POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Analyse des vulnérabilités des prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles (Québec) aux étiages estivaux en contexte de changements globaux par une approche ascendante

BAPTISTE LEVEQUE

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Avril 2020

© Baptiste Leveque, 2020.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

Analyse des vulnérabilités des prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles (Québec) aux étiages estivaux en contexte de changements globaux par une approche ascendante

Présenté par **Baptiste LEVEQUE**

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

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

Michèle PRÉVOST, présidente
Françoise BICHAI, membre et directrice de recherche
Sarah DORNER, membre et codirectrice de recherche
Raphaël GOULET, membre externe

DÉDICACE

« C'est une triste chose de songer que la nature parle et que le genre humain n'écoute pas. »

Victor Hugo

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j'exprime ma profonde gratitude à ma directrice, Françoise Bichai, pour la confiance qu'elle m'a accordée, son soutien moral, financier et technique. Je la remercie infiniment du temps qu'elle m'a consacré et de m'avoir offert cette éducation dans un champ d'expertise, qui, malheureusement, n'aurait jamais dû voir le jour.

J'exprime également mes sincères remerciements à ma codirectrice, Sarah Dorner, de m'avoir donné l'opportunité de participer à ce projet, outre de m'avoir soutenu techniquement et partagé une partie de sa grande expertise à travers son enseignement à Polytechnique Montréal.

Je voudrais aussi exprimer ma profonde reconnaissance à Albert Irakiza Shyaka et Mouhamed Ndong, chercheur au Canadian Rivers Institute, pour leurs travaux remarquables et le temps qu'ils m'ont accordé pour m'aider à finaliser ce projet dans le temps imparti.

Je désire également remercier Raja Kammoun pour son soutien moral, sa très grande serviabilité et sa collaboration dans la collecte des données, ainsi qu'à toute l'équipe de la Chaire en eau potable de Polytechnique Montréal, en particulier à Jean-Baptiste Burnet pour le transfert des connaissances sur ce projet.

Je tiens aussi à remercier Jonathan Jalbert, professeur au département de mathématiques et de génie industriel à Polytechnique Montréal, pour son expertise si précieuse, sa serviabilité et sa gentillesse.

J'exprime également toute ma gratitude à Émile Sylvestre, qui m'a transmis son savoir, son ingéniosité et consacré du temps, alors même qu'il est en train de finaliser un doctorat remarquable, de longue haleine.

Je souhaite également remercier toutes les personnes que j'ai pu côtoyer pendant ces travaux de recherche, en particulier Faezeh Absalandogaheh, Andréa Mellado, Sarra Besbes et Lena Szymoniak, de leur gentillesse, soutien, et bonne humeur.

Enfin, je n'oublie pas d'exprimer tout mon amour à ma famille et mes chers amis. Merci à toi, David Jack, de ton soutien au quotidien. Aucun mot ne parvient à décrire ta si grande gentillesse. Merci à vous, grands-parents, des valeurs que vous m'avez inculquées, si nécessaires pour ces travaux. Merci à vous, parents, de m'offrir cette éducation (et les pizzas), de croire en moi et de me supporter, même dans mes moments les plus difficiles.

RÉSUMÉ

En perturbant le climat, l'Homme menace son propre écosystème, incluant les systèmes vitaux comme les eaux de surface, sources d'eau potable pour environ 70% de la population québécoise. Les prises d'eau potable (PEP), premier maillon dans la chaine d'approvisionnement en eau potable, subissent tout particulièrement les pressions induites par les changements globaux (changements climatiques et urbanisation), en faisant face à des menaces d'ordre quantitatif (disponibilité des eaux de surface) et qualitatif (contamination chimique et microbiologique). Au Québec, malgré l'abondance des ressources en eau, le risque de pénurie d'eau demeure présent, comme l'ont prouvé les étiages critiques observés au début du XXIème siècle, en particulier dans le sud de la province. La croissance démographique et l'anthropisation des territoires ont aussi été responsables d'une dégradation à long terme de la qualité des eaux de surface, menaçant la vie aquatique et la santé des populations. Conscient de la vulnérabilité actuelle des eaux de surface québécoises à ces types de menaces, le gouvernement du Québec a récemment exigé aux municipalités québécoises de transmettre un rapport d'analyse des vulnérabilités de leurs sources d'approvisionnement en eau potable, d'ici le 1er avril 2021 pour les sources de catégorie 1, comme la rivière des Mille Îles, qui a servi de cas d'étude pour ces travaux de recherche. Un Guide d'analyse des vulnérabilités a été élaboré par le gouvernement afin d'aider les municipalités à accomplir ces exigences dans le délai imparti. Néanmoins, le Guide manque à introduire une méthodologie permettant l'évaluation des impacts des changements climatiques sur les indicateurs de vulnérabilité retenus pour les eaux de surface.

L'objectif de ces travaux était de proposer une méthode permettant d'analyser la vulnérabilité des PEP en contexte de changements globaux, d'une part, au risque d'insuffisance en eau, et d'autre part, au risque de contamination microbiologique, évalué à partir de l'indicateur *Escherichia coli* (*E. coli*). La méthodologie a été appliquée aux PEP du bassin versant de la rivière des Mille Îles, notamment sujet aux problèmes de contamination microbiologique et d'approvisionnement en eau potable.

Dans un premier temps, la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau en période estivale (1er juin-31 octobre) a été évaluée par une approche ascendante, à partir d'un indicateur construit sur la base de deux sous-indices. L'un évalue la vulnérabilité de la PEP au risque d'avoir un niveau d'étiage inférieur à la hauteur d'eau critique de la PEP. L'autre indice évalue la vulnérabilité de la

PEP au risque de ne pas satisfaire à la demande en eau exigée à l'usine de production d'eau potable. Ainsi, le premier indice permet de prendre en considération les pressions hydroclimatiques (changements du régime hydrique en période estivale), tandis que le second indice permet de prendre en considération les pressions anthropiques (changements des patrons de demande en eau). Ces sous-indices varient de 0 à 1, où 1 représente une PEP vulnérable. L'indice global a été élaboré en agrégeant ces sous-indices à partir de l'opérateur « add-max », utile pour pénaliser les vulnérabilités élevées sur les sous-indices, sans toutefois tomber dans le biais de pessimisme. Les résultats montrent que la vulnérabilité des PEP de la rivière des Mille Îles au risque de pénurie d'eau est davantage accentuée par les changements anthropiques que climatiques, ce qui vient corroborer avec plusieurs études effectuées à différents endroits du monde, incluant le Canada. Une matrice des vulnérabilités a ensuite été proposée afin d'inclure également les risques sur l'approvisionnement en eau potable induits par le frasil et les moules zébrées, tous deux amenés à changer en contexte de changement climatique. Néanmoins, ces indices ne sont pas garants d'une représentation fidèle de la réalité, car les activités agricoles et industrielles n'ont pas été considérées, alors qu'elles prélèvent d'importants volumes d'eau à l'échelle annuelle, et plus spécifiquement en période estivale. Aussi, les hauteurs critiques des PEP utilisées pour ces travaux sont incertaines et susceptibles de varier dans le temps, suite à l'usure des matériaux. Des travaux complémentaires permettraient d'ajuster l'indice global de vulnérabilité à la pénurie d'eau, puis de le tester à plus grande échelle, notamment sur des PEP québécoises qui se sont avérées vulnérables à la pénurie d'eau.

Dans un second temps, la vulnérabilité des PEP à la contamination microbiologique par les surverses a été évaluée à partir d'une approche ascendante, c'est-à-dire en contrôlant directement les valeurs des facteurs de risque. Relativement à la contamination microbiologique sur la rivière des Mille Îles, les variables explicatives majeures sont supposées être le nombre de surverses simultanées, les durées des surverses, leur débit et concentration en *E. coli*, ainsi que le débit du cours d'eau en période d'étiage estival. D'autres facteurs influençant la vulnérabilité des PEP à la contamination microbiologique pourraient être étudiés, comme la fréquence des surverses sur la période estivale (1er juin-31 octobre). L'évaluation s'est faite en étudiant des scénarios extrêmes, le but étant de tester l'application de la méthode sur un faible nombre de scénarios. Les concentrations en *E. coli* des surverses ont été générées stochastiquement, sur la base de différents facteurs de pointe (FP_c=1, 10, 100), tandis que les hydrogrammes des surverses ont été élaborés de

façon déterministe, en appliquant différent facteurs de réduction sur le débit maximum possible à l'ouvrage de surverse (FP_q=1, 0.8, 0.5, 0.3). Différentes durées totales (T=90, 300, 690, 990 min) et débits d'étiage (Q=11, 110, 207 m^3/s) ont été considérés. Utilisés comme intrants dans un modèle hydrodynamique 3D couplé qualité, l'impact des surverses sur la contamination en *E. coli* à la PEP a pu être étudié, incluant la notion de panache. L'analyse des simulations a été faite sur une seule PEP dont l'aire de protection intermédiaire inclut 33 ouvrages de surverse. Les ouvrages de surverse supposés simultanément actifs sont ceux situés le plus près de la PEP. Les scénarios étudiés correspondent à 33, 20 et 10 ouvrages de surverse conjointement actifs. Les résultats montrent que vis-à-vis de la concentration maximale d'*E. coli* au site de prélèvement, la PEP étudiée est davantage vulnérable à l'augmentation de la durée des surverses et des concentrations d'*E. coli*, qu'à l'augmentation des débits de pointe des surverses. Le nombre de surverses simultanées influencent significativement la concentration moyenne et le 95ème percentile d'*E. coli*, d'autant plus que la durée et la concentration d'*E. coli* des surverses augmentent. La première pointe de concentration d'*E. coli*, qui est la plus élevée, est induite par les ouvrages de surverse les plus proches de la PEP. Lors des débits estivaux élevés, une seconde pointe apparaît, avec une amplitude d'autant plus importante que le nombre d'ouvrages de surverse simultanément actifs, la concentration d'*E. coli* et la durée des surverses augmentent. Les débits d'étiage extrêmes accentuent significativement la concentration moyenne et le 95ème percentile, mais le premier pic d'*E. coli* diminue et la seconde pointe d'*E. coli* disparaît en raison d'une augmentation du temps d'inactivation due à la réduction de la vitesse d'écoulement de la rivière. En climat futur, la diminution projetée des débits d'étiage estival amplifiera le risque annuel en santé publique, qui dépend principalement des concentrations moyennes d'*E. coli* pour les rivières urbaines. Au final, l'approche proposée arrive à modéliser des concentrations réalistes d'*E. coli* à la PEP, mais les résultats mériteraient d'être validés par des travaux d'échantillonnage en rivière. De même, une meilleure connaissance des seuils de débordement aux ouvrages de surverse permettrait d'accroitre la robustesse de la méthode, qui s'intègre facilement à la modélisation hydroclimatique, donc au contexte des changements globaux. Cette méthode pourrait aisément s'étendre à d'autres PEP situées sur des rivières où un modèle hydrodynamique 2D ou 3D a été conçu. De même, elle a le potentiel de s'appliquer à d'autres contaminants inclus dans le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*.

L'ensemble de ces travaux pourraient être exploités par le gouvernement du Québec afin d'améliorer les méthodes du présent Guide en tenant compte du contexte des changements globaux. La simplicité de la méthode d'évaluation semi-quantitative du risque de pénurie d'eau permet son utilisation à l'ensemble des municipalités québécoises, mais ses perspectives de développement sont importantes, notamment en exploitant les résultats des projections hydroclimatiques. Il est certain que la méthode d'analyse du risque de contamination microbiologique est plus complexe, puisqu'elle requière l'utilisation d'un modèle hydrodynamique couplé qualité. Toutefois, face à la complexité des processus sur le transport et la survie des contaminants en rivière, de tels outils s'avèrent indispensables pour identifier les causes des fortes concentrations aux PEP, et proposer les bonnes stratégies d'adaptation et d'atténuation aux changements globaux. Les rivières ne disposant pas encore de modèle hydrodynamique pourraient s'appuyer sur les résultats des simulations faites sur les autres rivières québécoises, à condition d'avoir une géomorphologie de la rivière et un régime hydrique semblables.

ABSTRACT

By disrupting the climate, man threatens his own ecosystem, including vital systems, such as surface water and sources of drinking water for about 70% of Quebec's population. Drinking water intakes (DWIs), the first link in the drinking water supply chain, are particularly under pressure from global changes (climate change and urbanization), as they are faced with quantitative threats (availability of surface water) and qualitative threats (chemical and microbial contamination). In Quebec, despite the abundance of water resources, the risk of water scarcity remains, as evidenced by critical low flows at the beginning of the 21st century, particularly in the southern part of the province. Population growth and the anthropization of the territories have also been responsible for a long-term degradation of surface water quality, threatening aquatic life and public health. Aware of the current vulnerability of Quebec surface water to these types of threats, the Quebec government recently required Quebec municipalities to perform a vulnerability analysis of their drinking water sources by April 1, 2021 for Category 1 sources, such as the Mille Îles River, which served as a case study for this research. A vulnerability assessment guide for Quebec drinking water sources has been developed by the government to help municipalities meet these requirements within the deadline. Nevertheless, the Guide does not introduce a methodology for assessing the impacts of climate change on the vulnerability indicators selected for surface water.

The objective of this research was to propose a method to analyze the vulnerability of DWIs in the context of global changes, by both looking at the risk of water shortage, and at the risk of microbial contamination, assessed from the *Escherichia coli* (*E. coli*) indicator. The methodology has been applied to DWIs located in the Mille Îles River watershed, which is subject to microbial contamination and drinking water supply problems.

Initially, the vulnerability of DWIs to the risk of water shortage in the summer period (1 June-31 October) was assessed by a bottom-up approach, based on an indicator depend on two sub-indexes. One assesses the vulnerability of DWI to the risk of having a level below the critical water height of the DWI. The other index assesses the vulnerability of DWI to the risk of not meeting the demand for water required at the drinking water plant. Thus, the first index allows to take into account hydroclimatic pressures (changes in the water regime in the summer period), while the second index allows to take into account anthropogenic pressures (changes in patterns demand for drinking water). These sub-indexes range from 0 to 1, where 1 represents a vulnerable DWI. The global

index was developed by aggregating these sub-indexes from the "add-max" operator, useful for penalizing high vulnerabilities on sub-indexes, but without falling into pessimism bias. The results show that the vulnerability of Mille Îles River DWIs to the risk of water scarcity is more exacerbated by anthropogenic than climatic changes, which corroborates several studies conducted at different locations in the world, including Canada. A vulnerability matrix was then proposed to also include risks to drinking water supplies induced by frazil and zebra mussels, both of which change in the context of climate change. Nevertheless, these indices do not guarantee a true representation of reality, as agricultural and industrial activities have not been considered, while they take large volumes of water at the annual scale, and more specifically in summer. Also, the critical heights of the DWIs used for this research are uncertain and likely to vary over time, as a result of material wear. Further research would adjust the overall water scarcity index, and then, test it on a larger scale, particularly on Quebec DWIs that have proven vulnerable to water scarcity.

Second, the vulnerability of DWIs to microbial contamination by overflows was assessed from a bottom-up approach, i.e. by directly controlling the values of risk factors. In relation to microbial contamination of the Mille Îles River, the major explanatory variables are assumed to be the number of simultaneous overflows, the durations of the overflows, their flow and concentration of *E. coli*, as well as the river flow during the summer low flows. Other factors influencing the vulnerability of DWIs to microbial contamination could be studied, such as the frequency of overflows over the summer period (June 1-October 31). The evaluation was done by studying extreme scenarios, with the aim of testing the application of the method on a small number of scenarios. *E. coli* concentration of the overflows were generated stochastically, based on various peak factors (FP_c=1, 10, 100), while the overflow hydrograms were developed in a deterministic manner, by applying different reduction factors to the maximum possible flow to the overflow structure (FP_q=1, 0.8, 0.5, 0.3). Different total durations (T=90, 300, 690, 990 min) and low flows (Q=11, 110, 207 m^3/s) were considered. Used as inputs in a 3D quality-coupled hydrodynamic model, the impact of overflows on *E. coli* contamination at the DWI has been studied, including the concept of plume. The simulation analysis was carried out on a single DWI whose intermediate protection area includes 33 overflow structures. The overflow structures which are supposed simultaneously active are those closest to the DWI. The scenarios studied correspond to 33, 20 and 10 jointly active overflow structures. The results show that with respect to the maximum concentration of *E. coli* at the DWI, the DWI studied is more vulnerable to increased duration of

overflows and *E. coli* concentrations than to increased peak overflows. The number of simultaneous overflows significantly influence the mean concentration and the 95th percentile of *E. coli*, especially as the duration and concentration of *E. coli* in overflows increase. The first highest *E. coli* concentration is induced by the overflow structures closest to the DWI. During high summer low flows, a second peak appears, with an amplitude all the more important as the number of simultaneously active overflows, the concentration of *E. coli* and the duration of the overflows increase. Extreme low flows significantly increase the average concentration and the 95th percentile, but the first peak of *E. coli* decreases and the second peak of *E. coli* disappears due to an increase in inactivation time due to the reduction of the river flow velocity. In the future climate, the projected decrease in summer flow will increase the annual risk to public health, which depends mainly on average *E. coli* concentrations for urban rivers. In the end, the proposed approach manages to model realistic concentrations of *E. coli* at DWIs, but the results deserve to be validated by *E. coli* sampling in river. Similarly, a better understanding of overflow thresholds would increase the robustness of the method, which is easily integrated with hydroclimatic modeling, thus in the context of global changes. This method could easily be extended to other DWIs located in rivers where a 2D or 3D hydrodynamic model has been designed. Similarly, it has the potential to apply to other contaminants included in the *vulnerability assessment guide for Quebec drinking water sources*.

This research could be used by the Quebec government to improve the methods of this Guide, taking into account the context of global change. The simplicity of the semi-quantitative assessment method of water scarcity risk makes it accessible to all Quebec municipalities, and its development prospects are important, notably by exploiting the results of hydroclimatic projections. It is certain that the method of analyzing the risk of microbial contamination is more complex, since it requires the use of a quality-coupled hydrodynamic model. However, given the complexity of processes on transporting and surviving contaminants in rivers, such tools are essential to identify the causes of high concentrations at the DWIs, and to propose adaptation and mitigation strategies which are efficient to counter the impacts of global changes. Rivers that do not yet have a hydrodynamic model could rely on the results of simulations on other Quebec rivers, provided they have a similar river geomorphology and water regime.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT IX

TABLE DES MATIÈRES XII

LISTE DES TABLEAUX XVI

LISTE DES FIGURES XIX

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXIII

LISTE DES ANNEXES XXVI

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Mise en contexte 1

1.2 Objectifs de recherche 4

1.3 Méthodologie générale 4

1.4 Structure du document 5

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 7

2.1 Réglementations québécoise sur la qualité de l'eau potable distribuée et sur la protection des sources d'eau potable 7

2.2 La vulnérabilité des prises d'eau de surface et de leurs sources 9

2.2.1 La notion de risque pour les prises d'eau de surface 9

2.2.2 La notion d'aléa 10

2.2.3 La notion de vulnérabilité : point de départ de l'adaptation aux changements climatiques 11

2.3 La contamination microbiologique des eaux de surface 12

2.3.1 La bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*) comme indicateur de contamination fécale 13

2.3.2 Sources potentielles d'*E. coli* sur les territoires urbains et agricoles 15

2.4 Processus de transport-dispersion et survie de la bactérie *E. coli* et sa modélisation 18

2.5 Modélisation de la qualité microbiologique des eaux de surface en contexte de changements globaux et son intérêt dans l'adaptation 20

2.5.1 La modélisation bayésienne 21

2.5.2 Les modèles hydrodynamiques 22

2.5.3 Les modèles hydrodynamiques dans les études d'impacts des changements climatiques 23

2.6 Les étiages : la vulnérabilité du sud du Québec à ce type de risque 24

2.6.1 Définition de l'étiage et ses caractéristiques 24

2.6.2 Formation des étiages : processus naturels et impacts anthropiques 26

2.6.3 Étiages historiques : facteurs d'influence identifiés et solutions apportées 34

2.6.4 La modélisation des faibles débits des rivières et les indicateurs d'étiage utilisés 37

2.7 Les impacts des changements climatiques sur les prises d'eau potable.....43

2.7.1 Tendances et projections établies sur les variables climatiques aux échelles annuelle, saisonnière et mensuelle 44

2.7.2 Impacts des changements climatiques sur l'hydrogéologie des bassins versants ..53

2.8 Les changements climatiques dans les analyses de vulnérabilité 64

2.8.1 Le besoin simultané des analyses des vulnérabilités initiales, futures (avant adaptation) et finales (après adaptation).....64

2.8.2 Les incertitudes de la modélisation hydroclimatique.....67

2.8.3 L'approche descendante et ses limites à soutenir des prises de décision en contexte de profonde incertitude.....69

2.8.4 L'approche « Decision Scaling » : une prise de décision robuste en matière de planification et d'adaptation aux changements climatiques dans un contexte de profonde incertitude.....73

2.9 Les études de vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable 89

2.9.1 Études de vulnérabilité orientées sur l'aspect quantitatif 89

2.9.2 Études de vulnérabilité orientées sur l'aspect qualitatif 98

CHAPITRE 3 PRÉSENTATION DU BASSIN VERSANT 102

3.1 Localisation et caractéristiques du bassin versant de la rivière des Mille Îles 102

3.1.1 Localisation 102

3.1.2 Rôle du bassin versant des Outaouais 103

3.1.3 Régime hydrique de la rivière des Mille Îles 104

3.2 Prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles 106

3.3 Occupation du sol et pressions anthropiques 107

3.3.1 Utilisation du sol sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles 107

3.3.2 Pressions du milieu urbain 110

3.3.3 Pressions du milieu agricole 120

3.3.4 Pressions du milieu industriel 123

3.3.5 Autres usages et prélèvements d'eau du bassin versant de la rivière des Mille Îles : le secteur récréotouristique 124

3.4 Climat actuel et projeté 125

3.5 Démographie actuelle et projetée 131

3.5.1 Démographie actuelle 131

3.5.2 Démographie projetée 133

CHAPITRE 4 ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ FACE AU RISQUE DE PÉNURIE D'EAU 135

4.1 Contexte et objectif 135

4.2 Évaluation de la vulnérabilité de la prise d'eau potable au risque de pénurie d'eau ... 136

4.2.1 Méthodologie 136

4.2.2 Étape 1 : identification des caractéristiques des PEP, des municipalités et populations dépendantes 137

4.2.3 Étape 2 : calcul des statistiques d'étiage aux PEP 139

4.2.4 Étape 3 : projections des changements anthropiques et climatiques affectant les prélèvements d'eau et les niveaux d'eau de la rivière des Mille Îles 149

4.2.5 Étape 4 : évaluation de la vulnérabilité des PEP à la pénurie d'eau 154

4.3 Discussion des résultats 163

CHAPITRE 5 ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ FACE AU RISQUE DE CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE 168

5.1 Contexte et objectif 168

5.2 Évaluation de la vulnérabilité de la PEP au risque de contamination microbiologique (*E. coli*) 169

5.2.1 Site de l'étude 169

5.2.2 Méthodologie 170

5.2.3 Résultats et analyse 180

5.2.4 Discussion des résultats 188

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 192

BIBLIOGRAPHIE 196

ANNEXES 221

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Résumé des perturbations anthropiques majeures et leurs conséquences sur les processus naturels dans la formation des étiages et le bilan hydrique 31

Tableau 2-2 : Indicateurs hydrologiques d'étiage utilisés au Québec relatifs à différents usages de l'eau, adapté de Cloutier et al. (2007).....38

