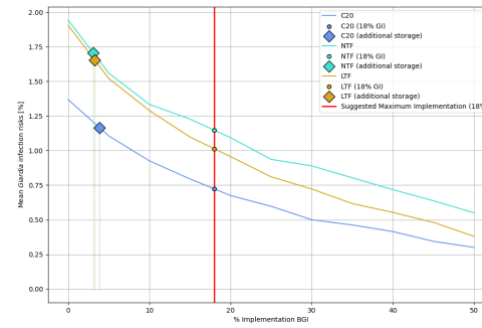


Figure D4-2 : Mean Cryptosporidium and Giardia infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation (suite)

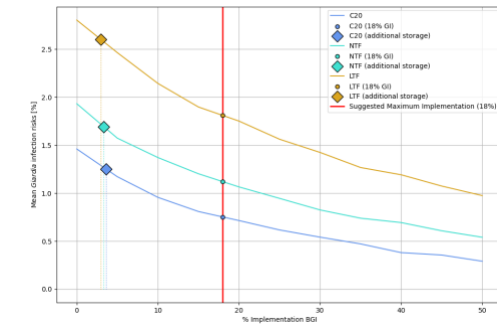
Summer



C20 Storage %BGI: 2.54%
 NTF Storage %BGI: 3.21%
 LTF Storage %BGI: 3.39%

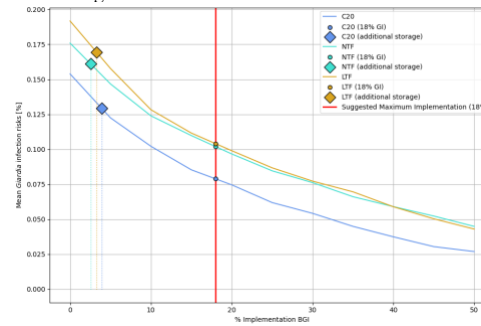


C20 Storage %BGI: 3.88%
 NTF Storage %BGI: 3.08%
 LTF Storage %BGI: 3.27%

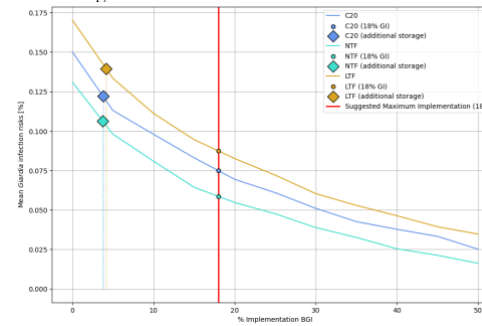