Tableau 2-3 : Sources, provenance et méthodes de réduction des incertitudes 67

Tableau 3-1 : Quantité d'eau journalière distribuée par habitant et pertes d'eau potentielles pour l'année 2016 pour chaque municipalité. Sources : (Statistique Canada, 2017; MAMH, 2018) 111

Tableau 3-2 : Nombre d'ouvrages de surverse associé au réseau d'égouts alimentant chaque station d'épuration, date de mise en service de ces stations, ainsi que leur débit moyen de conception et ceux enregistrés pour les années 2000, 2005, 2013 à l'effluent. Adapté de Brouillette (2007) 114

Tableau 3-3 : Teneurs médianes en coliformes fécaux mesurée sur la période 2000-2005 sur les rives nord et de Laval et au centre de la rivière des Mille Îles selon les conditions météorologiques. Adapté de Brouillette (2007) 116

Tableau 3-4 : Température quotidienne moyenne, maximale et minimale et précipitations totales pour les différentes saisons selon les données de la station météorologique de Sainte-Thérèse Ouest, période de référence 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a) 127

Tableau 3-5 : Normales climatiques de la station météorologique de Sainte-Thérèse Ouest, période de référence 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a).....127

Tableau 3-6 : Projections des températures et précipitations moyennes annuelles et saisonnières aux horizons futurs 2050 et 2080, référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (Ouranos, 2018).....128

Tableau 3-7 : Projections des moyennes des températures minimales et maximales aux échelles annuelle et saisonnières pour les horizons futurs 2050 et 2080, référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (Ouranos, 2018).....129

Tableau 3-8 : Évolution des nombres de jours de gel, où la température maximale est supérieure à 30°C, où les précipitations quotidiennes totales sont supérieures à 1 mm, 10 mm et 20 mm, ainsi que des précipitations maximales durant 1 jour; période 1970-2099; scénarios d'émissions RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5; référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (ClimateData.ca, 2019) 129

Tableau 3-9 : Population sur les municipalités desservies par les prises d'eau de la rivière des Mille Îles pour les années 2011 et 2016. Source : (Statistique Canada, 2017) 132

Tableau 3-10 : Perspectives démographiques sur les municipalités des régions administratives de Laval, de Lanaudière et des Laurentides incluses dans le BV de la rivière des Mille Îles .. 134

Tableau 4-1 : Nombre d'habitants desservis par les PEP en 2016, les prélèvements moyen annuel (PMA), moyen estival (PME) et maximal journalier (PMJ) sur la période 2013-2017, les débits de prélèvement maximal autorisé (DPA) aux PEP de la rivière des Mille Îles et les capacités maximales de production (CMP) 139

Tableau 4-2 : Stations hydrométriques utilisées dans l'évaluation du risque d'insuffisance en eau et périodes de données des niveaux d'eau disponibles 140

Tableau 4-3 : Statistiques d'étiage estival utilisées pour l'analyse et leur signification 140

Tableau 4-4 : Fonctions permettant de connaitre les niveaux d'eau aux PEP à partir des niveaux d'eau à la station hydrométrique 043206 et leur coefficient de détermination 142

Tableau 4-5 : Expressions des formules de probabilité empirique de Weibull et de Cunnane 146

Tableau 4-6 : Statistiques d'étiage estival (N_7min2_E, N_7min10_E, $N_{30}min5_E$) à la station 043206 obtenues à partir des formules de probabilité empirique de Cunnane et de Weibull 147

Tableau 4-7 : Statistiques d'étiage estival (N_7min2_E, N_7min10_E, $N_{30}min5_E$) aux PEP 149

Tableau 4-8 : Scénarios des changements de prélèvement d'eau brute aux PEP 150

Tableau 4-9 : Débits d'étiage estival à la station hydrométrique 02OA003 calculés selon la formule de Cunnane à partir des données de 1981 à 2010 152

Tableau 4-10 : Test de normalité et d'homoscédasticité des résidus 153

Tableau 4-11 : Résultats sur les sous-indices de vulnérabilité (I_{niv} et I_{dem}) et sur la vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) pour quatre PEP de la rivière des Mille Îles 157

Tableau 4-12 : Vulnérabilité des PEP à la pénurie d'eau selon la probabilité d'apparition des moules zébrées ou du frasil.....165

Tableau 5-1 : Distributions de probabilité de la concentration normalisée d'*E. coli* et les valeurs des paramètres des lois en fonction de la période considérée dans l'évènement de surverse. Adapté de Taghipour, Tolouei, et al. (2019).....174

Tableau 5-2 : Concentrations maximales et moyennes d'*E. coli* à la PEP-3 sur la période de simulation 0 min à 2800 min, et les moyennes des concentrations moyennes et maximales d'*E. coli*, calculées à partir des trois simulations pour chacun des cas de débit de pointe aux ODS 184

Tableau 5-3 : Concentration maximale d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s 186

Tableau 5-4 : Concentration moyenne d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s 186

Tableau 5-5 : 95ème percentile de la concentration d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s 187

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Cycle de production et distribution d'eau potable depuis les eaux de surface 9

Figure 2-2 : Interactions aquifère-rivière dans *Physical Hydrology*, 1994, p. 326 © (Dingman, 1994).....28

Figure 2-3 : Schéma illustrant la chaine de modélisation hydroclimatique généralement utilisée dans les études de VI&A, adapté de Guay, Minville et Braun (2015).....66

Figure 2-4 : Schéma illustrant la substitution des modèles intermédiaires aux variables d'entrée et de sortie par la fonction de réponse climatique.....81

Figure 2-5 : Schéma des étapes des approches bottom-up et top-down. Sources : (Brown, C. et al., 2012; Girard, Pulido-Velazquez, Rinaudo, Pagé, & Caballero, 2015) 87

Figure 2-6 : Schéma des principales étapes de l'approche bottom-up de type Decision Scaling et de l'approche d'analyse de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable du Guide. Source : (Brown, C. et al., 2012; MELCC, 2018c) 88

Figure 3-1 : Localisation de la rivière des Mille Îles et limites de son bassin versant. Adapté de Brouillette (2007). Sources : (Environnement Canada, 2019b; MELCC, 2019a, 2019b) ...102

Figure 3-2 : Bassin versant de la rivière des Outaouais. © (COBAMIL, 2013b).....103

Figure 3-3 : Localisation des ouvrages de surverse, des émissaires des stations d'épuration des eaux usées, des prises d'eau de la rivière des Mille Îles et de leur zone de protection intermédiaire 106

Figure 3-4 : Utilisation du sol sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles. Dans *Qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles 2000-2005,* 2007, p. 4. © Gouvernement du Québec, 2006 108

Figure 3-5 : Distribution des rejets d'eaux usées des stations d'épuration comprises sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles (territoire du COBAMIL inclus) selon les cours d'eau récepteurs. Source : (MAMOT, 2014) 113

Figure 3-6 : Nombre de débordements enregistrés en 2013 pour chaque catégorie et leur répartition en pourcentage sur les ODS qui ont la rivière des Mille Îles pour cours d'eau récepteur. Source : MAMOT (2014) 116

Figure 3-7 : Dépassement des critères de qualité pour les coliformes fécaux sur la période 2007-2011 sur la rivière des Mille Îles, et sur les tributaires disposant d'une station de mesure située à proximité de l'embouchure avec la rivière des Mille Îles. Source : MDDEP, tiré de COBAMIL (2014) 118

Figure 3-8 : Dépassement des critères de qualité pour les coliformes fécaux sur la période 2015-2017 sur la rivière des Mille Îles, et sur les tributaires disposant d'une station de mesure située à proximité de l'embouchure avec la rivière des Mille Îles. Source : (MELCC, 2019a) 119

Figure 3-9 : Proportions des bassins versants du territoire du COBAMIL en culture annuelle et pérenne. Dans *Portrait de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL,* 2013, p.68 © COBAMIL 120

Figure 3-10 : Précipitations totales et températures quotidiennes mensuelles observées à la station de Sainte-Thérèse Ouest, période 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a) .. 126

Figure 3-11 : Nombre de jours où la température maximale est supérieure à 30°C 129

Figure 3-12 : Nombre de jours de gel 129

Figure 3-13 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 1 mm 130

Figure 3-14 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 10 mm 130

Figure 3-15 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 20 mm 130

Figure 3-16 : Projections des hauteurs des précipitations maximales en un jour 130

Figure 4-1 : Localisation des PEP et des stations hydrométriques de la rivière des Mille Îles 135

Figure 4-2 : Catégories de données à déterminer pour conduire l'analyse de vulnérabilité sur le risque d'insuffisance en eau 136

Figure 4-3 : Démarche par étapes de l'évaluation de la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau 137

Figure 4-4 : Procédure de calcul des statistiques d'étiage estival aux PEP 141

Figure 4-5 : Relation entre les niveaux d'eau aux stations hydrométriques 02OA003 et 043206144

Figure 4-6 : Relation entre les niveaux d'eau aux stations hydrométriques 043208 et 043206 ... 144

Figure 4-7 : Niveau moyen sur 7 et 30 jours minimal annuel à l'été, respectivement notés N_7min_E et $N_{30}min_E$ 146

Figure 4-8 : Niveau minimal sur 7 jours consécutifs en été en aval du barrage du Grand-Moulin en fonction de la période de retour (ans) 147

Figure 4-9 : Niveau minimal sur 30 jours consécutifs en été en aval du barrage du Grand-Moulin en fonction de la période de retour (ans) 148

Figure 4-10 : Débits mesurés à la station hydrométrique de Bois-des-Filion (n°02OA003) en fonction des niveaux d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (n°043206) 153

Figure 4-11 : Résidus standardisés en fonction des valeurs prédites 154

Figure 4-12: Droite de Henry des résidus standardisés 154

Figure 4-13 : Vulnérabilité de la PEP-1 sur le sous-indice I_{niv} (H_c estimée) 158

Figure 4-14 : Vulnérabilité de la PEP-2 sur le sous-indice I_{niv} 158

Figure 4-15 : Vulnérabilité de la PEP-3 sur le sous-indice I_{niv} 158

Figure 4-16 : Vulnérabilité de la PEP-5 sur le sous-indice I_{niv} 158

Figure 4-17 : Vulnérabilité de la PEP-1 sur le sous-indice I_{dem} 159

Figure 4-18 : Vulnérabilité de la PEP-2 sur le sous-indice I_{dem} 159

Figure 4-19 : Vulnérabilité de la PEP-3 sur le sous-indice I_{dem} 159

Figure 4-20 : Vulnérabilité de la PEP-5 sur le sous-indice I_{dem} 159

Figure 4-21 : Vulnérabilité globale de la PEP-1 à la pénurie d'eau 160

Figure 4-22 : Vulnérabilité globale de la PEP-2 à la pénurie d'eau 160

Figure 4-23 : Vulnérabilité globale de la PEP-3 à la pénurie d'eau 160

Figure 4-24 : Vulnérabilité globale de la PEP-5 à la pénurie d'eau 160

Figure 4-25 : Vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) selon les couples (I_{niv}, I_{dem}) 161

Figure 4-26 : Vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) selon les couples (I_{niv}, I_{dem}), avec une classification de la vulnérabilité en trois niveaux : faible, modérée, élevée 163

Figure 4-27 : Évolution hypothétique de la vulnérabilité d'une PEP à la pénurie d'eau sous le scénario d'une augmentation de 20% du PMJ par rapport à la période de référence 2013-2017 et une diminution de 10 cm du $N_{30}min5_E$ 167

Figure 5-1 : Zone d'étude considérée dans l'analyse de la vulnérabilité des prises d'eau à la contamination microbiologique (*E. coli*) par les surverses 169

Figure 5-2 : Hydrogramme d'une surverse de 690 min à un ouvrage de surverse quelconque.... 173

Figure 5-3 : Pollutogramme d'*E. coli* à un pas de temps de 1 min, la moyenne mobile à 15 min et la moyenne de la concentration d'*E. coli* toutes les 15 min 176

Figure 5-4 : Débits d'eau (m^3/s) à la PEP-3 sur les périodes 02/06/17-05/06/17 (Q=207 m^3/s), 17/06/17-20/06/17 (Q=110 m^3/s) et 12/06/10-15/06/10 (Q=11 m^3/s) 177

Figure 5-5 : Résumé de la méthodologie d'évaluation des impacts des surverses sur la contamination microbiologique (*E. coli*) à la PEP 179

Figure 5-6 : Impact du nombre de surverses simultanées sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour deux scénarios : (FP_c=1; T=300 min) et (FP_c=10; T=690 min) lorsque Q_{moy}=207 m^3/s 180

Figure 5-7 : Impact de la durée (T=90, 300, 690 et 990 min) et des concentrations maximales d'*E. coli* (FP_c = 1, 10, 100) aux ODS sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 lorsque Q_{moy}=207 m^3/s 181

Figure 5-8 : Impact du débit de pointe des surverses sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour le scénario où FP_c=100, T= 690 min et un débit moyen de la rivière de 207 m^3/s 183

Figure 5-9 : Impact du débit de la rivière des Mille Îles et des durées des surverses (T=90 min, 300 min, 690 min) sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour FP_c=1 185

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BV	Bassin versant
CC	Changements climatiques
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCPRO	Commission de planification de la régularisation des Outaouais
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
CF	Coliformes fécaux
CG	Changements globaux
CMP	Capacité maximale de prélèvement
COBAMIL	Conseil des bassins versants des Mille Îles
DPA	Débit de prélèvement autorisé
DS	Decision scaling
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
E. coli	*Escherichia coli*
EED	Enregistreur électronique de débordement
EENmax	Équivalent en eau de la neige maximal
ET	Évapotranspiration réelle
ETP	Évapotranspiration potentielle
FDP	Fonction de distribution de probabilité
FP	Facteur de pointe
FRC	Fonction de réponse climatique
FRV	Fiabilité, résilience et vulnérabilité
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

MAMH	Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MCG	Modèle climatique global
MCR	Modèle climatique régional
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MPN	Most probable number
NARCCAP	North American Regional Climate Change Assessment Programm
NAO	North Atlantic Oscillation
OBV	Organisme de bassins versants
ODS	Ouvrage de surverse
PCE	Portail des connaissances sur l'eau
PEP	Prise d'eau potable
PMA	Prélèvement moyen annuel
PME	Prélèvement moyen estival
PMJ	Prélèvement maximal journalier
PNE	Politique nationale de l'eau
PPASEP	Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable
RCP	Representative Concentration Pathways
RPEP	Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable
SAV	Sol-Atmosphère-Végétation

SRES	Special Report on Emissions Scenarios
SSP	Shared Socioeconomic Pathways
STEP	STation d'ÉPuration des eaux usées
UFC	Unité formatrice de colonie
VI&A	Vulnérabilités, Impacts & Adaptation

LISTE DES ANNEXES

Annexe A - Relations entre les niveaux d'eau aux prises d'eau potable et les niveaux d'eau à l'entrée de la rivière des Milles-Îles 222

Annexe B – Méthodologie proposée par Touttée (2019) pour quantifier le nombre de personnes rattachées à un ouvrage de surverse sur un bassin versant urbain. Extrait de Touttée (2019) 226

Annexe C– Scénarios pour l'étude d'impact des surverses sur la contamination microbiologique à la PEP-3 228

Annexe D – Résultats des simulations hydrodynamiques couplées qualité (Delft3D-WAQ) visant à évaluer l'impact des surverses (durée, concentration d'*E. coli*) sur la contamination microbiologique à la PEP-3 230

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'eau est un élément essentiel à la vie et à la prospérité de tous les systèmes, tant humains que naturels. Disposer d'une eau propre en quantité suffisante est un droit fondamental menacé par les changements climatiques et anthropiques. La cinétique des changements climatiques et la dégradation des ressources en eau, occasionnée en grande partie par l'anthropisation, font de plus en plus débat au sein de nos sociétés, craintives du risque de pénurie d'eau et des conséquences environnementales, économiques et sociales encourues. Dans ce contexte, il est recommandé aux décideurs de mener un programme de gestion des ressources en eau durable, garant de la pérennité de cette ressource et de ses valeurs, fondamentales au bien-être de notre écosystème.

En 2002, le Québec s'est donné une politique nationale de l'eau (PNE) avec pour enjeux principaux, de reconnaitre l'eau comme un bien collectif, de maintenir en bonne santé les écosystèmes aquatiques, de réduire les risques en santé publique, et de gérer de façon durable et intégrée les ressources en eau sur le territoire. Dans cette perspective, plusieurs instruments réglementaires ont été développés, notamment la Loi sur l'eau en 2009 (Éditeur officiel du Québec, 2009), qui répond au premier enjeu énoncé en donnant naissance à un nouveau régime d'autorisation pour les prélèvements d'eau. Dans la lignée, le gouvernement a instauré en 2014, le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP) (Gouvernement du Québec, 2019b), ainsi que la Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques en 2017 (Éditeur officiel du Québec, 2017). Pour poursuivre cette gouvernance de l'eau à l'échelle locale et régionale, le Québec s'est doté d'une Stratégie visant à préserver les enjeux de la PNE et concilier les différents usages de l'eau à l'échelle du bassin versant, en incluant l'impact des changements climatiques sur la disponibilité et la qualité des eaux de surface et souterraines (MDDELCC, 2018b). Pour réduire les risques induits par les changements globaux (changements climatiques et urbanisation), le gouvernement appelle à la collaboration, à l'aménagement et l'utilisation durables du territoire, ainsi qu'à l'adaptation aux changements climatiques. À cette fin, l'analyse des vulnérabilités des sources d'approvisionnement en eau potable, exigée aux municipalités par le gouvernement du Québec selon le RPEP, devrait permettre l'élaboration de mesures réglementaires et non-réglementaires en faveur de la lutte contre les impacts des changements globaux sur les

ressources en eau. Le gouvernement québécois a développé un Guide d'analyse des vulnérabilités des sources d'approvisionnement en eau potable afin d'aider les municipalités à accomplir leur analyse dans le délai imparti, c'est-à-dire d'ici le 1er avril 2021 pour les sources de catégorie 1. Toutefois, ce Guide manque à introduire une méthodologie permettant d'évaluer semi-quantitativement ou quantitativement l'impact des changements climatiques sur la quantité et qualité des ressources en eau, en particulier des eaux de surface (fleuves, rivières ou lacs), qui sont responsables de l'approvisionnement en eau potable de plus de 70% de la population québécoise (MDDELCC, 2018b). Les eaux de surface, en ne disposant pas des mêmes barrières naturelles que celles des eaux souterraines, sont plus exposées aux évènements de contamination et à l'impact des activités humaines sur leur disponibilité.

Plusieurs travaux conduits dans le sud de la province ont montré la vulnérabilité des prises d'eau potable (PEP) au risque d'insuffisance en eau (Carrière, Barbeau, & Cantin, 2007; Foulon, 2018; Nantel, 2006; Trudel, Doucet-Genereux, Leconte, & Cote, 2016) et l'impact des surverses sur le risque de contamination chimique et microbiologique à la PEP (Gooré Bi, Monette, Gachon, Gaspéri, & Perrodin, 2015; Gooré Bi, Monette, Gasperi, & Perrodin, 2015; Jalliffier-Verne et al., 2016; Jalliffier-Verne et al., 2017; Jalliffier-Verne et al., 2015; Madoux-Humery et al., 2016).

Les contaminants microbiologiques sont classés parmi les contaminants prioritaires, car la présence possible de pathogènes dans les eaux de surface augmente de façon non négligeable le risque en santé publique (World Health Organization, 2016) avec l'émergence d'épidémies de maladies d'origine hydrique, parfois mortelles, comme celle survenue à Walkerton (Ontario) en 2000 (Hrudey, Payment, Huck, Gillham, & Hrudey, 2003). Les sources de pathogènes dépendent des types de bassin versant. En milieu urbain, les ouvrages de surverse et les effluents des stations d'épuration des eaux usées sont les sources principales. En milieu rural, les sources principales sont les surfaces où l'épandage du fumier ou du lisier est pratiqué, celles où le bétail est présent, ainsi que les fosses septiques.

Au Québec, relativement à la contamination microbiologique, les exigences de traitement à l'usine de production d'eau potable sont basées sur la concentration moyenne en *Escherichia coli* (*E. coli*) au site de prélèvement. Ainsi, les évènements de concentrations extrêmes aux PEP sont critiques, car les capacités de traitement de potabilisation sont susceptibles d'être surpassées. Pour limiter les risques sanitaires, le gouvernement fédéral a récemment instauré une réglementation visant à

interdire l'augmentation de la fréquence des surverses (CCME, 2009). Pourtant, l'étude de Taghipour, Shakibaeinia, Sylvestre, Tolouei et Dorner (2019) rapporte que le risque annuel en santé publique dépend davantage des performances des traitements à l'usine que du nombre de débordements annuels.

Les menaces d'ordre qualitatif et quantitatif sont fortement influencées par les conditions météorologiques régionales et locales. Les sécheresses hydrologiques sévères bouleversent les schémas d'approvisionnement en eau potable et accroissent les risques sociaux, économiques et environnementaux induits par les épisodes de restriction des usages, voire de pénurie d'eau. Les précipitations extrêmes et/ou de longues durées ont aussi été responsables d'évènements de concentrations extrêmes. Le lessivage des sols lors des épisodes de pluie accentue la concentration des rejets, ce qui se traduit par une concentration en *E. coli* plus élevée à la PEP en temps de pluie qu'en temps sec, jusqu'à 1.5 log de plus selon Madoux-Humery et al. (2016). Les changements climatiques projetés au Québec devraient accentuer davantage l'impact de ces menaces, devenant plus fréquentes et plus sévères au cours du temps (Jalliffier-Verne et al., 2017; Leclerc, Osorio, & Siron, 2015; Mailhot, Duchesne, Talbot, Rousseau, & Chaumont, 2008).

Le Québec est un territoire à part, car l'immensité de son territoire (1 667 712 km^2) induit une diversité de climats, donc de changements climatiques. Aussi, cette diversité climatique a encouragé une utilisation inégale du sol, avec une anthropisation qui s'est surtout concentrée sur la partie sud de la province, provoquant une inégale répartition des vulnérabilités des territoires québécois aux risques hydriques. En ce sens, l'évaluation des impacts des changements globaux sur la qualité et la quantité des eaux de surface doit se faire à l'échelle régionale et/ou locale en fonction des menaces considérées. Afin d'adopter des politiques de développement des territoires, d'utilisation et de protection des ressources en eau qui soient durables et profitables aux systèmes humains et naturels, il est fondamental d'identifier comment les changements climatiques accentuent la vulnérabilité des sources d'approvisionnement en eau potable comparativement aux changements anthropiques (croissance démographique, urbanisation, activités agricoles et industrielles, etc.).

1.2 Objectifs de recherche

L'**objectif principal** du projet de recherche est d'évaluer quantitativement la vulnérabilité des PEP de la rivière des Mille Îles au risque de pénurie d'eau en période d'étiages estivaux. Tenant compte du contexte des changements globaux, cette évaluation sera faite à partir d'une approche ascendante. Dans ce projet, deux scénarios sont considérés comme pouvant entrainer des problématiques de pénurie d'eau ou de restriction d'usage. D'une part, les niveaux d'eau insuffisants (risque quantitatif) peuvent empêcher la captation directe de l'eau brute par les PEP. D'autre part, les évènements de forte concentration microbiologique au niveau des PEP, représentée par l'indicateur *E. coli* (risque qualitatif), peuvent compromettre la santé publique si la capacité de traitement des procédés en place aux stations de production d'eau potable est dépassée, et ainsi forcer des interruptions temporaires de consommation de l'eau distribuée. Ce faisant, ce projet se subdivise en **deux volets** :

1- L'analyse de la vulnérabilité historique et future des PEP de la rivière des Mille Îles à la menace des faibles niveaux d'eau dans un contexte de changements globaux, indépendamment de l'usage direct des projections hydroclimatiques.

2- L'analyse des impacts des surverses sur le risque de contamination microbiologique au niveau des PEP situées dans la zone témoin par le développement d'une approche ascendante s'appuyant sur un modèle hydrodynamique 3D couplé qualité en contexte de changements globaux.

L'atteinte de ces objectifs devrait permettre de rendre applicable cette méthodologie d'analyse aux autres municipalités québécoises dans une optique de les aider à évaluer la vulnérabilité de leurs PEP aux impacts des changements globaux sans avoir recours à une modélisation hydroclimatique effectuée *a priori* de l'analyse, celle-ci étant propice à influencer les prises de décision en matière d'adaptation, en plus d'être responsable d'une sous-estimation ou d'une évaluation incorrecte de la vulnérabilité des PEP. Par ailleurs, cette méthode pourrait potentiellement être étendue à d'autres types de contaminants (chimiques) et serait amenée à s'intégrer au *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*.

1.3 Méthodologie générale

Afin de répondre aux objectifs de recherche précédemment exposés, il a été nécessaire d'établir une méthodologie s'articulant autour du concept de la vulnérabilité des PEP dans un contexte de changements globaux. Ayant pour mission de démontrer l'intérêt de la modélisation

hydrodynamique dans les analyses de vulnérabilité des PEP, une méthode d'analyse quantitative a été utilisée pour le risque de contamination microbiologique tandis qu'une méthode d'analyse semi-quantitative a permis de juger le risque d'insuffisance en eau.

Dans le cadre de ce projet, le bassin versant de la rivière des Mille Îles a servi de territoire expérimental. Néanmoins, ce projet ayant pour but de s'adapter à d'autres bassins versants québécois, la méthodologie présentée se doit de rester générale. Dans ce cas d'étude, les menaces issues des terres agricoles et d'élevage à l'égard des deux risques étudiés (contamination par *E. coli* et insuffisance en eau) n'ont pas été introduites, car elles ont été supposées négligeables en comparaison des menaces issues des zones urbaines (voir Brouillette (2007)). Cette hypothèse fait suite d'une première évaluation qualitative de la vulnérabilité des PEP de la rivière des Mille Îles à l'exondation ou à la contamination par *E. coli*. Ainsi, cette méthodologie s'applique spécifiquement aux rivières et aux rives densément urbanisées soumises à la problématique des surverses. Cependant, des travaux de recherche supplémentaires doivent être orientés afin de développer une méthodologie qui puisse s'adapter à tous les bassins versants québécois, tant ruraux qu'urbains.

Finalement, l'atteinte des objectifs de ce projet peut se résumer à partir des étapes suivantes :

1) Analyse des facteurs intrinsèques et extrinsèques des vulnérabilités des PEP de la rivière des Mille Îles directement en lien avec les changements climatiques et anthropiques par une approche rétrospective et prospective ;
2) Acquisition de données : à partir de la revue de littérature, grise et scientifique, et des mesures de terrain de précédents travaux de recherche ;
3) Application d'un nouveau modèle hydrodynamique 3D couplé qualité s'appuyant sur des données de terrains réelles et des données issues de la modélisation stochastique ;
4) Analyse des résultats, c'est-à-dire des vulnérabilités contextuelles et futures des PEP, à partir d'indicateurs de vulnérabilité ;
5) Conclusions et recommandations quant à l'amélioration possible de la méthodologie développée et son intégration au guide québécois d'analyse de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable.

1.4 Structure du document

Le présent mémoire se divise en cinq chapitres détaillant une méthodologie d'évaluation ascendante de la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau et de contamination microbiologique, appliquée sur une zone urbaine d'un bassin versant du sud du Québec. Le Chapitre 2 inclut une revue de littérature portant sur les aspects réglementaires de la protection des

sources d'eau potable au Québec, la notion de vulnérabilité appliquée au contexte des PEP, les menaces étudiées dans ces travaux, à savoir le risque de contamination microbiologique et celui d'étiages critiques, leur évolution avec les changements climatiques projetés à l'échelle du sud du Québec, pour finir par une présentation des approches et travaux d'analyse des vulnérabilités en contexte de changements globaux. Le Chapitre 3 présente le bassin versant de la rivière des Mille Îles. Le Chapitre 4 s'attache à l'analyse de la vulnérabilité des PEP de la rivière des Mille Îles au risque d'insuffisance en eau. Le Chapitre 5 expose quant à lui la méthodologie d'évaluation ascendante du risque de contamination microbiologique à la PEP par les surverses, avec un début d'application à une PEP de la rivière des Mille Îles. Enfin, le Chapitre 6 conclut l'ensemble de ces travaux de recherche par une discussion générale.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Réglementations québécoise sur la qualité de l'eau potable distribuée et sur la protection des sources d'eau potable

Au Québec, plusieurs guides, programmes, règlements et directives relatifs à la production et protection des sources d'eau potable ont vu le jour au cours de la dernière décennie dans une optique de maintenir un approvisionnement en eau potable efficace et sans danger à l'égard de la population. Ils ont notamment été instaurés et mis à jour suite aux nombreux évènements de contamination des sources d'eau potable ou de sécheresse pour lesquels les coûts économiques et sociaux associés furent importants. Au final, via ces instruments réglementaires, le gouvernement québécois vise à accroitre la résilience des territoires à ce type d'événements pour ainsi éviter de subir une nouvelle fois leurs conséquences négatives. Néanmoins, malgré cette panoplie, le Québec reste en retard comparativement à certaines provinces canadiennes, voisins américains ou pays européens (Foulon & Rousseau, 2012).

Parmi les outils réglementaires actuellement mis en place, il est possible de citer le *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP), qui impose aux responsables des systèmes de prélèvement d'eau de surface ou souterraine la réalisation d'une analyse de vulnérabilité de leurs prises d'eau d'ici le 1er avril 2021 (Gouvernement du Québec, 2019b). De là est né le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* afin d'encourager une mise en place rapide et efficace des normes imposées par le RPEP (MELCC, 2018c), ainsi que le Programme pour une protection accrue des sources d'eau potable (PPASEP). Le PPASEP, inclus dans le plan d'action 2018-2023 lié à la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030 (MDDELCC, 2018b), a deux objectifs principaux. Le premier est de soutenir les municipalités dans la réalisation de l'analyse de vulnérabilité de leurs prises d'eau, le second est de les aider financièrement dans la compensation des pertes financières subies par les producteurs agricoles touchés par les restrictions imposées par le RPEP. Afin de pouvoir bénéficier de ce soutien financier du Ministère, les parties prenantes qui se doivent d'indemniser les producteurs touchés par le RPEP sont chargées de soumettre un rapport d'évaluation des pertes en conformité avec les modalités d'appréciation présentées dans le *Guide sur les principes d'atténuation et de compensation des activités agricoles relativement aux installations de prélèvement d'eau*

(MELCC, 2019c). Les critères d'admissibilité des demandes d'aides financières réfèrent notamment à la nature des activités agricoles, leur localisation par rapport au site de prélèvement et leur période de réalisation (MDDELCC, 2018a). L'enveloppe du gouvernement québécois étant limitée à neuf millions de dollars, les versements s'appliqueront tout d'abord aux soumissionnaires prioritaires.

À des échelles temporelles plus lointaines, on y retrouve d'autres outils réglementaires tels la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection (Gouvernement du Québec, 2009), la Loi sur le développement durable (Gouvernement du Québec, 2006), le *Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP)* (Gouvernement du Québec, 2019a) et son guide d'interprétation récemment mis à jour par la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines (2016), ou encore le *Guide de conception des installations de production d'eau potable* (MELCC, 2017) qui a remplacé plusieurs sections de la *Directive 001* (Ministère de l'environnement du Québec, 2002), en particulier celles relatives aux prises d'eau. Bien que certains instruments réglementaires soient établis depuis de longues dates, les apports successifs de nouvelles connaissances de la part des communautés scientifique et universitaire ont donné lieu à de nombreuses mises à jour. Actuellement, cet éventail de guides et règlements permet d'aider les décideurs dans leurs prises de décision quant à la conception, la maintenance, l'entretien, le suivi et la protection de leurs systèmes d'approvisionnement en eau potable dont les prises d'eau. Toutefois, bien qu'une partie d'entre eux prennent en considération les impacts potentiels des activités anthropiques et évènements climatiques, il n'en demeure pas moins que les changements climatiques n'y sont pas introduits, et au mieux, très superficiellement (Jalliffier-Verne, 2015). À titre d'exemple, parmi les six indicateurs de vulnérabilité retenu dans le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*, les effets anticipés des changements climatiques et anthropiques sont seulement intégrés dans l'indicateur de vulnérabilité physique du site de prélèvement, alors que de nombreuses études scientifiques ont démontré les impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité des prises d'eau au risque de contamination chimique ou microbiologique (Boxall Alistair et al., 2009; Hofstra, 2011; Jalliffier-Verne et al., 2015; Keek & Palan, 2015; Muchlis, Pranoto, & Suyono, 2019; Sterk, Schijven, de Nijs, & de Roda Husman, 2013; Thomas et al., 2006).

2.2 La vulnérabilité des prises d'eau de surface et de leurs sources

Au Québec, les eaux de surface soutiennent des usages sur place (récréatifs, production hydroélectrique, transport fluvial) et avec prélèvement (Rousseau et al., 2004). Cette partie fera l'emphase sur ce second type d'usage, plus particulièrement sur l'approvisionnement en eau potable qui fait face à d'important enjeux économiques, sanitaires et environnementaux. Les sources d'eau potable et les prises d'eau constituent les premiers maillons de la chaine de production d'eau potable telle qu'illustrée dans la Figure 2-1. Ce faisant, ces enjeux s'abordent par une gestion des risques effectuée après avoir compris et prédit les risques encourus aux prises d'eau de surface (Grafton & Little, 2017).

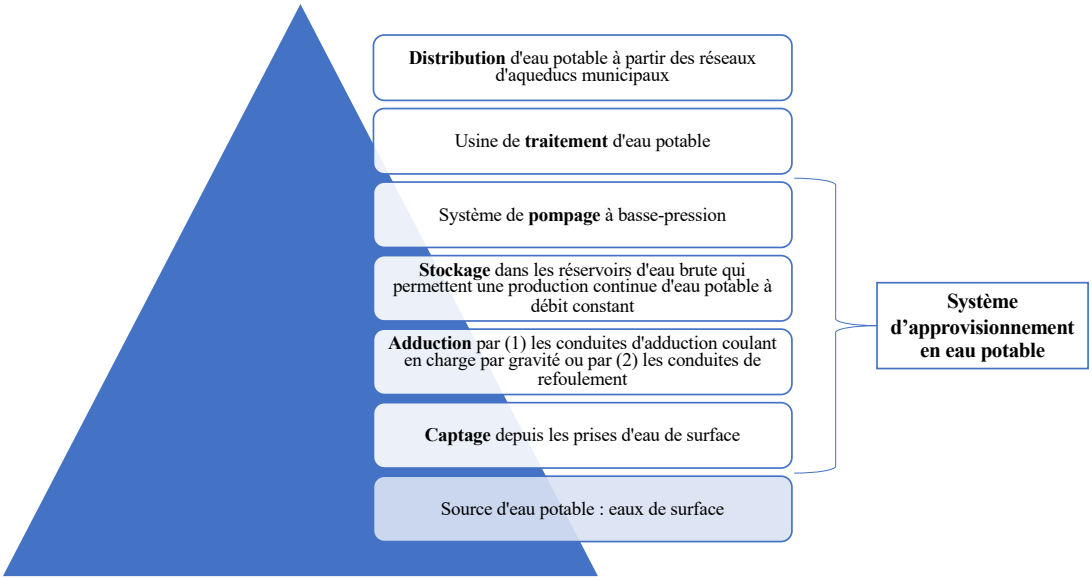

Figure 2-1 : Cycle de production et distribution d'eau potable depuis les eaux de surface

2.2.1 La notion de risque pour les prises d'eau de surface

La notion de **risque**, complexe et multi-contextuelle, renvoie à la plausibilité d'occurrence d'un événement susceptible de provoquer des dommages (Grafton & Little, 2017; Ministère de la Sécurité publique, 2008). Dans le contexte des prises d'eau de surface, il existe deux principaux types d'évènements en période estivale : la contamination de l'eau brute et les niveaux d'eau insuffisants. Les dommages sont les conséquences sur la production d'eau potable, à savoir les

impacts sur le traitement à l'usine et les éventuelles conséquences sur la population. Ces derniers renvoient à des impacts financiers, sanitaires et socio-économiques (Touttée, 2019).

Bien que le concept de risque revête plusieurs définitions, le risque est couramment défini comme étant la conjoncture entre deux notions : l'aléa et la vulnérabilité (Ministère de la Sécurité publique, 2008). D'autres auteurs basent leur définition du risque à partir de trois facteurs : la menace, autrement dit l'aléa, la vulnérabilité et l'exposition (Poljansek, Marin Ferrer, De Groeve, & Clark, 2017). Advenant ces définitions, il importe de comprendre chacune de ces notions et de les adapter au contexte des prises d'eau de surface.

2.2.2 La notion d'aléa

L'**aléa**, aussi décrit par le terme « menace », représente tout événement d'origine naturelle ou anthropique susceptible de causer des dommages ou de perturber le système étudié. Ce dernier peut être d'ordre humain (population), matériel (prise d'eau de surface, usine de production d'eau potable) ou environnemental (source d'eau de surface, écosystème aquatique) (Ministère de la Sécurité publique, 2008). L'aléa est plus ou moins prévisible, et apparaît indépendamment de la vulnérabilité (Frédéric & Freddy, 2006). Plusieurs caractéristiques permettent de définir l'aléa, les principales étant l'intensité, la probabilité d'occurrence et la localisation spatiale (Ministère de la Sécurité publique, 2008). L'identification des aléas susceptibles de se produire sur différentes échelles spatio-temporelles est l'une des premières étapes fondamentales dans une analyse des risques. Afin d'aider les municipalités dans leur analyse, le MELCC (2018c) a dressé tout un ensemble de menaces potentielles pour les sources d'eau de surface et leurs prises d'eau. Néanmoins, d'autres menaces sont susceptibles d'apparaître en fonction du contexte spatio-temporel de l'étude.

Pour les menaces d'ordre qualitatif, celles-ci se classent principalement en deux catégories : les menaces chimiques et les menaces microbiologiques. Les menaces d'ordre quantitatif renvoient plus particulièrement à l'hydraulicité des sources d'eau de surface et à la demande en eau actuelle et future (insuffisance en eau de la source d'approvisionnement, arrachage de la prise d'eau et perte de la capacité de pompage). Relativement au régime hydrique, les évènements de crues et d'étiages posent le plus de risques pour une prise d'eau potable.

Comme le montrent les rapports du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la communauté scientifique s'entend à dire que ces deux grands types de menaces pourraient très probablement gagner en fréquence et sévérité en raison des changements anthropiques et climatiques projetés (GIEC, 2001, 2014b). Pourtant, force est de constater que le RPEP introduit brièvement l'étude des changements climatiques dans cette analyse de vulnérabilité des sources d'eau potable.

2.2.3 La notion de vulnérabilité : point de départ de l'adaptation aux changements climatiques

Similairement au concept de risque, la **vulnérabilité** est une notion multi-contextuelle et dynamique résultant de facteurs physiques, sociaux, économiques et environnementaux (Ministère de la Sécurité publique, 2008). Dans un contexte de changements globaux, la vulnérabilité d'un système peut être défini comme sa « propension ou prédisposition à subir des dommages » (GIEC, 2014a). Par ailleurs, il importe de faire une distinction entre la vulnérabilité et la notion de **sensibilité** à laquelle elle se rattache, et définie comme étant le « degré auquel un système [...] est influencé, positivement ou négativement, par la variabilité du climat ou les changements climatiques » (GIEC, 2014a). Contrairement à la sensibilité qui fait abstraction de toutes stratégies d'adaptation, il convient de différencier la vulnérabilité contextuelle, autrement appelée vulnérabilité initiale, de la vulnérabilité résultante, autrement appelée vulnérabilité finale, dont le degré s'évalue après avoir intégré les mesures d'adaptation et sur la base des conséquences résiduelles (Kelly & Adger, 2000). En ce sens, la vulnérabilité d'un système ou d'un territoire aux changements climatiques (et anthropiques) est dynamique puisqu'elle dépend de facteurs initiaux susceptibles d'évoluer sur les échelles spatiales et temporelles par la mise en place de mesures d'adaptation. Ainsi, la vulnérabilité d'un système est fonction de son exposition aux changements climatiques, de sa sensibilité et de sa capacité à s'adapter (GIEC, 2001; Yohe et al., 2006). Ici, afin d'être en conformité avec l'approche d'analyse de vulnérabilité des prises d'eau proposée au Québec, l'exposition renvoie aux prises d'eau, bien qu'il soit possible d'introduire l'exposition de la population dans le cas échéant où l'analyse inclurait également l'étape de traitement et de distribution d'eau potable. Dong et al. (2015) ont proposé la forme suivante à cette fonction :

$$\text{vulnérabilité} = \frac{\text{sensibilité} \times \text{degré d'exposition}}{\text{capacité d'adaptation}} \quad (1)$$

où le **degré d'exposition** dépend de « la présence de personnes, de moyens de subsistance, d'espèces ou d'écosystèmes, de ressources et de services environnementaux, d'éléments d'infrastructure ou de biens économiques, sociaux et culturels dans un lieu susceptible de définir des dommages » (GIEC, 2014a). La **capacité d'adaptation** représente la faculté d'un écosystème socio-économique, intégrant l'humain, ses systèmes, ses institutions et autres organismes, à appliquer les mesures et initiatives d'adaptation au climat (Charron, I., 2016; GIEC, 2014a).

Il est important de définir qualitativement et quantitativement la vulnérabilité puisque le niveau de vulnérabilité d'un élément exposé, à savoir la prise d'eau, sert à mesurer l'impact de l'aléa (Poljansek et al., 2017). La vulnérabilité est donc une « composante fondamentale de l'appréciation du risque » (Frédéric & Freddy, 2006).

Finalement, dans le cadre de nos travaux, il est possible d'adopter la définition proposée par Carrière et al. (2007). Selon ces auteurs, la vulnérabilité d'une prise d'eau est « dictée par l'impossibilité de fournir la demande maximale en eau pour laquelle l'usine a été conçue à l'origine » [traduction libre] en raison de menaces d'ordre quantitatif (étiage) et qualitatif (contamination microbiologique), toutes deux présentées ici-bas.

2.3 La contamination microbiologique des eaux de surface

La contamination microbiologique des eaux de surface est aussi bien présente dans les pays développés qu'en voie de développement (World Health Organization, 2016). Elle peut être définie comme étant la « pollution engendrée par la présence de microorganismes pathogènes comme des virus, parasites ou bactéries qui posent un problème pour la santé humaine ou animale » (COBAMIL, 2013). Les évènements de contamination microbiologique de l'eau sont problématiques à cause des restrictions d'usage et d'approvisionnement en eau potable, outre qu'ils entrainent des risques importants en matière de santé publique (MDDEP, 2012; Santé Canada, 2012). Sur le continent nord-américain, les précédents évènements de contamination microbiologique de sources d'eau brute soulignent la vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable (Hrudey et al., 2003; Madoux-Humery et al., 2016; Payment, Berte, Prévost, Ménard, & Barbeau, 2000; Stirling et al., 2001). En fournissant des eaux

contaminées à la population, les systèmes de production d'eau potable ont indirectement été responsables d'épidémies de maladies d'origine hydrique (Thomas et al., 2006). Pour certaines, les conséquences économiques et sanitaires ont eu des effets sans précédent telle la fameuse épidémie de Milwaukee (États-Unis) de 1993 qui a affecté plus de 400 000 personnes et causé le décès d'une centaine de personnes (Mac Kenzie et al., 1994). Au Canada, un événement tout autant dramatique a eu lieu à Walkerton en Ontario. Au printemps 2000, le système d'approvisionnement en eau potable de la ville a été contaminé par les bactéries *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter jejuni*, conduisant aux décès de sept personnes, outre d'avoir rendu malades plus de 2300 personnes. La source de contamination a été clairement identifiée. Il s'agissait du fumier de bovins d'une ferme voisine (Hrudey et al., 2003).

Ces multiples évènements ont conduit les gouvernements canadien (Health Canada, 2017) et québécois (Gouvernement du Québec, 2019a) à renforcer les pratiques pour réduire le risque de contamination microbiologique, perçu comme un problème prioritaire en matière de traitement d'eau potable, en introduisant de nouvelles normes et contrôles plus exigeants au niveau des stations de production d'eau potable, mais aussi en protégeant davantage les sources d'eau potable pour réduire la vulnérabilité des prises d'eau aux évènements de contamination extrêmes (Gouvernement du Québec, 2019b; MELCC, 2018c), qui sont les plus problématiques pour les systèmes de production d'eau potable (Jalliffier-Verne et al., 2017; Madoux-Humery et al., 2016). Malgré ces nombreuses exigences, plaçant le Québec comme l'un des territoires les plus avancés en matière de prévention et protection contre le risque de contamination microbiologique (MELCC, 2019f), ce problème demeure toujours présent (Prévost, Madoux-Humery, & Dorner, 2017).

2.3.1 La bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*) comme indicateur de contamination fécale

Mondialement, il y a un consensus à utiliser *Escherichia coli* (*E. coli*) comme indicateur de contamination fécale récente (World Health Organization, 2016). Son utilisation comme indicateur est d'abord basée sur des considérations scientifiques et pratiques. Puis, celle-ci est soutenue par de grandes agences et instances internationales comme l'American Public Health Association (Baird et al., 2017), l'Agence de Protection Environnementale des États-Unis (U.S. Environmental Protection Agency, 2006) ou encore l'Organisation Mondiale de la Santé (World Health Organization, 2016). Plus particulièrement, la quasi-totalité des programmes et outils au sujet de

la protection et gestion de la qualité des eaux ont été établis sur la base de cet indicateur, tout comme les exigences et critères de désinfection au niveau des installations de production d'eau potable (Gouvernement du Québec, 2019a). Bien que la grande majorité des espèces d'*E. coli* soient non-pathogènes, d'autres sont responsables de maladies respiratoires ou gastro-intestinales. La bactérie *E. coli* la plus connue pour sa virulence est la souche *E. coli* O157:H7 (U.S. Environmental Protection Agency, 2019).

En particulier, l'U.S. Environmental Protection Agency (2006) et la World Health Organization (2016) soutiennent l'utilisation de l'indicateur *E. coli* car il présente les caractéristiques suivantes :

- Est utile pour caractériser la contamination microbiologique des eaux de surface ;
- La bactérie *E. coli* est présente en grand nombre dans les fèces animales et humaines ;
- Ne trouve pas sa source dans l'environnement, aquatique notamment, autrement dit la bactérie est absente dans les eaux non-contaminées ;
- Détection facile et économique, et les résultats des mesures sont obtenus rapidement ;
- Existence d'une relation directe entre la densité de *E. coli* et le degré de pollution fécale.