C20 Storage %BGI: 3.61%
 NTF Storage %BGI: 3.33%
 LTF Storage %BGI: 2.96%

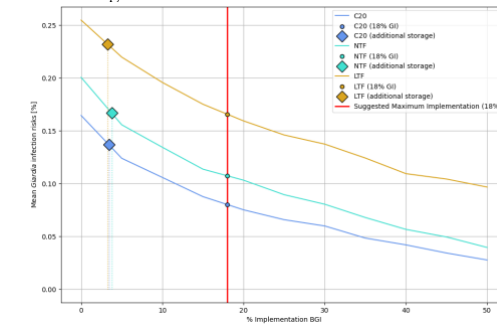
Autumn



C20 Storage %BGI: 3.93%
 NTF Storage %BGI: 2.54%
 LTF Storage %BGI: 3.28%

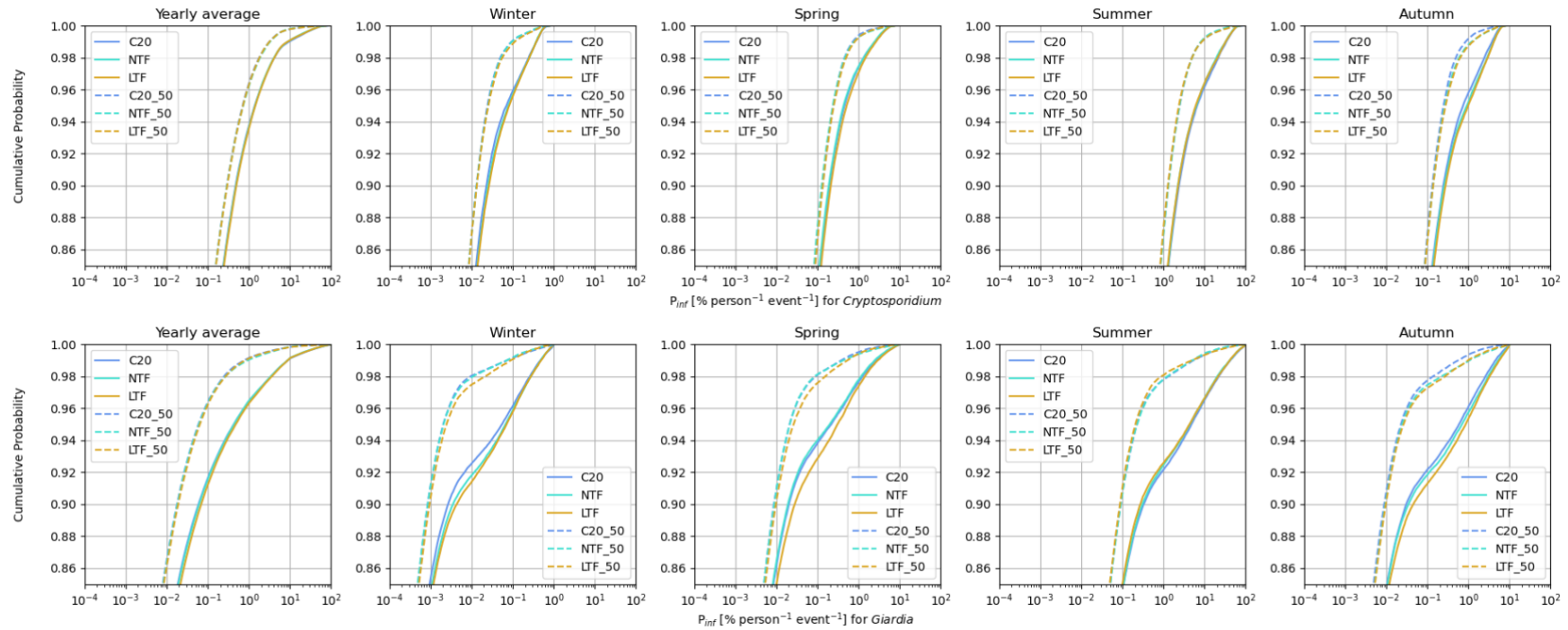


C20 Storage %BGI: 3.77%
 NTF Storage %BGI: 3.75%
 LTF Storage %BGI: 4.18%



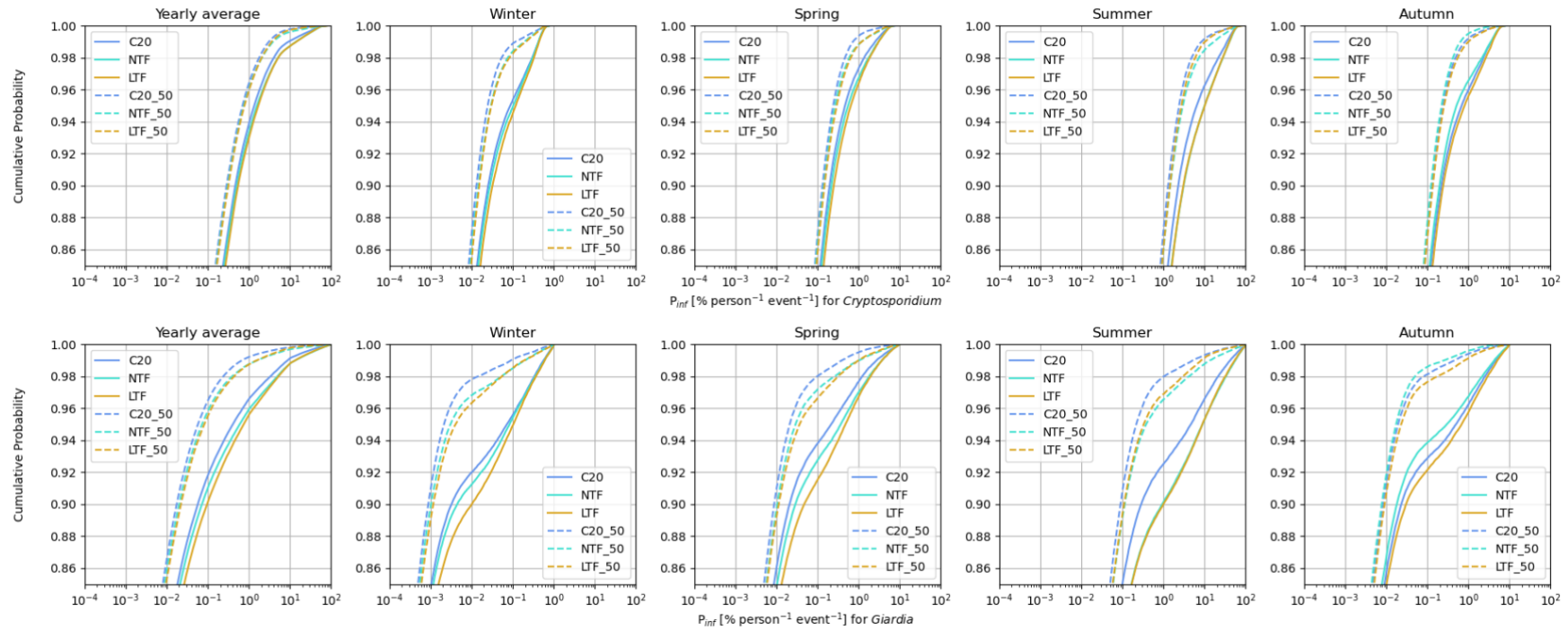
C20 Storage %BGI: 3.43%
 NTF Storage %BGI: 3.77%
 LTF Storage %BGI: 3.28%