Des études ont cependant prouvé la capacité de la bactérie *E. coli* à croître dans certains environnements, tropicaux notamment (Byappanahalli & Fujioka, 1998). Néanmoins, dans la majorité des cas, notamment au Québec, les conditions environnementales sont telles que la probabilité de croissance de *E. coli* reste faible comparée à la quasi-totalité des autres coliformes thermotolérants et microorganismes pathogènes (World Health Organization, 2016). Outre ce fait, Payment et Locas (2011) mentionnent qu'*E. coli* ne permettrait pas de représenter convenablement les concentrations de pathogènes, ce qui conduirait à une surestimation du risque et à des avis d'ébullition parfois inutiles. Or, ces avis d'ébullition ont des effets néfastes car ils réduisent la confiance des usagers de l'eau potable du robinet envers les services de production et d'approvisionnement, perdent en efficacité, outre qu'à long terme, ces avis sont responsables de pertes économiques pour les municipalités (Verhille, 2013). Par ailleurs, *E. coli* sert souvent d'indicateur indirect au risque de contamination par *Giardia* ou *Cryptosporidium* (Gouvernement du Québec, 2019a). Néanmoins, des études ont démontré que son absence dans les échantillons ne permettait pas de conclure de l'absence d'oocystes de *Giardia* ou de *Cryptosporidium* (Payment & Locas, 2011), en particulier dans les régions agricoles pour lesquelles la présence d'élevages ou de

pratiques d'épandage de fumier/lisier augmentent les risques d'apports en eaux contaminées par les fèces animales (Lalancette et al., 2014). Cependant, ces auteurs concluent aussi que dans les régions où le risque de contamination microbiologique par *Cryptosporidium* est présent en raison de rejets d'eaux usées par les ouvrages de surverse et effluents de stations d'épuration, *E. coli* demeure un bon indicateur.

En raison de ces critiques, des études se sont intéressées à trouver des indicateurs subsidiaires ou alternatifs à *E. coli*. La turbidité a été plusieurs fois évoquée. Par exemple, Dorner, S. M. et al. (2007) ont montré que des évènements de précipitations extrêmes et de fonte des neiges ont conduit à des concentrations importantes en *E. coli,* et que ces dernières étaient corrélées aux pointes de turbidité mesurées. Cependant, d'autres auteurs ont démontré que cet indicateur n'est pas suffisamment fiable pour estimer les concentrations en pathogènes en raison d'une sous-estimation qui accroit le risque sur la santé publique (Edzwald & Kelley, 1998). Plus récemment, l'étude de Foulon, Rousseau et Rodriguez (2014) s'est intéressée à concevoir un système d'alerte sur la contamination fécale à partir de la turbidité. Les résultats témoignent d'une très faible corrélation (0,16) entre la turbidité mesurée au jour j et la valeur en coliformes fécaux mesurée au jour j+1 (Foulon et al., 2014), ce qui soutient l'inaptitude de la turbidité à prédire convenablement le risque de contamination fécale (Brookes et al., 2004).

Ainsi, bien que l'indicateur de contamination fécale *E. coli* ne soit pas parfaitement corrélé avec la présence de microorganismes pathogènes dans les eaux de surface, dépendamment des sources de pollution et des caractéristiques intrinsèques du bassin versant étudié (Wu, Long, Das, & Dorner, 2011), il demeure qu'avec l'état actuel des connaissances, des méthodes de mesure et de suivi, outre des nombreux modèles développés (Cho et al., 2016), *E. coli* reste l'indicateur privilégié.

2.3.2 Sources potentielles d'*E. coli* sur les territoires urbains et agricoles

Contrairement à d'autres coliformes fécaux, les bactéries *E. coli* prévalent exclusivement dans les intestins et les fèces des animaux à sang chaud incluant les humains, les animaux domestiques, d'élevage et sauvages (Dorner, S. M., Anderson, Slawson, Kouwen, & Huck, 2006; Hofstra, 2011).

Les territoires urbains et agricoles présentent plusieurs sources de bactéries fécales aussi bien ponctuelles que diffuses (Whelan et al., 2018).

Parmi les sources ponctuelles, celles qui sont prioritairement répertoriées dans les analyses des risques sont les effluents d'eaux usées traitées ou non des stations d'épuration, les débordements de réseaux d'égouts unitaires et/ou sanitaires, et les raccordements croisés dans les réseaux d'égouts séparatifs et pseudo-séparatifs (Jalliffier-Verne et al., 2016; Madoux-Humery, 2015; Prévost et al., 2017). En second lieu, sont répertoriés les rejets des industries agroalimentaires ou des abattoirs, et les apports directs par les humains lors des activités récréatives et le trafic fluvial, et ceux par les animaux lorsque ces derniers ont un accès direct aux eaux de surface (Hofstra, 2011; World Health Organization, 2016).

Les sources diffuses sont quant à elles, les eaux de ruissellement issues des surfaces agricoles où l'épandage de fumier, de lisier, de boues ou d'effluents de station d'épuration est pratiqué, celles provenant des terres d'élevage ou de domestication d'animaux, ainsi que celles émanant de zones présentant des systèmes septiques unitaires (Jalliffier-Verne, 2015; Whelan et al., 2018). Enfin, les sédiments constituent également un réservoir important de microorganismes pathogènes (Dorner, S. M. et al., 2006; Kiefer, Shelton, Pachepsky, Blaustein, & Santin-Duran, 2012; Pachepsky & Shelton, 2011). Ils sont reconnus comme étant une source diffuse accentuant les risques sur la santé publique (Haller, Amedegnato, Poté, & Wildi, 2009). Souvent perçus comme étant une source secondaire en raison de leur dynamique spatio-temporelle (Hofstra, 2011), les sédiments se retrouvent dans les eaux de surface (et souterraines), sur les surfaces urbaines et agricoles, ou encore dans les réseaux d'égouts dans lesquels une accumulation importante peut se produire en période de temps sec. Pour cette raison, les apports d'*E. coli* par les sédiments peuvent être égaux ou supérieurs aux apports des autres sources précédemment mentionnées, en particulier lors des périodes de temps sec (Dorner, S. M. et al., 2006). Seulement, la dynamique de cette source soulève encore de nombreuses difficultés lors de la modélisation en raison des nombreux paramètres environnementaux ou intrinsèques aux sédiments intervenant dans les processus de transport-dispersion, outre les différents évènements anthropiques et climatiques affectant les processus de sédimentation et remise en suspension (Ferguson, Husman, Altavilla, Deere, & Ashbolt, 2003; Garzio-Hadzick et al., 2010; Jung et al., 2014).

La contribution de ces diverses sources varie selon les bassins versants. L'identification du rôle de chacune doit se faire à l'échelle locale (Surbeck, Jiang, Ahn, & Grant, 2006), bien qu'elle reste difficile à faire en l'absence de données de terrain. Dans le monde, l'agriculture et l'élevage sont majoritairement responsables de la contamination microbiologique des eaux de surface (Whelan et

al., 2018). Cependant, en milieu urbain, il est admis que les eaux usées constituent les principales sources d'apport en *E. coli* dans les eaux de surface (Jalliffier-Verne et al., 2017; Passerat, Ouattara, Mouchel, Vincent, & Servais, 2011; Pongmala et al., 2015). Aussi, les concentrations en *E. coli* des surverses d'ouvrages municipaux fluctuent davantage que celles des émissaires des STations d'ÉPuration des eaux usées (STEP) (Sterk, de Man, Schijven, de Nijs, & de Roda Husman, 2016). Plus particulièrement, les concentrations maximales y sont largement supérieures. Par ailleurs, sur une base annuelle, les volumes déversés par les ouvrages de surverse sont largement inférieurs à ceux des stations d'épuration mais les charges sont considérablement plus élevées (Al Aukidy & Verlicchi, 2017; Rechenburg, Koch, Claßen, & Kistemann, 2006). Ce faisant, les débordements d'égouts unitaires constituent le facteur de risque principal pour les prises d'eau potable et leurs usines de production. Sur les territoires possédant des réseaux d'égouts sanitaires défectueux favorisant les infiltrations d'eaux souterraines ou d'eaux de ruissellement, et sur ceux assujettis à la problématique des raccordements croisés, les débordements d'égouts sanitaires doivent également être pris en considération dans l'analyse des risques (Prévost et al., 2017). En contexte de changements climatiques, l'étude de Sterk et al. (2016), réalisée aux Pays-Bas, a démontré que les attributs (fréquence, volume, concentration) des surverses seront davantage impactés que ceux des effluents des STEP. Les travaux de Madoux-Humery et al. (2013) sur les débordements d'égouts unitaires présents dans une certaine partie de la région de Montréal ont mis en évidence que les concentrations d'*E. coli* des surverses sont plus élevées en été et au printemps qu'en hiver, alors que les charges en *E. coli*, estimées en multipliant la concentration avec le volume d'eau mesuré sur un certain temps, restent semblables. De même, à l'échelle évènementielle, des différences de concentration de trois ordres de grandeur ont été mesurées (Madoux-Humery et al., 2015). Enfin, sur ce territoire situé à proximité du bassin versant de la rivière des Mille Îles, les eaux usées sanitaires contribuent davantage que les eaux de ruissellement ou la remise en suspension des dépôts sédimentaires (Madoux-Humery et al., 2013, 2015), ces deux dernières sources pouvant alors être négligeables dans un premier temps en l'absence de données fiables (Passerat et al., 2011). Les résultats de (Madoux-Humery et al., 2013, 2015) corroborent avec ceux de Passerat et al. (2011) qui mentionnent des concentrations d'*E. coli* avec des ordres de grandeur deux fois plus faibles dans les eaux pluviales que dans les eaux sanitaires.

2.4 Processus de transport-dispersion et survie de la bactérie *E. coli* et sa modélisation

La mortalité des bactéries *E. coli* dans les eaux de surface est conditionnée par une pléthore de facteurs. En général, l'inactivation est fonction du temps (Brookes et al., 2004; Cho et al., 2016; Dorner, S. M. et al., 2006; Haller, Poté, Loizeau, & Wildi, 2009; Pachepsky & Shelton, 2011), donc de la distance parcourue dans un cours d'eau. D'une façon générale, plus la distance entre la source de contamination et le point de rejet augmente, plus la concentration d'*E. coli* rejetée dans les eaux de surface diminue. Ainsi, la concentration retrouvée au niveau des prises d'eau diminue également. Néanmoins, cette relation est difficile à quantifier car les mécanismes et les constantes de dégradation diffèrent selon les milieux (fumier, dans et hors du sol, eau, sédiments) où sont stockés les *E. coli* et selon les saisons (Cho et al., 2016; Dorner, S. M. et al., 2006; Ferguson et al., 2003; Garzio-Hadzick et al., 2010). Cela peut expliquer la persistance des *E. coli* dans l'environnement, donc la présence d'un risque en tout temps pour les eaux de surface (Haller, Amedegnato, et al., 2009; Kiefer et al., 2012). D'une façon générale, la dégradation des *E. coli* dans l'eau suit une réaction de 1er ordre (Jamieson, M Joy, Lee, Kostaschuk, & Gordon, 2005) caractérisée par la loi cinétique de type Chick-Watson (Chick, 1908). Bien que la température, la salinité et le rayonnement solaire soient les trois principaux facteurs intervenant dans la mortalité (Brookes et al., 2004), outre le pH, l'oxygène dissous et les interactions avec les autres contaminants (Cho et al., 2016), de nombreuses études sur la contamination microbiologique considèrent uniquement les effets de la température. Elles se basent sur les résultats d'un modèle utilisant l'équation d'Arrhenius où est introduit un paramètre de correction pour tenir compte du milieu dans lequel évolue *E. coli* (Blaustein, Pachepsky, Hill, Shelton, & Whelan, 2013). Les taux de dégradation varient selon la température des eaux. *E. coli* survit sur une large plage de température (Flint, 1987). Les conditions de survie optimales interviennent en hiver et au printemps lorsque la température des eaux de surface est faible (Guan & Holley, 2003; Mezrioui & Baleux, 1992) et les procédés de traitement de potabilisation, réduits. Garzio-Hadzick et al. (2010) ont montré que la persistance de la bactérie *E. coli* était maximale à une température de l'eau de 4°C, ce qui corrobore avec les résultats de Mezrioui et Baleux (1992). Cependant, il est difficile de donner un taux de dégradation constant, représentatif aux échelles spatio-temporelles tant celui-ci

est conditionné par le pH (Presser, Ross, & Ratkowsky, 1998), qui varie également en fonction d'autres facteurs physiques, environnementaux, chimiques ou biologiques.

Les mécanismes de transport des *E. coli* sont les processus d'advection, de dispersion, de sorption, de sédimentation et de remise en suspension (Brookes et al., 2004; Ferguson et al., 2003). Le transport par advection résulte du mouvement de l'eau tandis que le transport par dispersion a lieu en présence d'un gradient de concentration (Schnoor, 1996). La dispersion tient de la combinaison des mécanismes de diffusivité longitudinale, horizontale, verticale et du mouvement moléculaire brownien, tous influencés par la géomorphologie du cours d'eau (Dorner, S. M. et al., 2006). En modélisation, il est courant d'admettre que la dispersion se fasse conformément à la loi de diffusion de Fick (Timis, Wallis, Kraslawski, & Agachi, 2009). La sorption se définit comme la rétention des bactéries à la surface (adsorption) et/ou dans le volume (absorption) des particules. La sorption est intrinsèquement liée aux caractéristiques des particules (Haller, Amedegnato, et al., 2009; Pachepsky & Shelton, 2011), bien qu'elle soit aussi sous l'influence des phénomènes préalablement mentionnés. La sédimentation se produit sous l'effet de la gravité et dépend de la sorption. Elle est particulièrement présente lors des étiages, au moment des faibles vitesses d'écoulement (Schnoor, 1996). C'est un processus important, car il permet de réduire la concentration d'*E. coli* depuis les points de rejet vers les prises d'eau. Enfin, la remise en suspension est principalement provoquée par des changements soudains du régime hydrique ou lors des forts débits. La saison des crues printanières apparaît ainsi comme la période la plus propice à ce type de processus. Comme précédemment dit, il est difficile de modéliser ces processus alors qu'ils expliquent une grande partie de cette variabilité spatio-temporelle des concentrations d'*E. coli* dans les eaux de surface (Pachepsky & Shelton, 2011).

Il va sans dire qu'un modèle intégrant l'ensemble de ces processus de transport-dispersion et de survie n'existe pas aujourd'hui, malgré qu'ils soient identifiés et globalement bien compris. Une des raisons à cela tient de la limite informatique. La technologie actuelle ne permet pas de simuler adéquatement ces phénomènes qui se produisent à des échelles spatio-temporelles très distinctes. Tenir compte de tous ces mécanismes demanderait un outil informatique capable de stocker une quantité colossale de données. Néanmoins, les modèles existants permettent déjà d'intégrer une bonne partie de ces processus et d'obtenir des résultats avec des précisions jugées suffisantes pour guider les politiques et mesures de protection des sources d'eau potable (Jalliffier-Verne, 2015). Selon Jamieson et al. (2005), un modèle de qualité de l'eau est jugé bon pour peu qu'il répertorie

l'ensemble des sources microbiennes et simule la survie et le transport des microorganismes tant sur terre que dans l'eau. Aussi, il faut savoir que les modèles s'appliquent seulement sur les bassins sur lesquels ils sont construits, car la calibration de leurs paramètres repose sur des actions généralement peu comprises, ce qui les rend difficilement transposables (Dorner, S., 2013). Enfin, le choix du modèle de contamination repose sur plusieurs facteurs qui ne sont pas nécessairement d'ordre technique, comme le suggèrent Bahadur, Amstutz et Samuels (2013) dans leur revue de littérature à propos de la modélisation de la contamination de l'eau. En effet, bien qu'il faille tendre à choisir le plus élaboré, celui-ci doit aussi être accessible (disponibilité et coût) et exploitable par l'analyste et les futurs propriétaires. Autrement dit, il doit être relativement facile à prendre en main moyennant une formation ou non, outre que le logiciel doit être adapté à la puissance des outils informatiques à disposition de l'analyste. Ainsi, selon le projet et ses résultats escomptés pour aider la prise de décision, un modèle moins sophistiqué mais davantage compris peut fournir des résultats bien plus pertinents qu'un modèle sophistiqué manipulé avec indécision. Par ailleurs, le choix du modèle dépend en grande partie des données disponibles (Bahadur et al., 2013). En général, la quantité de données demandées augmente avec le degré de sophistication du modèle. Ce faisant, les données limitent fortement le choix du modèle.

2.5 Modélisation de la qualité microbiologique des eaux de surface en contexte de changements globaux et son intérêt dans l'adaptation

La contamination microbiologique des eaux de surface est une problématique d'actualité qui tendra à s'accentuer en contexte de changements globaux si aucune mesure de mitigation ou d'adaptation n'est mise en place (Jalliffier-Verne et al., 2017). Les progrès quelques peu fulgurants des dernières années sur les modèles de contamination de l'eau démontrent leur intérêt et capacité à soutenir des politiques relatives à la gestion de la qualité de l'eau lorsque ces derniers sont appliqués à l'échelle du bassin versant (Cho et al., 2016). Notamment, la modélisation permet de fournir des résultats à des coûts économiques et temporels inférieurs qu'à ceux obtenus par les études empiriques (Dorner, S., 2013), où les résultats restent encore très incertains en raison des méthodes de détection des contaminants microbiologiques couramment employées. Plus spécifiquement, certains auteurs mettent en avant que les fréquences d'échantillonnage des eaux brutes prélevées par les prises d'eau potable, à savoir une fréquence minimale d'une fois par semaine sur une période de 120 jours consécutifs (Gouvernement du Québec, 2019a), sont trop élevées, avec un risque avéré de manquer

les évènements de forte contamination microbiologique (Jalliffier-Verne et al., 2017; Madoux-Humery et al., 2016). C'est pourquoi, les études de risque sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable ne peuvent pas se faire sur la base de ces résultats (Madoux-Humery et al., 2016), même si les récents progrès dans les outils de détection à haute fréquence d'échantillonnage laissent entrevoir de belles perspectives (Burnet et al., 2019). Ce faisant, la modélisation est essentielle dans une démarche d'étude de la vulnérabilité des prises d'eau potable. Les modèles empiriques et conceptuels sont les plus simples, reposent sur peu de données, mais leur incapacité à représenter les processus limite leur utilisation dans les contextes de prises de décision actuels (Hofstra, 2011). La modélisation statistique a démontré qu'elle était apte à fournir des preuves quantifiables de l'impact des changements climatiques et l'influence des différentes variables climatiques sur les concentrations de pathogènes d'origine hydrique (Gaertner et al., 2008; Olyphant, Thomas, Whitman, & Harper, 2003; Richardson, Nichols, Lane, Lake, & Hunter, 2009), ainsi qu'à déterminer les contributions des différentes sources des microorganismes pathogènes (Stapleton et al., 2008).

2.5.1 La modélisation bayésienne

Plus particulièrement, dans un contexte de profonde incertitude, de complexité élevée et d'un manque de données expérimentales, les approches bayésiennes ont connu un essor notoire et prouvé leur pertinence dans des contextes multi-décisionnels (Barton, Saloranta, Moe, Eggestad, & Kuikka, 2008; Dawsey Wesley, Minsker Barbara, & VanBlaricum Vicki, 2006; Dorner, S., Shi, & Swayne, 2007; Phan, Smart, Capon, Hadwen, & Sahin, 2016; Zhang, W. & Arhonditsis, 2008). Néanmoins, les études utilisant les approches bayésiennes ont rarement exploré les impacts des changements climatiques sur la qualité de l'eau (Phan et al., 2016). Pourtant, pour simuler les rétroactions présentes dans les systèmes dynamiques complexes de ressources en eau, dues à des facteurs climatiques, socio-économiques et humains, il peut être pertinent de coupler les modèles à bases physiques avec les modèles bayésiens, tel que l'ont rapporté Huaringa Alvarez et Leconte (2012). Reste encore qu'un grand nombre des résultats de ces modélisations bayésiennes n'ont pas été comparés à ceux obtenus par d'autres approches de modélisation (Aguilera, Fernández, Fernández, Rumí, & Salmerón, 2011; Phan et al., 2016). Il peut donc être difficile de juger leur performance, notamment lorsque les variables étudiées sont continues, étant donné que la plupart de ces modèles ne travaillent qu'avec des variables discrètes. Dans ces cas-ci, il est d'usage d'avoir

recours à une discrétisation, quitte à perdre une certaine précision statistique (Phan et al., 2016), voire d'introduire des erreurs non négligeables (Aguilera et al., 2011). Aussi, les modèles bayésiens requièrent une expertise scientifique plus spécifique et sont critiqués par le fait qu'ils ne présentent pas explicitement les processus dynamiques d'intérêt aux yeux des décideurs (Subagadis, Grundmann, Schütze, & Schmitz, 2014). Par contre, il est sûr qu'à l'heure actuelle, ces derniers sont sous-exploités (Aguilera et al., 2011). Les utiliser en synergie avec d'autres modèles, notamment les modèles à bases physiques, pourrait accroitre la robustesse des résultats pour soutenir les prises de décision en matière de protection des sources d'eau potable.

2.5.2 Les modèles hydrodynamiques

Ainsi, face à de tels constats, tant bien même que les modèles basés sur les processus soient critiqués vis-à-vis de leurs incertitudes, il demeure qu'ils restent à ce jour les outils disponibles les plus efficaces dans les études d'impacts des changements globaux sur la qualité des eaux de surface. Leur aptitude à intégrer les interactions et la possibilité de modifier simultanément plusieurs variables d'entrée en font des outils forts pertinents, pour peu qu'ils s'appuient sur une méthodologie robuste rendant transparentes les incertitudes sur les résultats finaux. Bien que la disponibilité des données soit un des facteurs limitants de ces modèles (Hofstra, 2011; Mohammed, Tveten, & Seidu, 2019), actuellement, ce sont les seuls qui soient capables d'apporter une réelle compréhension des processus se produisant à l'échelle du bassin versant et une identification des conditions conduisant à la défaillance, comme par exemple, une concentration d'*E. coli* au niveau des prises d'eau qui soit au-delà des capacités de traitement des usines de potabilisation. Bien sûr, la qualité des résultats générés dépend grandement de la résolution spatiale et des données disponibles. La modélisation 3D est la plus représentative des phénomènes réels. Cependant, les coûts calculatoires sont très importants et pas nécessairement justifiés au regard des nombreux critères énoncés par Bahadur et al. (2013) quant au choix du modèle à adopter pour une étude s'intéressant aux problèmes de contamination en rivière. À l'inverse, la modélisation 1D génère rapidement des résultats, au dépend d'une représentation spatiale exacte des processus. La modélisation 2D apparaît comme étant un bon compromis pour les études d'analyse de vulnérabilité des sources d'eau potable aux évènements de contamination, celles-ci souhaitant obtenir des résultats suffisamment précis, et en peu de temps. Cependant, la modélisation 2D est permise moyennant deux conditions : un processus d'advection non négligeable et une dispersion

longitudinale non dominante (Timis et al., 2009). En négligeant la composante verticale, la modélisation 2D suppose un mélange parfait de la colonne d'eau. Toutefois, les modèles 2D permettent de géolocaliser les panaches de polluants (Dong Kim, Do Kim, Lyu, & Won Seo, 2009) comme *E. coli*. Il s'agit là d'un atout en matière d'adaptation puisqu'il devient possible d'identifier les zones les moins à risques vers lesquelles pourraient être déplacées ou localisées les prises d'eau existantes ou nouvellement construites.

2.5.3 Les modèles hydrodynamiques dans les études d'impacts des changements climatiques

Pourtant, même si les modèles basés sur les processus sont propices à soutenir la quantification des impacts des changements climatiques (CC) sur la contamination microbiologique des eaux de surface, jusqu'à présent, peu d'études ont été publiées à ce sujet (Hofstra, 2011), le manque de données expérimentales étant l'une des raisons à cela. A contrario, de nombreux travaux ont analysé d'une façon qualitative les impacts des CC sur les concentrations en microorganismes pathogènes rejetées dans les eaux de surface, en se concentrant principalement sur les effets de la température et des précipitations (Boxall Alistair et al., 2009; Delpla, Jung, Baures, Clement, & Thomas, 2009; Hofstra, 2011; Nichols, Lane, Asgari, Verlander, & Charlett, 2008; Thomas et al., 2006). Néanmoins, les résultats apportés par la plupart de ces études peuvent être critiqués en raison de leur méthodologie d'évaluation des impacts des CC, qui consiste tout d'abord à estimer les plages de variation possibles des différentes variables climatiques. Puis, les impacts dus à chaque variable climatique sont évalués séparément. Au final, la sommation des impacts individuels sert à quantifier les impacts globaux des CC. Pourtant, en raison des interactions entre les différentes variables climatiques, les impacts des CC peuvent s'atténuer, s'amplifier voire s'annuler. Par ailleurs, contrairement au passé où les impacts du changement climatique étaient étudiés séparément de ceux dus au développement socio-économique, les études s'essaient à présent de combiner ces deux catégories de changements afin de déterminer la part des changements climatiques et anthropiques sur le risque de contamination microbiologique (Duran-Encalada, Paucar-Caceres, Bandala, & Wright, 2017; Iqbal, Islam, & Hofstra, 2019; Islam, Iqbal, Leemans, & Hofstra, 2018; Jalliffier-Verne et al., 2017). Il en ressort une grande variabilité dépendamment de la nature et de l'occupation des bassins versants, mais d'une façon générale, l'Homme semble être le facteur de risque prépondérant (Iqbal et al., 2019; Islam, Iqbal, et al., 2018), en particulier

dans la région de Montréal (Jalliffier-Verne et al., 2017; Jalliffier-Verne et al., 2015). Malheureusement, le manque de preuves quantitatives des études historiques n'a pas, ou très peu, encouragé les décideurs à mettre en place des mesures d'adaptation face à ce type de risque. Pourtant, la récente étude de Jalliffier-Verne et al. (2017) a démontré que l'absence de restriction sur les surverses en période de fonte des neiges accroit la vulnérabilité des systèmes de production d'eau potable. De plus, grâce à une modélisation hydrodynamique 2D, Jalliffier-Verne et al. (2017) ont montré que la réglementation canadienne sur l'interdiction d'accroitre la fréquence des surverses sur les territoires en développement, en dépit de mesures compensatoires (CCME, 2009), allait à l'encontre des stratégies de protection des sources d'eau potable. En effet, en se plaçant uniquement dans le contexte du changement climatique, pour des durées et fréquences de surverses identiques, les concentrations extrêmes d'*E. coli* estimées aux prises d'eau potable restent quasiment les mêmes en climat actuel et futur. Tandis qu'en contexte de changements globaux, les auteurs ont observé des variations de concentrations extrêmes d'*E. coli* de plus de 98% (pour la période d'étiage) en climat futur par rapport à celles estimées en climat actuel. Ainsi, leurs résultats montrent qu'en contexte de changements globaux, sur leur site d'étude, si les fréquences sur les rejets n'évoluent pas, les surverses seront plus concentrées en *E. coli*, ce qui va conduire à augmenter les concentrations extrêmes d'*E. coli* au niveau des prises d'eau potable.

2.6 Les étiages : la vulnérabilité du sud du Québec à ce type de risque

2.6.1 Définition de l'étiage et ses caractéristiques

2.6.1.1 La difficile définition de l'étiage

Le terme étiage est défini de différentes manières, dont la précision dépend des parties prenantes aux études du régime hydrodynamique des rivières (Smakhtin, 2001). Dans le glossaire international d'hydrologie, le débit d'étiage est défini comme étant « la plus basse valeur du débit d'un cours d'eau durant une année hydrologique » (Organisation météorologique mondiale, 2012). Au Québec, la définition proposée par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) est la plus utilisée. L'étiage désigne la « période des faibles débits des cours d'eau » (CEHQ, 2015). Un défaut commun à ces deux définitions tient du fait qu'elles n'intègrent pas la composante spatiale, de même que celle posée par le CEHQ (2015) n'introduit pas la durée du phénomène. Or, les conséquences relatives aux faibles débits dépendent majoritairement du contexte spatio-temporel.

D'un point de vue anthropocentrique, une faible hauteur d'eau au niveau d'une prise d'eau n'induira pas les mêmes conséquences qu'un faible niveau d'eau dans une zone éloignée de tout ouvrage anthropique (ouvrage de surverse, prise d'eau potable, etc.), outre que les conséquences diffèrent au gré des saisons, voire des mois. Cependant, ce défaut de définition semble accepté dans la mesure où il est corrigé par les précisions apportées par les indices hydrologiques d'étiage (Lang Delus, 2011).

2.6.1.2 La confusion entre les sécheresses et les étiages

Aussi, alors que le terme d'étiage doit être distingué de celui de sécheresse, il arrive parfois que ces derniers soient maladroitement confondus, notamment en raison du manque de définitions précises (Lang Delus, 2011; Smakhtin, 2001). Selon l'Organisation météorologique mondiale (2012), la sécheresse hydrologique est une « période de temps anormalement sec, suffisamment prolongée pour entraîner une pénurie d'eau caractérisée par un abaissement significatif de l'écoulement des cours d'eau, […] les amenant à des valeurs inférieures à la normale ». Cette dernière est corrélée avec la sécheresse météorologique qui est un événement naturel produit par une « absence prolongée ou déficit marqué des précipitations » (Organisation météorologique mondiale, 2012). Autrement dit, la sécheresse est un événement exceptionnel résultant d'une combinaison d'évènements météorologiques sur une période prolongée, tandis que l'étiage est un phénomène saisonnier faisant partie intégrante du régime hydrique des rivières. De même, il est important de mentionner qu'une longue période consécutive de faibles débits ne conduit pas nécessairement à des conditions de sécheresse, tandis que les sécheresses impliquent les faibles débits (Smakhtin, 2001). Enfin, en plus des sécheresses météorologiques et hydrologiques, Mayer-Jouanjean et Bleau (2018) intègrent deux autres types de sécheresse associés aux étiages : la sécheresse agricole, définie comme le « rapport entre les caractéristiques des sécheresses météorologiques ou hydrologiques et les impacts sur le milieu agricole », et la sécheresse socio-économique, qui apparaît « lorsque la demande pour un bien excède l'offre à cause d'un manque hydrique relié au climat ». Ces dernières définitions prennent de l'importance dans les prises de décision à l'échelle du bassin versant, en particulier lorsqu'on parle de gestion intégrée des ressources en eau.

2.6.1.3 Les composantes caractéristiques des étiages

Afin de clarifier le terme étiage et ses conséquences sur les systèmes humains et environnementaux, les étiages sont caractérisés par les quatre composantes principales suivantes : 1) la **durée** ; 2) l'**intensité** (ou magnitude), définie comme étant la valeur du débit atteinte en un point donné ; 3) la **sévérité,** calculée en divisant l'intensité par la durée ; 4) et la **fréquence** entre deux périodes d'étiage successives (Abi-Zeid & Bobée, 1999; Rolls, Leigh, & Sheldon, 2012; Smakhtin, 2001).

La quatrième composante est particulièrement importante pour les rivières dont la gestion des étiages s'effectue à partir de réservoirs situés en amont. En effet, si le délai entre deux périodes d'étiage est insuffisant, ces réservoirs ne peuvent pas se recharger suffisamment et être utilisés pour soutenir la seconde période d'étiage. Ainsi, des stratégies supplémentaires doivent être mises en place au risque de voir se développer des problématiques d'approvisionnement en eau.

Enfin, ces quatre caractéristiques permettent de classifier les étiages. Les deux premières composantes permettent de distinguer les étiages de très forte magnitude s'étendant sur une courte durée de ceux de moindre magnitude, mais de plus longue durée. Ces derniers s'avèrent souvent être plus préjudiciables sur les systèmes d'approvisionnement en eau (Lang Delus, 2011). Contrairement aux crues où les impacts dépendent principalement de l'intensité de l'événement, l'impact des étiages repose davantage sur la durée des faibles débits (Abi-Zeid & Bobée, 1999). De même, la sévérité ajoute une valeur supplémentaire en permettant de distinguer les étiages exceptionnels de ceux qui ne le sont pas, sous-entendu, ceux qui ne contraignent pas la gestion de l'approvisionnement en eau du territoire. Ce faisant, cette classification des étiages peut judicieusement être utilisée pour concevoir les plans et mesures d'urgence destinés à la protection des systèmes d'approvisionnement en eau et de ses éléments d'infrastructures comme les prises d'eau potable (Côté, B., Leconte, & Trudel, 2013).

2.6.2 Formation des étiages : processus naturels et impacts anthropiques

Différents processus entrent en jeu dans la formation des étiages, les facteurs d'influence étant aussi bien climatiques, topographiques, géologiques, biogéochimiques, qu'anthropiques (Sophocleous, 2002).

Le débit d'une rivière résulte d'une combinaison de processus complexes (Anctil, Rousselle, & Lauzon, 2005; Hingray, Picouet, & Musy, 2009). Ces derniers dépendent des facteurs ci-dessus

dont les interactions et l'influence de chacun reste difficile à comprendre (Smakhtin, 2001; Sophocleous, 2002). Au plus simple, une rivière peut être modélisée comme un réservoir connecté à d'autres réservoirs définis comme les sources d'apport. Chacun d'eux disposent des trois composantes suivantes : recharge, stockage et décharge. La première est principalement subordonnée aux précipitations, tandis que les deux autres composantes sont fonction des caractéristiques physiographiques du bassin versant (BV) et de son réseau hydrographique (Smakhtin, 2001).

Les grands BV caractérisés par des faibles pentes sont les plus vulnérables aux étiages critiques en raison de leur faible réactivité qui conduit à une augmentation dans la durée (MDDELCC, n.d.). Or, tel que préalablement mentionné, les systèmes d'approvisionnement en eau sont majoritairement plus résilients aux étiages de grande amplitude de courte durée que ceux de faible amplitude de plus longue durée (Lang Delus, 2011).

2.6.2.1 Facteurs et mécanismes naturels dans la formation des étiages

Lors de l'étude des étiages d'une rivière, il est primordial d'identifier précisément les gains et pertes dans le régime hydrique de façon à respecter la conservation du volume dans le bilan de masse. En période d'étiage, l'apport en eau provenant des précipitations ou de la fonte des neiges est faible, voire nul. Ce faisant, les eaux souterraines sont les principales sources d'apport au régime hydrique (MDDELCC, n.d.). Cette dominance de l'écoulement souterrain dans le débit de base nécessite des connaissances tant en hydrologie de surface qu'en hydrogéologie (Smakhtin, 2001; Villeneuve et al., 2002). Une meilleure compréhension des processus d'échanges entre la nappe phréatique et la rivière est donc nécessaire puisqu'elle permet de poser des hypothèses simplificatrices plausibles pour la modélisation.

Dingman (1994) a résumé les interactions nappe-rivière en quatre grandes catégories, telles qu'illustrées dans la Figure 2-2. Un processus de recharge de la rivière est présent lorsque la nappe phréatique est située au-dessus du cours d'eau (a) ou qu'un gradient hydraulique permet un écoulement de la nappe vers le cours d'eau (d). Ce dernier peut également inclure le processus de décharge du cours d'eau. D'autres interactions conduisent à la décharge de la rivière vers la nappe, soient par des liens directs (b), soient par des liens indirects (c). Dans les deux derniers cas, le cours d'eau est situé au-dessus de la nappe phréatique.

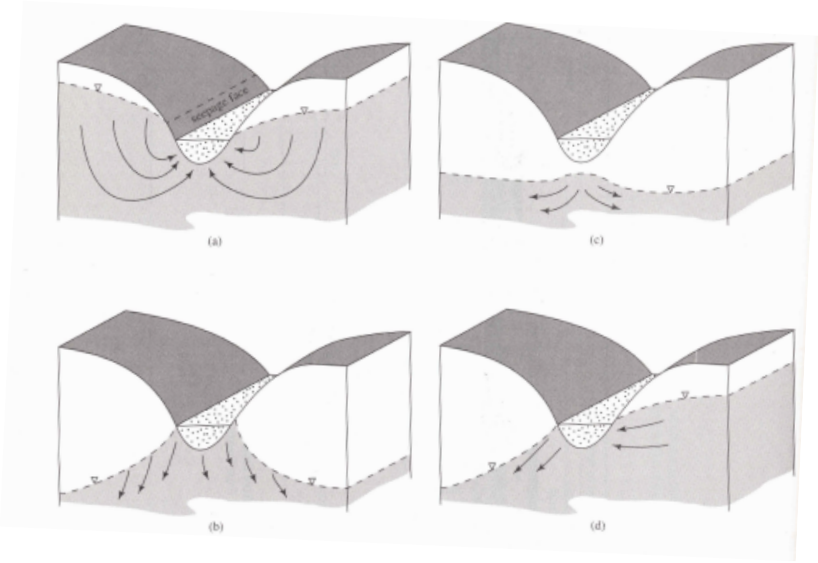

Figure 2-2 : Interactions aquifère-rivière dans *Physical Hydrology*, 1994, p. 326 © (Dingman, 1994)

Au Québec, la quasi-totalité des rivières échangent avec les eaux souterraines via le scénario (a) où les apports latéraux permettent la recharge de la rivière (Doucet-Généreux & Bertrand, 2015). L'étude de Fagnan, Nastev, Lefebvre, Martel et Savar (2001), menée sur la partie Ouest du territoire du COBAMIL, corrobore ces propos.

Aussi, même si la Figure 2-2 précédente ne met pas en avant ce type d'interaction, d'autres processus et facteurs naturels affectent les gains et pertes en eau des rivières.

Concernant les gains, la rivière peut aussi être alimentée par des lacs en période de faibles débits, dans le cas où il existe une connexion hydraulique directe entre ces deux systèmes d'eau (Smakhtin, 2001). Par ailleurs, dépendamment des BV, les apports par ruissellement de surface sont susceptibles de prendre un poids important en période d'étiage (Mukundan, Acharya, Gelda, Frei, & Owens, 2019; Villeneuve et al., 2002).

Vis-à-vis des pertes en eau de la rivière, dans sa revue de littérature au sujet des faibles débits, Smakhtin (2001) mentionne l'évaporation directe des cours d'eau, aussi bien depuis la rivière étudiée que depuis les milieux humides, lacs ou autres rivières alimentant directement ou indirectement la rivière, l'évapotranspiration du couvert végétal du BV hydrographique, particulièrement celle sur la zone riparienne, les décharges directes par le lit de la rivière lorsque

les matériaux le constituant sont suffisamment perméables, les alluvions étant un exemple parmi tant d'autres.

Enfin, il est évident que les facteurs climatiques comme la température et précipitations ont un rôle d'une extrême importance dans la formation des étiages, ceci sur de vastes échelles spatio-temporelles. En effet, à des échelles spatio-temporelles lointaines, ces deux variables climatiques influencent les quantités d'eau stockées en surface ou dans les aquifères souterrains pendant la période précédant celle de l'étiage, donc les réserves disponibles en période sèche. À plus courte échelle, des fortes températures peuvent accroitre la sévérité des faibles débits en période d'étiage en augmentant l'évapotranspiration (Assani, Chalifour, Légaré-Couture, Manouane, & Leroux, 2011). Cet assèchement accru des sols peut résulter en une diminution significative de l'écoulement souterrain et aggraver considérablement l'étiage. Plus précisément, Assani et al. (2011) se sont intéressés à étudier les relations entre des indices climatiques et les débits d'étiage sur 7 jours à partir des données récoltées pour 18 rivières naturelles situées dans le BV du Saint-Laurent (Québec). Les auteurs mentionnent une corrélation significative entre les débits d'étiage sur 7 jours et les températures et précipitations au cours de la saison estivale. Le signe de la corrélation varie selon les régions. En hiver, la corrélation entre les indices climatiques et d'étiage est moins évidente, car à cette période, les débits ne sont pas directement affectés par ces facteurs climatiques en raison de l'aspect des précipitations (neige) et des températures négatives. Néanmoins, ils concluent qu'une augmentation des débits d'étiage hivernaux résulte d'une hausse des précipitations automnales. L'étude de Ge, Yang et Kane (2013), effectuée sur le BV de la rivière Yukon (Canada), suggère également des corrélations positives significatives entre les débits pour un mois estival donné et les précipitations tombées au mois précédent. Ici encore, les auteurs mentionnent que cette corrélation est moins évidente lors des saisons hivernale et printanière. De même, Mukundan et al. (2019) rapportent une dépendance significative des faibles débits aux températures et précipitations pour les rivières situées sur le BV hydrographique de la région de New-York. Enfin, la littérature scientifique s'entend à dire que, d'une façon générale, l'influence des précipitations sur les étiages est plus importante que celle de la température (Ge et al., 2013; Mukundan et al., 2019).

2.6.2.2 Impacts anthropiques directs et indirects sur les processus naturels de formation des étiages

Les facteurs aggravant les étiages ne peuvent pas être uniquement imputables aux processus ou causes naturels, les activités humaines étant aussi sources de nombreuses modifications sur ces processus liés au régime hydrique des rivières (Rolls et al., 2012; Smakhtin, 2001). Les activités humaines, qui peuvent aussi bien conduire à des gains qu'à des pertes supplémentaires dans le bilan hydrique, ont une grande importance dans les études de vulnérabilité relatives aux étiages, car les impacts anthropiques sur les faibles débits prédominent souvent les impacts des facteurs naturels sur les caractéristiques de durée et d'intensité notamment (Rolls et al., 2012). Les impacts humains majoritairement mentionnés dans la littérature sont résumés dans le Tableau 2-1. Celui-ci présente le type d'impact, les perturbations humaines et leurs conséquences sur les processus naturels ainsi que sur le bilan hydrique.

Tableau 2-1 : Résumé des perturbations anthropiques majeures et leurs conséquences sur les processus naturels dans la formation des étiages et le bilan hydrique

Perturbations anthropiques	**Conséquences sur les processus naturels**	**Conséquences sur le bilan hydrique**	**Références**
Impact direct			
Régulation du débit par des barrages et réservoirs	Modification des flux des sources d'apport selon la gestion opérationnelle des réservoirs. **Diminution/augmentation des caractéristiques des étiages**	Gains / Pertes	(Smakhtin, 2001)
Captages directs depuis la rivière vers les industries, les terres agricoles ou d'élevage, les municipalités, voire les particuliers	Diminution de la quantité d'eau du cours d'eau de la rivière. **Augmentation de la fréquence, magnitude et durée des étiages**	Pertes	(COBAMIL, 2014)
Effluents des systèmes municipaux (ouvrages de surverse, stations de traitement des eaux usées, etc.) et des industries	Augmentation du débit total du cours d'eau, mais **modification profonde de la qualité de la rivière qui peut conduire à des situations de stress hydrique** si les concentrations de contaminants aux prises d'eau dépassent les capacités de traitement des installations de production d'eau potable	Gains	(Brouillette, 2007; Jalliffier-Verne et al., 2017; Mailhot, Duchesne, Talbot, Rousseau, & Chaumont, 2008)
Importations directes depuis des sources d'eau situées à l'extérieur du bassin versant vers le cours d'eau par l'intermédiaire de conduites	Augmentation du débit total du cours d'eau. **Diminution de la durée, fréquence et intensité des étiages**	Gains	(Smakhtin, 2001)
Exportations directes d'eau depuis la rivière vers des sources situées à l'extérieur du bassin versant par l'intermédiaire de conduites	Diminution du débit total du cours d'eau. **Augmentation de la durée, fréquence et intensité des étiages**	Pertes	(Smakhtin, 2001)

Tableau 2-1 : Résumé des perturbations anthropiques majeures et leurs conséquences sur les processus naturels dans la formation des étiages et le bilan hydrique (suite 1)

Impact indirect			
Extraction des eaux souterraines à l'intérieur de l'aire de drainage souterraine	Diminution des volumes et niveaux des nappes phréatiques réduisant les interconnexions entre le lit de la rivière et la nappe, donc les possibilités d'apports en eaux souterraines vers la rivière; modification du gradient hydraulique ou de la longueur de contact entre la nappe et le lit du cours d'eau. **Augmentation de la durée, intensité et fréquence des étiages**	Pertes	(Bickerton, Petts, Armitage, & Castella, 1993; Owen, 1991; Rolls et al., 2012)
Changement d'usage des sols : conversion de forêts en terres agricoles (drainage artificiel)	Diminution des réserves d'eau nécessaires en période sèche dans les basses terres; Évacuation plus rapide de l'eau par ruissellement durant la période qui précède celle des faibles débits; Favorise l'érosion des sols et les apports sédimentaires vers le cours d'eau, ce qui affecte la morphologie en diminuant la surface d'écoulement. **Augmentation de l'intensité, fréquence et durée des étiages**	Pertes	(Blann, Anderson, Sands, & Vondracek, 2009; Riggs, 1976)
Changement d'usage des sols : urbanisation	Diminution de l'évapotranspiration, de l'infiltration et augmentation du ruissellement de surface. Conduit à une diminution de la recharge des nappes phréatiques et des quantités d'eau disponibles dans les cours d'eau en période d'étiage. **Augmentation de l'intensité et durée des étiages**	Pertes	(Simmons & Reynolds, 1982; Vörösmarty & Sahagian, 2000)
Modification du couvert végétal : afforestation	Augmentation des pertes par évapotranspiration, par interception suite à une augmentation de la rugosité du sol et de la densité du couvert végétal, ce qui conduit à une diminution de la recharge des nappes d'eaux souterraines; Perturbation sur les mécanismes d'infiltration en modifiant la structure du sol, sa perméabilité et les chemins d'écoulements. En général : **augmentation de la durée, fréquence et intensité des étiages**	Pertes (dans la quasi-totalité des cas)	(Bosch & Hewlett, 1982; Cheng et al., 2017; Cosandey & Robinson, 2012b; Lane, Best, Hickel, & Zhang, 2005; Smith & Scott, 1992; Webb & Kathuria, 2012)

Tableau 2-1 : Résumé des perturbations anthropiques majeures et leurs conséquences sur les processus naturels dans la formation des étiages et le bilan hydrique (suite 2)

Modification du couvert végétal : déforestation	Les conséquences de la déforestation varient selon les caractéristiques des BV (type de forêt, pente, superficie, etc.). Même si certains travaux ont montré qu'une diminution est possible, dans la plupart des cas, le déboisement conduit à une légère augmentation des faibles débits. En effet, en réduisant l'évapotranspiration et l'interception par le couvert végétal suite au déboisement, la recharge des nappes peut être favorisée, ce qui permet d'accroitre légèrement le ruissellement de base et direct. Par contre, le déboisement est à l'origine d'une modification de la morphologie au pied des versants et dans les cours d'eau, notamment au niveau des berges qui s'érodent davantage. Les problèmes physiques (obstruction PEP, etc.) et de contamination peuvent donc être plus fréquents et plus sévères. En général : **diminution de l'intensité, durée et fréquence des étiages**	Gains (en général) / Pertes	(Bosch & Hewlett, 1982; Cheng et al., 2017; Durocher & Roy, 1986; Levy, Lopes, Cohn, Larsen, & Thompson, 2018; Muma, Assani, Landry, Quessy, & Mesfioui, 2011; Smakhtin, 2001)

2.6.2.3 Périodes d'apparition des étiages au Québec

Au Québec, deux saisons d'étiages ont été identifiées (CEHQ, 2015). La première se produit en période hivernale lorsque les faibles températures empêchent la formation de précipitations liquides, outre la fonte de la couverture de neige au sol. En conséquence, les apports surfaciques sont faibles voire nuls. Les eaux souterraines constituent donc l'apport principal au débit de la rivière. Ce faisant, une recharge insuffisante de l'aquifère souterrain au cours de l'automne accroit le risque d'étiages hivernaux. La seconde période d'étiage intervient au cours de l'été, voire en automne, en raison des conditions de sécheresse qui résultent de l'absence de précipitations (Ouarda et al., 2005). Ces étiages estivaux peuvent être aggravés par des fortes températures qui réduisent la teneur en eau des sols suite à une augmentation de l'évapotranspiration (Assani et al., 2011).