Figure D4-2 : Mean Cryptosporidium and Giardia infection risks [%] per person and exposure event during recreational use of river water calculated over 30 years of simulation time for the C20, NTF and LTF periods as function of BGI implementation (continuous lines). Diamonds represent the probability of infection when additional storage is added, as well as the percentage of green infrastructure required to achieve the same reduction in infection risk. Red line and dots represent the maximum suggested implementation (suite)



63

Figure D4-3. Cumulative probability distributions of the upper percentile infection risks [% per person and exposure event] for *Cryptosporidium* and *Giardia* during recreational use in the river downstream of sewage emissions from CSOs over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF for the three considered climate scenario (full lines: no BGI, dotted lines: 50% BGI implementation)



73

Figure D4-3. Cumulative probability distributions of the upper percentile infection risks [% per person and exposure event] for *Cryptosporidium* and *Giardia* during recreational use in the river downstream of sewage emissions from CSOs over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF for the three considered climate scenario (full lines: no BGI, dotted lines: 50% BGI implementation) (suite)

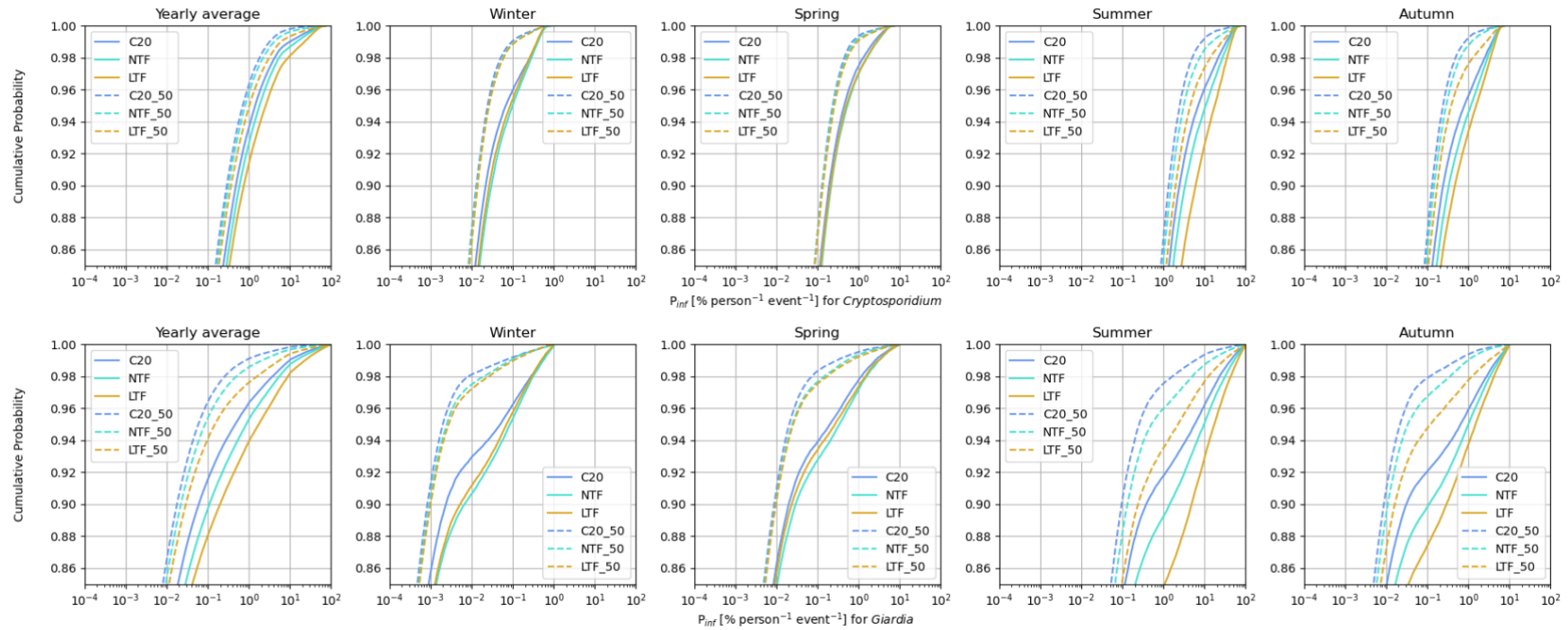
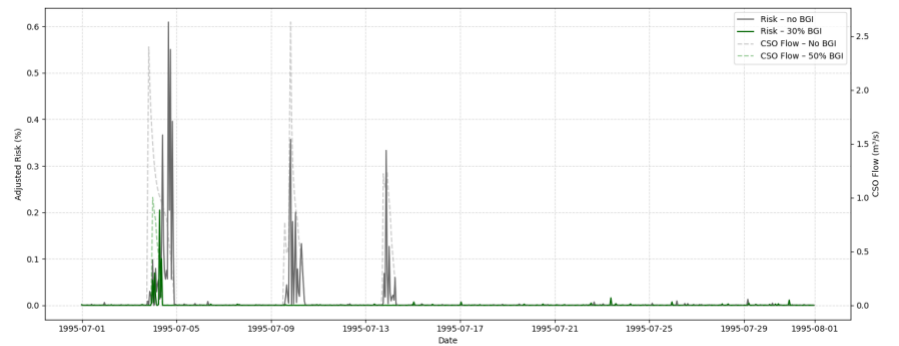