Les débits d'étiage estivaux sont plus persistants que les débits d'étiage hivernaux. Par conséquent, le risque d'étiages sévères est plus important en été qu'en hiver (Cyr & Fontin, 2005), comme le corrobore l'étude de Mayer-Jouanjean et Bleau (2018). Aussi, la vulnérabilité des rivières à de sévères étiages estivaux est plus importante en raison des pressions anthropiques qui tendent à s'accentuer à cette période de l'année comparativement à la période hivernale. En effet, les fortes chaleurs accentuent la demande en eau aussi bien pour la consommation domestique que pour l'irrigation des terres agricoles ou encore la consommation d'eau par le bétail (Bérubé, 2007; Mailhot et al., 2008; Rousseau et al., 2004).

2.6.3 Étiages historiques : facteurs d'influence identifiés et solutions apportées

2.6.3.1 Historique des étiages dans le sud du Québec

Tout d'abord, à l'échelle du sud du Québec, les nombreux évènements passés, ayant récemment fait l'objet d'une étude de recensement par Mayer-Jouanjean et Bleau (2018), prouvent la vulnérabilité des rivières au risque d'étiage. Selon ces auteurs, le terme étiage étant faiblement, voire nullement utilisé au Québec dans le passé, il est possible que des évènements historiques n'aient pas été répertoriés ou alors maladroitement archivés avec les évènements de sécheresse en raison d'une confusion entre les deux termes. Bien qu'un nombre important d'événements ait eu lieu avant le XXème siècle, les exemples des dernières années suffisent à montrer la sensibilité des cours d'eau aux étiages critiques. En particulier, les étiages successifs des années 2001, 2002, 2005,

2010 et 2012 ont marqué les esprits de la population québécoise en perturbant les usages directs et indirects de l'eau (MDDELCC, n.d.) aussi bien dans les municipalités de Montréal, Longueuil, Rosemère, la ville de Québec que dans celles situées dans le Bas-Saint-Laurent et la Montérégie (Mayer-Jouanjean & Bleau, 2018; Rousseau et al., 2004). Les impacts économiques et sociaux varient, mais les répercussions ont pu être colossales. En particulier, la sécheresse qui a sévi en 2001-2002 sur l'ensemble du territoire canadien a atteint le coût record de cinq milliards de dollars (Lemmen, Warren, Lacroix, & Bush, 2008), outre de révéler que des systèmes d'approvisionnement réputés fiables se sont montrés incapables d'assurer les besoins en eau potable des populations desservies. Aussi, les faibles débits de 2002 ont atteint une ampleur extrême dans les bassins versants des rivières Châteauguay, Chaudière et Richelieu, situés en partie ou entièrement dans la région du sud du Québec. Sur ces mêmes bassins, les étiages de 2010 ont aussi été caractérisés de sévères (Mayer-Jouanjean & Bleau, 2018).

2.6.3.2 Historiques des étiages de la rivière des Mille Îles

Au Québec, la rivière des Mille Îles est connue pour ses étiages critiques. Ces derniers ont entrainé d'importants problèmes d'approvisionnement en eau largement relayés dans les médias régionaux (COBAMIL, 2014).

Des premiers étiages critiques ont été répertoriés avant les années 2000. Néanmoins, l'étiage historique du mois d'août 2001, d'une période de retour 100 ans (Cyr & Fontin, 2005), a considérablement marqué les esprits et a fait prendre conscience de la vulnérabilité du territoire au risque de pénurie d'eau. Avec un débit minimum mesuré à 13.5 m^3/s alors qu'il n'était que rarement descendu sous la barre des 20 m^3/s sur la période 1970-2000, la capacité de dilution des rejets des eaux usées de la rivière était clairement insuffisante (Cyr & Fontin, 2005). Des concentrations importantes de contaminants au niveau des prises d'eau, dépassant les limites de capacité de traitement des usines de production d'eau potable, laissaient craindre à un arrêt temporaire de ces dernières (Brouillette, 2007). De telles conditions ont été atteintes suite à une sécheresse estivale extrême avec des absences flagrantes de précipitations dès le mois d'avril. En effet, avec 35 jours consécutifs sans précipitations mesurables, ce fut le mois d'avril le plus sec jamais enregistré à Montréal. À l'échelle du bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent, un été aussi sec n'avait pas été enregistré depuis 54 ans (Warren et al., 2004). Face à cette problématique de sécurité d'approvisionnement en eau, le CEHQ est intervenu en urgence pour assurer un débit minimal de

soutien d'environ 25 m^3/s en augmentant le débit de vidange de deux de ses réservoirs situés dans le bassin de la rivière des Outaouais (Cyr & Fontin, 2005).

Pour éviter qu'une telle situation se reproduise, les municipalités avoisinantes de la rivière des Mille Îles ont demandé au ministère de l'environnement (MENV) d'établir une stratégie permettant de maintenir un débit minimal de 25 m^3/s en toutes conditions. Trois solutions ont été proposées par le CEHQ et présentées dans un rapport préliminaire présenté en 2002. Des études de faisabilité technico-économique ont été conduites entre 2002 et 2004 pour chacune de ces options. Entre temps, le CEHQ a entrepris d'autres mesures au cours de l'hiver 2002 afin de parer efficacement un autre événement d'étiage (Cyr & Fontin, 2005). Ces dernières n'ont pas tardé à être testées puisque de nouveaux étiages importants ont eu lieu au cours de l'été 2002. Le débit minimal enregistré fût de 25 m^3/s. La durée de cet étiage a été particulièrement longue en débutant à la fin de l'été et en s'étendant jusqu'à la fin de l'automne 2002 en raison d'un manque de précipitations abondantes permettant de rehausser le niveau d'eau de la rivière. Durant cette période, les apports en eau de réservoirs et barrages situés dans le bassin versant de la rivière des Outaouais ont une nouvelle fois assuré un débit minimal à l'entrée de la rivière des Mille Îles grâce à des conditions hydrométéorologiques favorables au printemps et en juin 2002, qui ont permis de recharger ces réservoirs ayant déjà soutenu l'étiage de 2001.

En 2004, bien que les débits d'étiage étaient légèrement au-delà de 50 m^3/s, des opérations de soutien similaires aux précédentes ont tout de même étaient reconduites dans un but préventif. Cette fois-ci, les conditions hydriques durant l'été 2004 étaient favorables, mais c'est l'absence prolongée de précipitations en début d'automne qui a conduit à ces interventions à la mi-novembre.

En 2005, le CEHQ a rendu son verdict en recommandant d'accroitre la capacité hydraulique de l'entrée de la rivière en excavant les seuils et hauts fonds présents sur cette partie. Ces travaux d'excavation devaient permettre d'assurer un débit minimal de 35 m^3/s, ce dernier représentant le débit de conception des STEP avec nitrification (Cyr & Fontin, 2005) s'approvisionnant dans la rivière des Mille Îles. Cependant, malgré ces recommandations, de tels travaux n'ont pas été entrepris. Pourtant, l'année 2010 marque un autre événement historique d'étiage. Cette fois-ci, le débit minimal à l'entrée de la rivière a atteint le seuil record de 11.8 m^3/s au mois d'août, le record de 2001 ayant été battu dès la fin du mois d'avril (MDDELCC, n.d.). Cet étiage extrême résulte de la sécheresse hydroclimatique de l'été 2010 causée par la transition entre les phénomènes

météorologiques El Niño et La Niña, outre que l'hiver 2010 fut le plus doux jamais enregistré depuis 1948 au Québec (Radio-Canada.ca, 2011). En particulier, les faibles accumulations de neige en hiver et les faibles précipitations printanières sont les principales causes de ces débits d'étiage extrêmes. De même, de fortes concentrations en azote ammoniacal, majoritairement originaires des déjections humaines, ont été mesurées en période estivale (COBAMIL, 2014), mettant indirectement en avant le risque de fortes concentrations en coliformes fécaux comme *E. coli*. La problématique d'approvisionnement en eau suite à une pénurie d'eau fût une nouvelle fois découvert, conduisant le MDDELCC à réaliser les travaux d'excavation recommandés en 2005 par le CEHQ dans le lit de la rivière en amont du barrage du Grand-Moulin. Ces travaux se sont poursuivis jusqu'à l'été 2011. Aujourd'hui, ils devraient permettre d'assurer un débit minimal de 25 à 30 m^3/s en période d'étiage sévère (COBAMIL, 2014).

Il est certain que ces évènements de faibles débits ont été grandement conditionnés par les conditions hydrométéorologiques à court et long terme, néanmoins la croissance démographique et l'extension des activités industrielles et économiques sur le territoire ont fortement aggravé la situation, notamment la durée et sévérité de ces étiages (COBAMIL, 2014).

2.6.4 La modélisation des faibles débits des rivières et les indicateurs d'étiage utilisés

2.6.4.1 La modélisation dans les méthodes des débits d'étiage

Pareillement à la menace de contamination microbiologique, la modélisation est un outil puissant qui peut judicieusement quantifier la vulnérabilité des prises d'eau aux étiages, aussi bien responsables des problématiques relatives à la quantité qu'à la qualité de l'eau. Plus spécifiquement, la modélisation permet d'évaluer les composantes caractérisant les étiages et s'intègre efficacement dans les méthodes d'évaluation des débits d'étiage, regroupées en trois grandes catégories (Belzile, Bérubé, Hoang, & Leclerc, 1997) : 1) les méthodes hydrologiques ; 2) les méthodes hydrauliques ; 3) les méthodes d'habitat.

Les deux dernières méthodes sont davantage employées à des fins écologiques en comparaison de la méthode hydrologique. La méthode hydrologique, qui se base sur les débits observés, est relativement facile à mettre en œuvre, peu coûteuse en temps, et particulièrement adaptée à des études de planification régionale et à la prise de décision (Belzile et al., 1997). Ces avantages

justifient son utilisation pour les études qui n'ont pas pour objectif d'évaluer les impacts des changements globaux sur l'écosystème aquatique.

Par ailleurs, la modélisation est un outil permettant de soutenir des stratégies de réduction de la vulnérabilité des prises d'eau potable aux étiages. En effet, cet outil peut s'inclure dans des systèmes de prévision des étiages en temps réel (Brissette, Chen, Gatien, Arsenault, & Li, 2013; Zeestraten, 2012), qui permettent de prévenir le risque de pénurie d'eau en réagissant proactivement à ces situations.

2.6.4.2 Indicateurs hydrologiques d'étiage : origine et utilisation

2.6.4.2.1 Indicateurs hydrologiques à débit et durée fixés

En Amérique du Nord et en particulier au Québec, les statistiques hydrologiques les plus employées pour décrire les conditions d'étiage sont les $Q_{2,7}$ et $Q_{10,7}$ ainsi que le $Q_{5,30}$ (Belzile et al., 1997; CEHQ, 2015; Smakhtin, 2001). Ils ont servi à établir les débits réservés, à la conception des systèmes de distribution d'eau, à la rédaction des normes sur les autorisations de prélèvements d'eau (Belzile et al., 1997), de même qu'à fixer les normes environnementales de rejets des STEP établies par le ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP) (Cloutier, Gélineau, & Guay, 2007). Ces statistiques, apparaissant sous le format $Q_{T,m}$, désignent le débit minimum moyen journalier sur « m » jours consécutifs avec une période de retour de « T » ans. Les valeurs de « m » et « T » étant prédéfinies, ces indicateurs sont dits à durée et fréquence fixées.

Aussi, grâce à l'utilisation de sous-indices pour lesquels il convient de définir précisément la période saisonnière retenue, il devient possible de distinguer les étiages estivaux des étiages hivernaux (CEHQ, 2015). Tel que montré à la section 2.6.2, en raison des différents mécanismes générateurs mis en jeu, ces derniers se doivent d'être analysés séparément dans le cas où le BV étudié présente deux périodes d'étiage distinctes au cours de l'année.

Le Tableau 2-2 résume quelques-uns des indicateurs d'étiage employés sur le territoire québécois, le critère de qualité associé et les usages de l'eau auxquels ils se réfèrent.

Tableau 2-2 : Indicateurs hydrologiques d'étiage utilisés au Québec relatifs à différents usages de l'eau, adapté de Cloutier et al. (2007)

Indicateur d'étiage	Critère de qualité	Usages de l'eau	Référence
$Q_{2,7}$	Protection de la vie aquatique et/ou des effets chroniques, pour MES, DBO5 (tout cours d'eau) et phosphore (lac)	Vie aquatique	(Cloutier et al., 2007)
	Scénario de débit dans les solutions de soutien aux étiages de la rivière des Mille Îles	Multiples	(Cyr & Fontin, 2005)
$Q_{2,7}$estival*	**Critère d'activités récréatives et d'esthétique (coliformes fécaux)**	**Activités récréatives**	(Cloutier et al., 2007)
	Protection de la vie aquatique chronique pour le phosphore (en rivière) - eutrophisation	Vie aquatique	(Cloutier et al., 2007)
$Q_{10,7}$	Protection de la vie aquatique chronique pour les contaminants toxiques Toxicité globale de l'effluent	Vie aquatique	(Cloutier et al., 2007)
	Prises de décision relatives aux étiages extrêmes	Multiples	(Doucet-Généreux & Bertrand, 2015)
$Q_{5,30}$	**Prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques**	**Sources d'approvisionnement en eau potable**	(Cloutier et al., 2007)

* Pour le CEHQ, la période estivale s'étend du 1er juin au 31 octobre pour les eaux libres, tandis que pour le MDDEP la période estivale s'étend du 1er mai au 31 octobre pour les activités récréatives avec contact indirect, et du 1er juin au 30 septembre pour les activités récréatives avec contact direct.

Notons que les valeurs sur les critères de qualité sont établies contaminant par contaminant, mais ne prennent pas en considération l'effet cumulatif (Cloutier et al., 2007), ce qui peut conduire à une sous-estimation des risques sur la santé publique. Enfin, le critère d'activités récréatives et d'esthétique doit être respecté au site de l'usage, tandis que celui sur la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques doit être respecté à la prise d'eau (Cloutier et al., 2007).

Même si ces quelques indicateurs d'étiage mentionnés sont très largement utilisés en Amérique du Nord, selon le contexte de l'étude, il peut être pertinent d'utiliser d'autres valeurs de « m » ou de « T ». Par exemple, le $Q_{20,7}$ a été utilisé par le ministère de l'Environnement de l'Ontario pour la conception des prises d'eau (Pyrce, 2004). Sa valeur, déterminée par une analyse fréquentielle, constitue le seuil minimal pour maintenir l'écosystème aquatique (Ontario Ministry of Natural

Resources, 1994). Ainsi, sous ce seuil, les prélèvements d'eau sont interdits. De même, pour les rejets ponctuels continus en rivière, le $Q_{20,7}$ constitue le flux de réception. Dans l'idéal, il devrait aussi être utilisé pour les rejets ponctuels non continus (Government of Ontario, 2016).

2.6.4.2.2 Indicateurs à débit fixé ou durée fixée

De même, il peut être encouragé de choisir d'autres indicateurs fréquentiels, ces derniers pouvant être uniquement à durée ou débit fixé contrairement aux indicateurs d'étiage où la durée et les débits sont mutuellement fixés. Les indicateurs à durée fixée particulièrement utilisés au Québec (Zeestraten, 2012), mais aussi dans le monde (Lang Delus, 2011; Pyrce, 2004; Smakhtin, 2001), sont le Q_{90} et le Q_{95}. Ces derniers correspondent respectivement au 90ème centile et 95ème centile de la courbe des débits classés, qui s'obtient à la suite d'une analyse fréquentielle des débits. Cette courbe représente le pourcentage de temps pendant lequel un débit donné est égalé ou dépassé. En particulier, le Q_{90} est employé pour avertir les gestionnaires de l'eau de possibles débits critiques dans les prochains jours, tandis que le Q_{95} est un indicateur de conditions extrêmes des faibles débits (Zeestraten, 2012).

2.6.4.3 Indicateurs météorologiques : alternatifs ou complémentaires aux indicateurs hydrologiques ?

Considérant que les périodes d'étiage résultent de conditions climatiques à long terme ou de la combinaison d'évènements météorologiques sur du court à moyen terme, Foulon, Rousseau et Gagnon (2018) se sont intéressés à savoir s'il était possible de prédire les futures étiages à partir d'indices météorologiques dérivées des données de températures et précipitations au lieu de la traditionnelle utilisation d'indices hydrologiques d'étiage. Leurs travaux ont démontré qu'en l'absence de modèles hydrologiques, et dans le cas où seules des données climatiques sont disponibles, il serait tout à fait possible d'avoir recours à certains indices météorologiques pour évaluer la pérennité de l'approvisionnement en eau potable en climat actuel et futur, moyennant une fine compréhension des processus responsables des étiages sur le bassin versant étudié. Plus encore, dans le cadre d'une analyse de vulnérabilité sur les systèmes d'approvisionnement en eau, il serait possible de s'affranchir de l'étape de modélisation hydrologique, qui augmente le temps de l'étude, outre les incertitudes sur les résultats finaux (Foulon, 2018). Ainsi, il serait possible d'établir plus rapidement un classement sur la sensibilité des prises d'eau potable sur un territoire marqué par un climat hétérogène. La modélisation hydrologique pourrait être utilisée lors d'une

seconde étape, dans le but de confirmer les résultats précédents et d'aider à la mise en place de stratégies de protection, d'adaptation (Foulon, 2018). Cependant, pour un territoire où les conditions météorologiques sont relativement homogènes, comme c'est le cas sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles, cette méthode proposée par Foulon (2018) ne permettrait pas de différencier la sensibilité des diverses prises d'eau potable aux étiages.

2.6.4.4 Les étiages : un problème inhérent de la modélisation hydroclimatique

Comme précédemment dit, la modélisation apparaît comme un outil efficace et pertinent pour analyser les risques de contamination des rivières, dont les périodes critiques apparaissent majoritairement au moment des crues ou des étiages (Jalliffier-Verne et al., 2016). Néanmoins, les modèles hydrologiques se prêtent davantage à l'étude des débits moyens ou de crues qu'aux étiages, perçus comme un véritable défi contemporain considérant les outils actuels mis à disposition (Brissette et al., 2013; Doucet-Généreux & Bertrand, 2015; Lang Delus, 2011). Aujourd'hui, très peu de modèles sont aptes à simuler efficacement les étiages (Davison & van der Kamp, 2008). Outre le fait que la lente dynamique des étiages naturels, résultant de phénomènes hydrométéorologiques variant de quelques semaines à plusieurs mois, complexifie l'acquisition de données de tailles suffisantes et nécessaires pour la conception des modèles hydrologiques, d'autres facteurs expliquent cette difficulté à concevoir des modèles capables de reproduire adéquatement les étiages.

Tout d'abord, les modèles se différencient par leur degré de sophistication relatif aux nombreux processus responsables des étiages (Davison & van der Kamp, 2008). Tant bien même que les plus sophistiqués intègrent un large panel de processus hydrologiques présents en surface, aucun n'est apte à simuler efficacement les eaux souterraines tandis qu'elles représentent les apports dominants en période d'étiage, au Québec notamment. Dans leur revue littéraire sur les modèles hydrologiques utilisés au Canada pour simuler les étiages, Davison et van der Kamp (2008) affirment que dans la grande majorité des cas, les eaux souterraines sont prises en compte à partir d'un unique paramètre de stockage ou à partir de relations trop simplistes apparaissant dans ces fameuses « boites noires ». Celles-ci traduisent notre compréhension actuelle des processus, possiblement erronée, outre notre incapacité à associer des lois physiques à ces processus. Ceci est très critiquable au regard de la dynamique spatio-temporelle des eaux souterraines. Ce défaut résulte d'un long passé dans le domaine de l'hydrologie où les eaux souterraines et de surface ont

été considérées comme deux ressources distinctes (Turgeon, 2015). Pour y remédier, certaines études couplent les modèles hydrologiques et hydrogéologiques (Turgeon, 2015; Villeneuve et al., 2002). Néanmoins, Davison et van der Kamp (2008) mentionnent que cette pratique reste rare car elle est difficile à mettre en œuvre compte tenu qu'il existe peu de territoires où ont été développés ces deux types de modèles à la fois, outre qu'elle demande du temps et de l'expertise supplémentaires. De même, les travaux de Turgeon (2015), s'intéressant à un site situé à 50 km à l'ouest de Montréal, montrent que cette approche a conduit à surestimer les débits d'étiage simulés par un facteur deux, comparativement à ceux mesurés. Ce faisant, une utilisation mal informée des résultats des simulations aurait pu conduire à des stratégies de maladaptation. D'importants progrès restent donc à faire si on désire exploiter les résultats d'une telle approche, couplant les modèles hydrologiques et hydrogéologiques, dans les processus de prises de décision. À l'heure actuelle, les efforts demandés par la modélisation couplée sont trop importants au regard des résultats obtenus, et ne sont pas nécessairement justifiés, en particulier dans le cadre d'une étude à l'échelle régionale (Villeneuve et al., 2002).

En plus de cette incapacité à modéliser convenablement les interactions entre les eaux de surface et souterraines, Davison et van der Kamp (2008) soulignent également le manque d'efficacité de l'ensemble des modèles hydrologiques existants à reproduire les étiages contrôlés par les processus relatifs à l'englacement et au couvert de neige. De même, une grande partie de ces modèles sont incapables de simuler efficacement les processus hydrologiques d'évapotranspiration et ceux se produisant dans les zones humides, qui sont pourtant d'une grande importance dans la formation des étiages. Il est donc évident de conclure que le progrès dans les études de vulnérabilités, d'impacts et d'adaptation (VI&A) relatives aux étiages dépend de futurs travaux dans la modélisation ayant pour objectif d'introduire l'ensemble des processus contrôlant les étiages à l'intérieur des modèles.

Aussi, la performance des modèles, c'est-à-dire leur capacité à reproduire les phénomènes hydrologiques réels, dépend des processus de calibration et de validation. Brissette et al. (2013) rapportent que la quasi-totalité des modèles sont actuellement calibrés à partir de critères annuels tels Nash-Sutcliffe ou l'erreur quadratique moyenne, car ils sont considérés comme étant les plus robustes. Des calibrations ont aussi été faite à partir de critères saisonniers comme Nash d'été. Cependant, elles n'ont pas permis d'améliorer la performance des modèles hydrologiques. Ces conclusions démontrent ainsi le manque de robustesse des modèles hydrologiques à différencier

les étiages saisonniers, et expliquent pourquoi des forçages sont couramment pratiqués pour faire correspondre les valeurs des faibles débits simulés aux valeurs observées, bien qu'une telle pratique génère une erreur dans la modélisation (Brissette et al., 2013).

Enfin, relativement à l'évaluation des modèles, Davison et van der Kamp (2008) mentionnent qu'un grand nombre de modèles utilisés au Canada dans les études des étiages ne sont même pas testés, ou sinon de façon non rigoureuse. Autrement dit, les procédures de validation s'effectuent soit sur des critères qui ne sont pas nécessairement propres aux faibles débits, soit à partir d'un seul critère, alors qu'il est recommandé d'adopter une approche multicritères dans le cas où un seul modèle hydrologique est utilisé (Brissette et al., 2013). Ainsi, il en résulte que la plupart des modèles hydrologiques disponibles sont conçus de façon à simuler les caractéristiques de tendance centrale comme le débit moyen annuel, pas nécessairement celles des étiages (Doucet-Généreux & Bertrand, 2015).

En conclusion, la simulation des étiages en climat actuel et futur est un lointain problème de la modélisation hydrologique. Le manque de travaux ayant eu pour objectif d'évaluer les critères de calibration/validation propres aux étiages (Pushpalatha, Perrin, Moine, & Andréassian, 2012) explique cette difficulté persistante à simuler les étiages qui, au final, conduit à accroitre davantage les incertitudes dans la chaine de modélisation.

2.7 Les impacts des changements climatiques sur les prises d'eau potable

Les deux précédentes sections ont mis en évidence l'influence des variables climatiques sur les deux menaces étudiées : la contamination microbiologique et les étiages sévères, toutes deux responsables des situations de stress hydrique. Ce faisant, il paraît nécessaire d'inclure les impacts des changements climatiques dans l'analyse de vulnérabilité des prises d'eau potable. Relativement à ces deux types de risque, les processus hydroclimatiques d'échelles locale et régionale doivent être simultanément étudiés (Brown, C. et al., 2019; Jalliffier-Verne et al., 2015; Mailhot et al., 2008; Willems et al., 2012). Ainsi, les sections suivantes se concentrent sur les tendances et changements climatiques établis pour le sud du Québec. Le cycle de l'eau étant principalement dépendant de la température, les impacts des changements climatiques sur les variables et processus hydrogéologiques seront ensuite introduits tant pour le sud du Québec que pour la région des

Grands-Lacs, en raison de la dépendance du régime hydrique de la rivière des Mille Îles au régime hydrique de la rivière des Outaouais.

2.7.1 Tendances et projections établies sur les variables climatiques aux échelles annuelle, saisonnière et mensuelle

2.7.1.1 La température

De toute évidence, il n'est plus possible de nier au réchauffement planétaire, ni à l'intensification des températures extrêmes. Les décennies se suivent, les records de température également. Malheureusement, ces records de température se traduisent aussi en records de décès. Pour preuve, la canicule de juin-juillet 2018, parmi les plus intenses des 150 dernières années selon les archives climatiques québécoises, fut responsable du décès de 70 personnes rien que dans les régions de Montréal et de la Montérégie. Rien qu'au cours de cette canicule, le record de température maximale a été réédité trois fois (MELCC, 2018a). Pourtant, deux mois plus tard, le sud de la province enregistra aussi le mois d'octobre le plus froid des 44 dernières années (MELCC, 2018b). De tels écarts s'expliquent par le réchauffement multidécennal sur lequel se superpose la variabilité interannuelle et décennale (GIEC, 2014b). C'est pourquoi, afin d'éviter de subir une nouvelle fois ces évènements climatiques (dramatiques sur le plan humain), des mesures de mitigation et d'adaptation doivent rapidement être mises en place au regard des tendances et projections établies pour le sud du Québec, et résumées ci-après.

Pour la région de Montréal, l'ensemble des études sur les changements climatiques ont démontré une tendance à la hausse de la température annuelle moyenne comprise entre 0.2 à 0.4 °C tous les dix ans (Mekis & Vincent, 2008; Yagouti, Boulet, Vincent, Vescovi, & Mekis, 2008), soit de 1.1°C à 2°C sur la période de référence 1950-2011 (Côté, H., Logan, & Charron, 2015). Il en est de même pour la température estivale moyenne. Sur la période historique 1950-2007, celle-ci aurait augmenté de 2.5°C (Mekis & Vincent, 2008). L'augmentation des températures extrêmes est encore plus prononcée (Côté, H. et al., 2015), avec une tendance très significative (Zhang, X., Vincent, Hogg, & Niitsoo, 2000). En particulier, l'augmentation des températures minimales est plus forte que celle des températures maximales. Ces changements de températures expliquent notamment la diminution des épisodes de gel-dégel observée (Charron, I., Logan, & Houle, 2013), outre la diminution de la couche de glace présente sur les petits et moyens cours d'eau (Larose,

2001; Zhang, X., Harvey, Hogg, & Yuzyk, 2001), réduisant ainsi le risque d'étiages hivernaux. Outre les extrêmes estivaux, plus fréquents et plus intenses, le nombre de jours chauds (T>30°C) aurait aussi eu tendance à augmenter (Donat et al., 2013; Mekis & Vincent, 2008; Yagouti et al., 2008). Cette augmentation pourrait très probablement expliquer les sécheresses plus fréquentes et plus intenses perçues dans le sud du Québec au cours de ces dernières décennies, en particulier depuis le début du XXIème siècle. À l'inverse, la durée des évènements froids montre une tendance à la baisse, se traduisant entre autres par une réduction du nombre de nuits et jours frais (Donat et al., 2013; Yagouti et al., 2008) et de la période de gel (Côté, H. et al., 2015; Yagouti et al., 2008).

Les tendances historiques observées, telles que rapportées ci-dessus, se répètent pour les horizons futurs, mais les cinétiques et amplitudes projetées sous les changements climatiques sont différentes. À l'échelle annuelle, une hausse des températures quotidiennes moyennes, minimales et maximales est attendue (ClimateData.ca, 2019; Côté, H. et al., 2015), bien que les changements climatiques anticipés se manifesteront à l'échelle de chacune des saisons. Pour l'horizon 2050 (période 2041-2070) et comparativement à la période de référence 1950-2011, les scénarios et simulations climatiques produites par Côté, H. et al. (2015) tendent dans la même direction. Dans le sud du Québec, un adoucissement prononcé des températures hivernales[1] minimales et moyennes est attendu (Côté, H. et al., 2015; Foulon, 2018). À titre d'exemple, selon Côté, H. et al. (2015), l'augmentation de la température moyenne hivernale sur la région de Montréal varierait de +1.8°C à +5.5°C dépendamment du scénario d'émission de GES retenu. Les projections de Côté, H. et al. (2015) sont très semblables pour la saison printanière. Sur le BV de Bécancour, non loin de Montréal, Foulon (2018) rapporte une différence de -0.85°C à +3.8°C entre l'horizon 2050 et la période de référence 1971-2000 au moment où le BV est couvert de neige. Aussi, les extrêmes froids seront moins fréquents et de plus courte durée, ce qui pourrait très probablement entraîner une augmentation des épisodes de gel-dégel (Ouranos, 2018) et un déplacement de la saison de gel-dégel (Côté, H. et al., 2015). Sur la base des projections d'Ouranos (2016), celle-ci devrait commencer plus tardivement et finir plus tôt dans la saison, ce qui aurait une incidence sur les processus d'infiltration d'eau dans les sols et de fonte des neiges. De plus, cette diminution de la longueur de saison de gel et l'augmentation des températures hivernales réduiront le risque de

[1] La période hivernale correspond aux mois de décembre, janvier et février.

formation d'étiages hivernaux critiques en favorisant les processus de recharge des nappes phréatiques. Pour la période estivale[2], la majorité des études s'entendent à dire que la température journalière maximale augmentera, tout comme la température estivale moyenne (ClimateData.ca, 2019; Côté, H. et al., 2015; Foulon, 2018; Trudel et al., 2016). Il en va de même pour la saison automnale. Selon Côté, H. et al. (2015), la hausse des températures moyennes estivales serait comprise entre +1.6°C et +4.5°C. Foulon (2018) est en phase avec ces résultats, même si ses projections climatiques ne ferment pas la porte à une diminution possible, l'intervalle de variation étant de -0.85°C à +3.2°C. Sur le BV de la rivière des Mille Îles, à partir des projections de ClimateData.ca (2019) et d'Ouranos (2018), avec pour référentiel la ville de Sainte-Thérèse, il est projeté une augmentation des températures moyennes annuelles, maximales et minimales pour toutes les saisons et quels que soient les scénarios d'émission de gaz à effet de serre RCP[3] (« Representative Concentration Pathways » ou « Profils représentatifs d'évolution de concentration ») établis par le GIEC. Cette augmentation des températures s'amplifiera au fil du temps.

En plus de cette augmentation de l'intensité des extrêmes chauds, leur fréquence et durée s'amplifieront. Ce faisant, une augmentation significative des vagues de chaleur et du nombre de jours où la température dépassera les 30°C est attendue. À l'horizon 2050, dépendamment des scénarios RCP, il faudrait s'attendre à une hausse comprise entre 20 et 30 jours (ClimateData.ca, 2019; Ouranos, 2018). De tels bouleversements climatiques vont conduire à des épisodes de sécheresse plus fréquents, plus intenses et de plus longue durée (Bates, Kundzewicz, Wu, & Palutikof, 2008; Côté, H. et al., 2015), ce qui n'est pas sans conséquence sur les systèmes de production d'eau potable, dont la capacité maximale de production pourrait devenir insuffisante, la demande en eau étant plus élevée lors des périodes de fortes chaleurs. De même, ces modifications dans les attributs des températures estivales se traduiront par une intensification des prélèvements d'eaux de surface et souterraines par les systèmes d'irrigation si aucun changement

---

[2] La période estivale correspond aux mois de juin, juillet et août.

[3] Les scénarios RCP (« Representative Concentration Pathways ») représentent un large panel de scénarios de développement technologique, socio-économique et d'utilisation du sol (Charron, I., 2016), le tout étant traduit en termes de forçage radiatif.

n'est effectué sur les pratiques et systèmes agricoles. Sous ces conditions, les pressions sur les installations de production d'eau potable s'exacerberont.

2.7.1.2 Les précipitations

2.7.1.2.1 Caractéristiques des précipitations

L'accroissement annuel et saisonnier des températures a déjà modifié et continuera de modifier significativement le cycle de l'eau (Mailhot et al., 2008). Néanmoins, les réactions du cycle de l'eau au changement climatique sont difficilement prévisibles tant celles-ci peuvent apparaitre sous différentes formes. En ce qui a trait aux précipitations, il peut se produire une modification de la forme (pluie, neige), de la durée, de la saisonnalité, de la fréquence, de la magnitude des extrêmes (inondations, sécheresse), outre du degré de la variabilité interannuelle (García et al., 2014). A contrario d'autres manifestations du changement climatique (ouragans, tempêtes, vents, formation des glaces, etc.), les effets du réchauffement sur les régimes pluvieux sont bien étudiés (Mailhot et al., 2008), et particulièrement visibles sur les précipitations d'extrême intensité, qui interviennent aux mois les plus chauds de l'année. En effet, le réchauffement favorise les mouvements d'air de convection à l'origine des précipitations intenses, outre que d'après la loi de Clausius-Clapeyron, la capacité de l'air à contenir de la vapeur d'eau augmente exponentiellement lorsque la température croît. Ainsi, de plus grandes quantités d'eau sont transportées et peuvent tomber en peu de temps. En particulier, le transport d'eau résultant de ce phénomène s'effectue des tropiques vers les latitudes élevées, et tend à faire croître davantage les quantités précipitées dans les régions déjà humides, tel que le Québec (Held & Soden, 2006). Néanmoins, la direction de ces changements dépend grandement du processus d'évapotranspiration visible à l'échelle locale, ce qui explique pourquoi une augmentation de température ne résulte pas forcément en une augmentation des précipitations. Considérant ces propos et les changements de température annoncés, les tendances et projections sur les précipitations sont les suivantes.

2.7.1.2.2 Tendances sur les précipitations dans le sud du Québec

Globalement, les tendances au niveau des changements sur les quantités de précipitations liquides sont moins démonstratives que celles sur les températures, ce qui se traduit par quelques discordances entre les études. Cependant, il faut noter que le sud du Québec est la partie du Québec où les tendances sur les précipitations sont les plus significatives (Côté, H. et al., 2015). Sur la

période de 1950 à 2007, Mekis et Vincent (2008) rapportent une augmentation notoire du nombre d'évènements de faible intensité et de la précipitation totale[4] annuelle. Les hauteurs moyennes totales précipitées lors de la saison estivale suivent la même direction, bien que la tendance ne soit pas autant significative. Afin d'étudier l'influence de la variabilité interdécennale des précipitations, Mekis et Vincent (2008) ont étendu leur analyse sur la période 1900-2007. Les conclusions obtenues, en accord avec celles tirées de l'analyse sur la période 1950-2007, crédibilisent ces tendances climatiques et prouvent la réelle modification des régimes des précipitations qui ne relève pas du simple « hasard ». Globalement, Côté, H. et al. (2015) corroborent les résultats de Mekis et Vincent (2008). Ils mentionnent une tendance significative à la hausse des précipitations extrêmes, traduites par l'indicateur R95p[5]. Il semblerait qu'elles aient eu tendance à contribuer de plus en plus à la quantité totale annuelle précipitée, bien que cette hausse de la contribution des précipitations extrêmes à la quantité totale annuelle précipitée ne soit pas significative (Côté, H. et al., 2015). À l'inverse, il est clair que les pluies printanières et automnales aient eu tendance à croître, favorisant ainsi la recharge des aquifères souterrains dépendamment que la surface au sol soit imperméabilisée ou non, gelée ou pas. De plus, les études rapportent également une baisse incontestable des précipitations sous forme de neige (Brown, R. D., 2010; Côté, H. et al., 2015). Ces résultats expliquent en autres la diminution de l'équivalent en eau maximal de la neige (EENmax) observée sur la période de 1949 à 2004, et particulièrement visible sur la région de Montréal. Celle-ci a pu contrebalancer les bénéfices apportés par l'augmentation des précipitations printanières et automnales relativement à la recharge des aquifères drainant, et expliquerait possiblement le fait d'avoir observé des étiages plus critiques en été qu'en hiver. D'autant plus que la diminution de la durée de l'enneigement, évaluée à 2 jours par décennie (Côté, H. et al., 2015), favorise l'infiltration de l'eau dans les sols et réduit ainsi le risque d'étiages hivernaux.

---

[4] La précipitation totale est la somme de la précipitation liquide totale et de l'équivalent en eau de la neige totale.

[5] L'indicateur R95p représente « la quantité de précipitations provenant des jours dont les accumulations quotidiennes dépassent le 95ième percentile de la distribution locale des précipitations » (Côté, H. et al., 2015).

2.7.1.2.3 Précipitations totales projetées dans le sud du Québec

Les projections établies à différents horizons futurs suivent le même cheminement, notamment pour la raison qu'aucune politique mondiale ne semble advenir prochainement en matière de lutte contre les CC, ce qui résulte à faire des projections climatiques basées sur des scénarios d'émissions de GES révélatrices des comportements anthropiques actuels. À l'échelle annuelle, toutes les études s'entendent à dire que les moyennes des précipitations totales vont légèrement croître dans le futur (ClimateData.ca, 2019; Côté, H. et al., 2015; Ouranos, 2018). Selon les projections de ClimateData.ca (2019) établies à Sainte-Thérèse et sur la base du pire scénario d'émissions de GES, il faudrait s'attendre à une hausse de +7% pour la période 2021-2050 comparativement à la période 1951-1980, celle-ci atteignant +12% pour la période 2051-2080. Cependant, les changements des régimes de précipitations se distingueront surtout à l'échelle saisonnière. Il est projeté une augmentation des précipitations totales pour les saisons hivernale et printanière, mais une diminution des précipitations sous forme de neige (Côté, H. et al., 2015; Ouranos, 2018). L'effet cumulatif de la réduction des précipitations sous forme de neige et d'une fonte des neiges plus précoce augmentera le risque de sécheresse hydrologique en été dans des bassins alimentés par la fonte des neiges (Bates et al., 2008), tel celui de la rivière des Mille Îles. A contrario, pour les saisons estivale et automnale, les directions des projections climatiques diffèrent. Certaines études suggèrent une diminution des précipitations (Foulon, 2018), tandis que d'autres indiquent une hausse (Côté, H. et al., 2015; Ouranos, 2018). À l'horizon 2050 et sur la base de 42 scénarios climatiques établis sur le BV de Bécancour, l'étude de Foulon (2018) rapporte une hausse des précipitations comprise entre +14% et +27% pour la période caractérisée par une absence de neige au sol, contrairement aux projections d'Ouranos (2018) dont les résultats laissent entendre une baisse potentielle des précipitations en été et en automne dans la région de Montréal. Plus précisément, sur le territoire du COBAMIL, les projections établies par Ouranos (2018) sur la ville de Sainte-Thérèse suggèrent quasiment les mêmes intervalles de variation, quel que soit le scénario RCP. Les changements des précipitations moyennes totales varieraient entre -7% et +13% en été et entre -4% et +14% en automne. Ces projections sont conformes à celles issues de ClimateData.ca (2019) sur le même territoire.

2.7.1.2.4 Projections établies sur les extrêmes de précipitations dans le sud du Québec

Toutefois, si les changements sur les normales de précipitations sont discordants selon les études, d'une façon générale, ceux sur les extrêmes semblent être établis, du moins en ce qui concerne la direction (Côté, H. et al., 2015; Jiménez Cisneros et al., 2014). L'étude des extrêmes de précipitations en climat futur passe souvent par celle de la quantité maximale annuelle précipitée pour différentes durées et périodes de retour (Côté, H. et al., 2015). En basant leurs travaux sur les séries de l'ensemble NARCCAP[6], constitué de quinze projections climatiques régionales, et en comparant les résultats obtenus pour la période future 2041-2070 à ceux de la période de référence 1968-2000, Mailhot, Beauregard, Talbot, Caya et Biner (2012) concluent d'une augmentation des précipitations extrêmes annuelles pour toutes les durées (6, 12, 24, 72, et 120 heures) et toutes les périodes de retour (2, 5, 10, et 20 ans). En particulier, pour le sud du Québec, l'intensité des précipitations extrêmes devrait croître de 10 à 22%. Ces résultats sont en conformité avec ceux d'une précédente étude de Mailhot, Duchesne, Caya et Talbot (2007) qui a démontré une hausse des intensités maximales annuelles d'environ 15% à l'horizon 2050 par rapport à la période de référence 1961-1990 pour les durées variant de 2 heures à 24 heures. Les changements les plus importants sont obtenus pour les courtes durées et/ou les petites périodes de retour. Globalement, Côté, H. et al. (2015) rapportent que de telles disparités de changements entre les extrêmes et les normales de précipitations vont faire que les jours les plus pluvieux contribueront davantage à la distribution totale des précipitations, outre que les périodes de retour vont diminuer. De même, les projections issues de ClimateData.ca (2019) pour la ville de Sainte-Thérèse vont dans le même sens. Le nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 20 mm continuera de croitre au cours du temps et de façon semblable sous tous les scénarios d'émissions de GES. Cette croissance sera plus prononcée pour les évènements de pluie supérieurs à un seuil de 10 mm. Or, cette hausse des précipitations extrêmes est inquiétante à bien des égards. S'il est connu que les extrêmes affectent les territoires urbains et ruraux en augmentant le risque de panne

---

[6] NARCCAP est l'acronyme de « North American Regional Climate Change Assessment Program ». Il s'agit d'un programme international voué à produire des scénarios climatiques à haute résolution sur les régions situées aux États-Unis, au Canada et au nord du Mexique. Ceux-ci sont produits à partir d'un modèle climatique régional couplé à un modèle climatique global, et des expériences de découpage temporel (https://www.narccap.ucar.edu).

de courant, d'inondations, de débordements de réseaux d'égouts unitaires (générant des rejets d'eaux usées non traitées dans les cours d'eau), de contamination des eaux souterraines et de surface, etc. (Bates et al., 2008; Côté, H. et al., 2015; Fortier & Mailhot, 2015; GIEC, 2014a; Jalliffier-Verne et al., 2015), l'impact des précipitations extrêmes sur le risque de sécheresse est un peu moins connu malgré qu'il existe bel et bien (Bates et al., 2008). En effet, la hausse des fréquences d'épisodes de fortes intensités amplifiera davantage la variabilité des précipitations. Ceci conduira à des épisodes de pluies plus concentrés à l'échelle annuelle, et donc plus espacés entre eux étant donné que les moyennes annuelles des précipitations augmenteront faiblement au contraire des extrêmes qui contribueront de plus en plus à la quantité annuelle totale précipitée. Finalement, l'augmentation des périodes de temps sec aboutira à des épisodes de sécheresse plus sévères étant donné l'effet cumulatif apportée par la hausse des températures qui accentuera l'évapotranspiration pendant ces longues périodes sans précipitations notoires (Bates et al., 2008; Trenberth, Smith, Qian, Dai, & Fasullo, 2007). En conséquence, dans le sud du Québec, la vulnérabilité des BV au risque de pénurie d'eau s'accentuera étant donnée la diminution de la disponibilité de l'eau dans les milieux humides, les sources d'eaux souterraines et de surface.

2.7.1.3 L'évapotranspiration

Outre les précipitations, l'évapotranspiration (ET) est un autre processus fondamental du cycle hydrologique (Cosandey & Robinson, 2012b). Plus particulièrement, à grande échelle, les précipitations et l'évapotranspiration sont les facteurs clés à l'origine des sécheresses hydrologiques (Jiménez Cisneros et al., 2014) dont le risque peut rapidement être évalué à partir du bilan hydrologique, calculé en soustrayant l'évapotranspiration aux précipitations (Cosandey & Robinson, 2012b; Trenberth et al., 2007). L'ET dépend notamment de la température de l'air, mais d'autres facteurs physiques (salinité, profondeur de la masse d'eau, etc.), biologiques (taux du couvert végétal, type, hauteur et stade de croissance des plantes, profondeur des racines, etc.) et météorologiques (flux radiatifs, humidité relative, pression atmosphérique, vent, etc.) interviennent également (Cosandey & Robinson, 2012b; Hingray et al., 2009). En raison de la difficulté (et du coût) à mesurer l'évapotranspiration réelle sur une grande superficie, les tendances et projections

s'établissent sur l'indice d'évapotranspiration potentielle[7] (ETP) qui se mesure à partir d'une multitude de formules mathématiques et de méthodes possibles (Hingray et al., 2009). Ce faisant, à cause de l'expertise demandée et de l'importante variabilité régionale, voire locale, peu d'études se sont réellement intéressées à étudier quantitativement l'impact des CC sur le changement du cycle de l'ET, bien qu'elle soit une composante fondamentale à connaître pour estimer la disponibilité de l'eau lors des faibles débits (Assani et al., 2011; Cosandey & Robinson, 2012b), et donc évaluer le risque de stress hydrique sur les territoires en contexte de CC.

Parmi les quelques études qualitatives existantes, il semblerait plausible de conclure que l'augmentation de l'ET aperçue au cours des dernières décennies sur les régions au climat tempéré, comme celle du sud du Québec, résulte d'une hausse simultanée des précipitations et des températures (Bates et al., 2008). En effet, une plus grande quantité d'eau disponible en surface due à l'augmentation des précipitations totales et une humidité relative plus importante due à la hausse des températures (loi de Clausius-Clapeyron) ont toutes deux favorisé l'ET (Trenberth et al., 2007). Malheureusement, tel qu'exprimé préalablement, celle-ci n'a pu être réellement quantifiée. En contexte de CC, dans le sud du Québec, une hausse des quantités d'eau retournées à l'atmosphère sous forme de vapeur est attendue en raison des augmentations prévues des moyennes des précipitations et températures annuelles. En considérant également l'accroissement des précipitations d'extrême intensité, évènements météorologiques responsables d'une diminution de l'infiltration de l'eau dans les sols au détriment d'une augmentation de l'eau disponible sur les surfaces terrestres, il en résulte que l'ET s'amplifiera en climat futur, ceci à toutes les saisons.