Figure D4-3. Cumulative probability distributions of the upper percentile infection risks [% per person and exposure event] for *Cryptosporidium* and *Giardia* during recreational use in the river downstream of sewage emissions from CSOs over 30 years of simulation time for C20, NTF and LTF for the three considered climate scenario (full lines: no BGI, dotted lines: 50% BGI implementation) (suite)

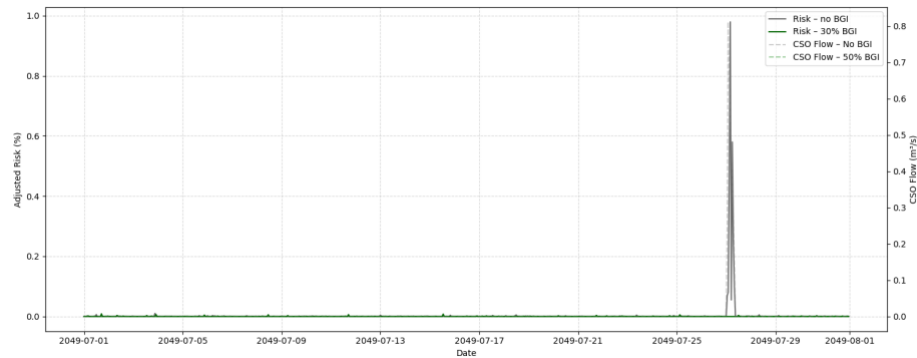
D5 Additional results – Time series

For these results, we decided to show the risk of infection and the CSO flow for one summer for each planning horizon. For each planning horizon, we selected a representative month of July based on the data without BGI. The median is based on the adjusted risk during CSO events, and then we extracted the month of July for this year since it is one of the hottest months and people are more likely to swim during this period. We selected the C73 climate scenarios and *Giardia* to generate those results.

C20
(1995)



NTF
(2049)



LTF
(2075)

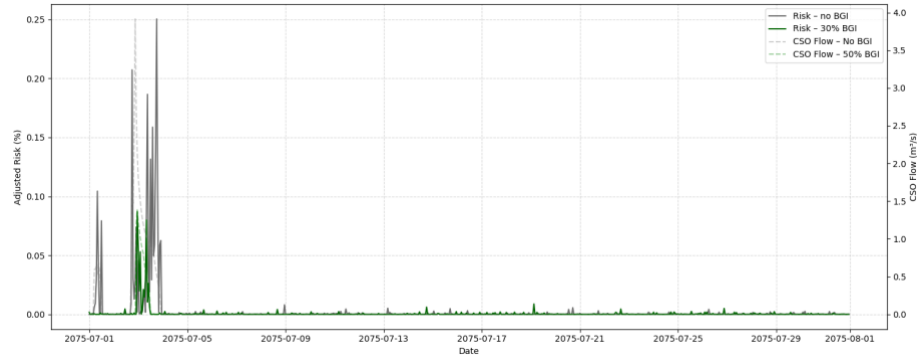


Figure D5-1: Risk of infection for *Giardia* for a representative month of July for each planning horizon for the climate scenario C73.

Figure D5-1 shows that the risk of infection and the CSO flow reducing with the implementation of BGI. We can also observe that the increase in infection risk does not happen immediately after a CSO event. There is a brief delay between the CSO event and the increase of risk suggesting the risk can remain high even when after the CSO event has ended.