Enfin, il peut être utile de mentionner que l'augmentation du CO_2 dans l'atmosphère affecte également le processus d'ET. Deux effets antagonistes interviennent : les mécanismes de l'un ont pour conséquence de réduire la transpiration des plantes (fermetures des stomates), tandis que ceux du second l'accélère en raison d'une croissance soutenue des plantes. D'après les travaux de littérature du GIEC, semblerait-il que le premier prédomine sur le second (Bates et al., 2008). Il va donc sans dire que l'Homme a une nouvelle fois posé son empreinte sur une autre composante du

---

[7] « L'ETP correspond aux possibilités maximales théoriques d'évaporation et de transpiration dans des conditions climatiques données » (https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/80a5225f-b58d-4b1c-b84d-59329be285c9).

cycle de l'eau, ceci pour un bon bout de temps au regard de la durée de vie du CO_2 dans l'atmosphère.

2.7.2 Impacts des changements climatiques sur l'hydrogéologie des bassins versants

La recharge des aquifères souterrains et les débits des rivières en période d'étiage sont conditionnés par la répartition des flux à l'interface Sol-Végétation-Atmosphère (SAV) qui se joue à l'échelle locale et régionale, respectivement pour le bilan hydrique et hydrologique (Hingray et al., 2009). La variabilité spatio-temporelle des phénomènes météorologiques et des processus fortement non-linéaires des flux à l'interface SAV, ainsi que les disparités des caractéristiques spatiales visibles à l'échelle du BV (Cosandey & Robinson, 2012b; Hingray et al., 2009) expliquent la difficulté qu'ont actuellement les experts en climatologie et hydrogéologie à évaluer les impacts des CC sur les eaux de surface et souterraines. Néanmoins, la littérature scientifique est beaucoup plus abondante sur le sujet des eaux de surface que sur celui des eaux souterraines (Bates et al., 2008; Jiménez Cisneros et al., 2014; Rivard et al., 2003). Ceci peut s'expliquer par la plus grande facilité à observer directement les processus d'intérêt, outre qu'à l'heure actuelle les outils de mesure, nécessaires aux modèles de simulation, sont plus développés et moins coûteux pour le domaine de l'hydrologie que celui de l'hydrogéologie (Bates et al., 2008; Cosandey & Robinson, 2012b; Hingray et al., 2009).

2.7.2.1 Impacts des changements climatiques sur les eaux de surface

2.7.2.1.1 Impacts des changements climatiques sur la quantité des eaux de surface

Le régime hydrologique d'un cours d'eau traduit la réponse du BV à des intrants climatiques, les principaux étant la température et les précipitations (Zhang, X. et al., 2001). Les caractéristiques géomorphologiques des BV, qui conditionnent leur réponse hydrologique, évoluent faiblement comparativement aux changements climatiques résultants des activités anthropiques émettrices de GES. Ce faisant, les régimes hydrologiques constituent des bons indicateurs des CC pour des bassins non-régulés (Zhang, X. et al., 2001), en particulier pour les systèmes des Grand-Lacs (Croley II, 2003). Ce constat peut aussi s'appliquer pour les rivières régulées, considérant l'étude de Ficklin, Abatzoglou, Robeson, Null et Knouft (2018) qui a démontré des effets homologues des CC quel que soit le degré de régulation des débits. À l'horizon futur, les changements du système

Grands-Lacs/Saint-Laurent dépendront majoritairement du contexte climatique (Croley II, 2003; Jalliffier-Verne et al., 2017).

Dans la région des Grands-Lacs, les régimes hydriques des cours d'eau, régulés ou pas, ont été fortement perturbés au cours du siècle précédent (Boyer, Chaumont, Chartier, & Roy, 2010; Croley II, 2003; Larose, 2001; Mortsch et al., 2000; Warren et al., 2004). Ces changements perçus à différentes échelles de temps se sont accentués durant ces cinquante dernières décennies, en particulier pour le sud du Québec et le BV de la rivière de l'Outaouais (Croley II, 2003; Zhang, X. et al., 2001), dont dépend la rivière des Mille Îles. La métamorphose des régimes hydriques s'explique en grande partie par l'augmentation des normales de température, la diminution du ratio de la quantité de neige sur celle des précipitations totales au cours des saisons hivernale et printanière, ainsi que par le devancement de la période de fonte des neiges (Boyer et al., 2010; Zhang, X. et al., 2001). Toutefois, les tendances et fluctuations observées peuvent aussi être attribuables à la variabilité naturelle particulièrement présente sur le système Grands-Lacs/Saint-Laurent, notamment à l'échelle décennale (Larose, 2001; Zhang, X. et al., 2001). Néanmoins, de tels phénomènes naturels ne suffisent pas à expliquer à eux seuls, la diminution considérable du débit annuel moyen des cours d'eau des régions des Grands-Lacs et du Saint-Laurent sur la période 1967-1996 (Mortsch et al., 2000; Zhang, X. et al., 2001). Plus particulièrement, à l'échelle saisonnière, une importante réduction des débits a été observée pour les mois d'été et d'automne, tandis qu'une forte tendance à la hausse a été détectée pour les mois de mars et d'avril (Zhang, X. et al., 2001) et les mois d'hiver (Côté, H. et al., 2015). Celle-ci est à relier avec la fonte des neiges plus précoce observée (Assani et al., 2011). Des tendances sur les étiages dans le sud du Québec ont aussi été établies par Assani et al. (2011). Pour le mode sud-ouest notamment, leurs conclusions sont significatives. Alors que les faibles débits estivaux, directement corrélés aux précipitations et aux températures, ont considérablement diminué sur la période 1934-2000, les étiages hivernaux, indirectement affectés par ces variables climatiques, ont quant à eux augmenté (Assani et al., 2011).

En contexte de changements climatiques, ces tendances se poursuivront et se superposeront, voire accentueront les phénomènes cycliques due à la variabilité naturelle (Larose, 2001). Les impacts des CC seront particulièrement visibles à l'horizon 2050. Aussi, beaucoup plus d'études ont été faites sur des bassins non-régulés que sur des bassins régulés, notamment en raison de la difficulté à prédire et modéliser les futures opérations de gestion des ouvrages de régulation (CEHQ, 2015; Huaringa Alvarez, Trudel, & Leconte, 2014), qui dépendent de facteurs politiques, socio-

économiques et environnementaux. Néanmoins, considérant les conclusions apportées par Ficklin et al. (2018), il peut sans dire que les impacts projetés des CC sur les régimes hydriques iront dans la même direction, que le débit soit influencé ou pas.

Globalement, les débits annuels moyens des cours d'eau de la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent devraient diminuer en raison des effets du réchauffement qui ne seront pas compensés par les changements des précipitations totales annuelles (CEHQ, 2015; Côté, H. et al., 2015; Mortsch et al., 2000). Selon Croley II (2003), l'hydraulicité annuelle sur le système des Grands-Lacs/Saint-Laurent serait réduite de 4% à 24% d'ici la fin du siècle. Toutefois des études portant en petite partie sur des affluents de la rivière des Outaouais n'ont pas décelé de tendance significative (Carrer, Rousseau, & Rivard, 2009; Huziy et al., 2013), à l'inverse du CEHQ (2015), qui projette une diminution de 6% à 10% de l'écoulement annuel moyen de la Rivière Rouge, autre affluent de la rivière des Outaouais.

A contrario de ces quelques discordances, la communauté scientifique s'entend à dire que la fonte des neiges plus hâtive fera intervenir les crues printanières plus précocement dans la saison (Boyer et al., 2010; CEHQ, 2015; Côté, H. et al., 2015; Croley II, 2003; Fortin, L.-G., Turcotte, Pugin, Cyr, & Picard, 2007; Foulon, 2018; Huaringa Alvarez et al., 2014). Huaringa Alvarez et al. (2014) basent leur étude sur la période future 2041-2070 et la période de référence 1961-2000. À partir de cinq membres du modèle climatique régional canadien du climat piloté par le modèle couplé climatique global (MCCG3) sous le scénario SRES A2, les auteurs indiquent que celle-ci apparaîtra trois semaines plus tôt au lac des Deux Montagnes. Cependant des doutes subsistent sur la direction prise par les volumes et pointes de crues. Les importantes dispersions traduisent le consensus modéré entre les scénarios climatiques. Beaucoup d'études s'intéressant à des BV non influencés tendent à conclure d'une diminution des crues, notamment en ce qui concerne le volume. Les tendances projetées sur les pointes sont moins évidentes (CEHQ, 2015; Fortin, L.-G. et al., 2007; Ouranos, 2016). À l'inverse, d'autres études, dont celle de Huaringa Alvarez et al. (2014), n'indiquent aucune tendance notoire. En partant des résultats issus de l'étude de Huaringa Alvarez et Leconte (2012), eux-mêmes utilisés par Huaringa Alvarez et al. (2014), Jalliffier-Verne et al. (2017) rapportent que le débit de pointe de la rivière des Prairies, autre émissaire du lac des Deux Montagnes, pourrait être amené à croître de 17% en climat futur. Ces propos sont en adéquation avec ceux de Huziy et al. (2013), qui projettent également une augmentation des débits de pointe sur la rivière des Outaouais, plus ou moins significative selon la période de retour considérée.

Cependant, a contrario des extrêmes, l'hydraulicité mensuelle au printemps sera relativement constante sur les affluents de la rivière de l'Outaouais (Carrer et al., 2009; Huziy et al., 2013) et sur d'autres rivières non-influencées situées à proximité de la rivière des Mille Îles (CEHQ, 2015). Contrairement aux discours disparates sur les extrêmes de la saison printanière, l'ensemble des études s'entendent à dire que l'hydraulicité hivernale augmentera (Boyer et al., 2010; CEHQ, 2015; Côté, H. et al., 2015; Huziy et al., 2013; Jalliffier-Verne et al., 2017; Ouranos, 2016). Cette hausse des débits en hiver est inquiétante, car elle susceptible d'impacter considérablement la géomorphologie du lit des cours d'eau (Boyer et al., 2010), donc la dispersion des contaminants. Par ailleurs, le risque des étiages hivernaux sera réduit, car les faibles débits hivernaux sont amenés à croître pour la quasi-totalité des rivières de la région, avec un fort consensus entre les scénarios climatiques (Foulon et al., 2018). Les projections du CEHQ (2015) pour les rivières non-influencées situées à proximité de la rivière des Mille Îles, à savoir dans les BV des rivières Ouareau, de l'Assomption et de l'Achigan, indiquent une augmentation plus importante pour les étiages calculés sur trente jours consécutifs comparativement à ceux calculés sur une base de sept jours. Il en est de même pour les projections établies sur la rivière Rouge située dans le BV de l'Outaouais. Les changements dépendent du scénario et de l'indice d'étiage considérés, mais varient entre +6% et +50%.

Par ailleurs, l'hydraulicité automnale sera réduite à l'horizon 2050 (Boyer et al., 2010; CEHQ, 2015; Côté, H. et al., 2015; Foulon, 2018; Huaringa Alvarez et al., 2014; Huziy et al., 2013; Ouranos, 2016; Trudel et al., 2016). Ici encore, le consensus entre les scénarios climatiques des différentes études est élevé. Relativement à la rivière des Outaouais, les débits moyens en cette saison, s'étendant des mois de septembre à novembre, pourraient être réduits de 2% (Huaringa Alvarez et al., 2014). Sur les mêmes BV que ceux préalablement cités, les débits mensuels sont tous amenés à diminuer (CEHQ, 2015). En considérant le scénario d'émission RCP4.5, la baisse est comprise entre -50% et -6%, en particulier c'est le débit moyen du mois de septembre qui connaitra la plus grande diminution. Ceci est problématique vis-à-vis du risque de pénurie d'eau, car sur la base des évènements historiques, la période critique pour la rivière des Mille Îles s'étend jusqu'au mois d'octobre.

Enfin, les différentes études sont en harmonie sur la direction des changements des régimes hydriques pour la saison estivale. Outre la baisse de l'hydraulicité mensuelle et saisonnière projetée, c'est surtout la hausse attendue de la sévérité des étiages estivaux qui inquiète le plus en

mettant en péril certains usages et prélèvements d'eau (Carrer et al., 2009; CEHQ, 2015; Côté, H. et al., 2015; Foulon, 2018; Huaringa Alvarez et al., 2014; Huziy et al., 2013; Ouranos, 2016; Trudel et al., 2016). Relativement à la rivière des Mille Îles, Huaringa Alvarez et Leconte (2012) mentionnent qu'outre l'avancée de la crue printanière, l'impact le plus subséquent des CC se rapporte aux étiages estivaux. Selon les projections du CEHQ (2015) établies sur la rivière Rouge, affluent de la rivière des Outaouais, les étiages calculés sur une base de sept jours consécutifs seront réduits de 10% à 30% avec des variations homologues pour les deux scénarios d'émissions RCP4.5 et RCP8.5. Les étiages calculés sur une base de trente jours consécutifs avec une période de retour de cinq ans connaitront une plus forte diminution, jusqu'à 40% sous le scénario d'émissions RCP8.5. Pour cet indice d'étiage, le choix du scénario a une incidence sur la plage de variation projetée. Aussi, ces résultats vont dans le même direction qu'une étude remontant à quelques années déjà, où Slivitzky (1993) indiquait une réduction de 8% de l'écoulement de la rivière des Outaouais en période de sécheresse. Sur la rivière des Prairies et à partir des simulations de Huaringa Alvarez et Leconte (2012), Jalliffier-Verne et al. (2015) rapportent que les débits d'étiage d'une période de retour inférieure à 50 ans diminueront. Cette baisse pourrait être de 10% pour les faibles débits apparaissant une fois tous les deux ans en moyenne. À l'inverse, les débits d'étiage d'une période de retour supérieure à 50 ans pourront potentiellement croître, améliorant de fait la capacité de dilution des cours d'eau. Toutefois, un seul scénario d'émissions a été utilisé, de même qu'une approche unimodèle a été employée pour établir ces projections hydroclimatiques. Aussi, étant donné que les incertitudes sur les évènements extrêmes croissent au fur et à mesure que les périodes de retour sont de plus en plus élevées, il serait peu prudent de conclure hâtivement que l'intensité des étiages de faible occurrence (T>50 ans) diminuera sur le bassin versant.

2.7.2.1.2 Impacts des changements climatiques sur la qualité des eaux de surface, sur le risque de contamination microbiologique et de santé publique

Les impacts des CC ne vont pas se limiter à l'aspect quantitatif des eaux de surface. Ces derniers vont aussi modifier la qualité microbiologique et physico-chimique des eaux de surface (Delpla et al., 2009). Cette pollution des cours d'eau, apparaissant sous différentes formes et à partir de différentes sources, se manifestera surtout à l'échelle locale pour les territoires urbains (Jalliffier-Verne et al., 2017). La prolifération des cyanobactéries suite au réchauffement des températures est un exemple parmi tant d'autres (Bates et al., 2008; GIEC, 2014a; Jiménez Cisneros et al., 2014;

Prévost et al., 2017; World Health Organization, 2016). Ici, l'emphase sera mise sur l'impact des CC sur le risque de contamination microbiologique, qui est une réelle menace pour la population en contexte de CC (Jalliffier-Verne et al., 2017; Prévost et al., 2017), et dépendant également des changements anthropiques. En particulier, les impacts sur les concentrations de la bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*), utilisée comme indicateur de contamination fécale, seront documentés.

Des épidémies de maladies d'origine hydrique et évènements de contamination continuent à ce jour d'être répertoriés en grand nombre, partout dans le monde (Craun, Craun, Calderon, & Beach, 2006; Efstratiou, Ongerth, & Karanis, 2017; Park et al., 2018), incluant au Canada (Hopkins, Hague, Hudgin, Ross, & Moore, 2013; Pons et al., 2015; Thomas et al., 2006). Parallèlement aux effets des changements globaux déjà perçus, les progrès dans les méthodes de détection et la prise de conscience de ce risque contribuent également à expliquer la hausse des fréquences constatées. Beaucoup de ces évènements sont intervenus au cours ou suite à des évènements climatiques extrêmes (précipitations extrêmes ou abondantes, tempêtes, ouragans, inondations, etc.). Aussi, leur occurrence d'apparition à des périodes précises de l'année a encouragé la communauté scientifique à étudier l'influence des facteurs hydroclimatiques, les principaux retenus étant la température, les précipitations et les vitesses d'écoulement des eaux de surface (Boxall Alistair et al., 2009; Charron, D. F. et al., 2004; Curriero, Patz, Rose, & Lele, 2001; Jalliffier-Verne et al., 2017; Thomas et al., 2006), même si la radiation solaire a également une incidence sur la persistance des contaminants microbiens dans les eaux de surface (Brookes et al., 2004). L'augmentation du flux radiatif solaire accroit la réduction de l'abondance des bactéries *E. coli*, ceci d'autant plus que le pH est élevé (Mezrioui & Baleux, 1992). De même, la dégradation des *E. coli* est aussi bien due aux effets du rayonnement ultraviolet (Chang et al., 1985) qu'au rayonnement en lumière visible (İdil, Özkanca, Darcan, & Flint, 2010), même si le rayonnement ultraviolet participe plus fortement à l'inactivation (Kühn et al., 2003).

La température a un rôle dans les processus de dégradation, de survie et (re-)croissance des microorganismes pathogènes, tant sur les surfaces terrestres que dans les cours d'eau. De fait, la température influence significativement le risque de contamination microbiologique (Brookes et al., 2004; Delpla et al., 2009). Les faibles températures favorisent la persistance des microorganismes pathogènes (Garzio-Hadzick et al., 2010; Mezrioui & Baleux, 1992), tandis que les fortes températures favorisent l'exposition des humains aux contaminants en raison d'une intensification des usages (sports et loisirs nautiques, etc.) et prélèvements des eaux de surface

(consommation eau potable, irrigation) (Mailhot et al., 2008; Rousseau et al., 2004; Schijven & de Roda Husman, 2005; Sterk et al., 2016), et ce faisant, accroissent le risque d'épidémies de maladie d'origine hydrique. Ces propos sont à mettre en parallèle avec les résultats rapportés par Thomas et al. (2006) qui indiquent, qu'entre 1975 et 2001, 35% des épidémies répertoriées à l'échelle du Canada sont intervenues aux mois de l'année les plus chauds. Aussi, Schijven et de Roda Husman (2005) ont prouvé que l'augmentation des températures réduisait significativement l'inactivation des microorganismes pathogènes dans les eaux de surface où le temps de résidence est supérieur à un mois. À l'inverse, pour des temps de résidence relativement courts (inférieurs à dix jours), le réchauffement des températures ne semblerait pas avoir d'effet sur l'inactivation des pathogènes.

Les précipitations apparaissent également comme l'un des facteurs climatiques prédominant sur le risque de contamination microbiologique (Foulon et al., 2014; Hofstra, 2011). Au Québec, l'étude de Dorner, S. M. et al. (2007) rapporte que des concentrations importantes d'*E. coli* et des niveaux de turbidité élevés tirent leur origine d'évènements de précipitations extrêmes et de fonte des neiges. L'étude de Curriero et al. (2001) a eu pour objectif d'associer les événements d'épidémies répertoriés aux États-Unis aux intensités des précipitations. Leurs conclusions mettent en avant une corrélation positive entre le risque de contamination microbiologique et les pluies extrêmes. Sur les 548 épidémies recensées au cours de 50 années d'observations, 51% d'entre elles ont été précédées par des événements pluvieux dont l'intensité était supérieure aux 90ème percentile, et 68% des épidémies ont fait suite à des pluies d'intensité supérieure au 80ème percentile. De tels résultats sont à raccorder avec les études de Mailhot, Talbot et Lavallée (2015) et Willems et al. (2012). Elles indiquent toutes une corrélation positive entre le risque de déversements d'eaux usées non-traitées (via des ouvrages de surverse, dans le cas de réseaux d'égouts unitaires) et/ou d'apports d'eau de ruissellement provenant de surfaces urbaines, agricoles et d'élevage, et les évènements de précipitations extrêmes caractérisés par une forte intensité et/ou par une hauteur d'eau précipitée importante. Cependant, il importe également de noter qu'aucune corrélation significative n'existe entre le nombre de surverses annuelles et les précipitations totales annuelles, en raison de la période printanière qui contribue à des déversements en période de temps sec suite à la fonte des neiges (Jalliffier-Verne et al., 2015). Aussi, les concentrations en coliformes fécaux des eaux de surverse sont plus importantes suite à une accumulation résultante d'une période prolongée de temps sec, ou du moins, d'évènements de pluie ne permettant pas une remise en suspension des contaminants accumulés en surface ou dans les réseaux (Bernard, Jean-Luc, &

Sylvie, 2007). En effet, par sorption, les sédiments stockent les microorganismes pathogènes, et se présentent alors comme une source de contamination très importante lors de leur remise en suspension (Dorner, S. M. et al., 2006; Mohammed et al., 2019), intervenant suite à des précipitations extrêmes et/ou pluies abondantes. Il en résulte des concentrations accrues en microorganismes pathogènes dans les eaux usées (mélangées aux eaux pluviales dans un réseau unitaire) qui sont rejetées dans les eaux de surface (Garzio-Hadzick et al., 2010). Ces propos sont à mettre en parallèle aux travaux de Madoux-Humery et al. (2016) qui ont démontré que les concentrations d'*E. coli* estimées au niveau des prises d'eau potable d'une rivière de la région de Montréal sont significativement supérieures en temps de pluie qu'en temps sec.

Ces évènements de contamination interviennent au printemps et en été, respectivement au moment des forts débits et des étiages pour le sud du Québec. Or, les faibles niveaux d'eau lors des étiages estivaux diminuent la capacité de dilution des cours d'eau, tandis que les vitesses élevées d'écoulement, en plus de la température froide des eaux de surface au printemps, due à la fonte des neiges, ne permettent pas une dégradation suffisante des contaminants rejetés en rivière (Jalliffier-Verne et al., 2017). Il en résulte que, sous ces deux conditions critiques, les risques de mesurer des concentrations importantes de microorganismes pathogènes au niveau des prises d'eau potable sont élevés (Jalliffier-Verne et al., 2017; Jalliffier-Verne et al., 2015).

Finalement, il est possible de conclure les points suivants quant aux impacts possibles des CC sur la qualité des eaux de surface, le risque de contamination microbiologique et celui sur la santé publique. En ne considérant aucune modification des facteurs anthropiques à l'origine de cette contamination microbiologique, autrement dit une masse initiale identique sur les territoires en climat présent et futur, une fonte des neiges plus précoce et une hausse des précipitations printanières pourraient accroître les apports de contaminants vers les eaux de surface. Rapidement transportés vers les prises d'eau avec un temps d'inactivation insuffisant au regard de leur lente cinétique de dégradation, il s'ensuivra une possible augmentation des pointes de concentration, considérant que les débits printaniers seront peu affectés pour la rivière des Mille Îles. Par conséquent, le risque de stress hydrique sera accru à l'avenir. De même, des épisodes de précipitations estivales plus distancés à l'échelle temporelle, mais de plus forte intensité, conduiront à accroitre les apports en contaminants vers les eaux de surface. La diminution des débits d'étiage réduira la capacité de dilution des cours d'eau qui seront alors plus sensibles aux événements de contamination. Toutefois, les faibles vitesses d'écoulement pourraient favoriser

l'inactivation des pathogènes en augmentant le temps de résidence. Ce faisant, les impacts du réchauffement des températures pourraient accroitre la cinétique de dégradation. Néanmoins, le réchauffement des températures estivales et l'augmentation du nombre de jours chauds favoriseront les usages récréatifs et les prélèvements d'eau. En conséquence, le risque d'épidémies de maladies d'origine hydrique par ingestion volontaire (eau de boisson, apports alimentaires via des organismes aquatiques contaminés suite à la bioconcentration, etc.) ou involontaire (lors des activités récréatives, des activités professionnelles en rapport avec le milieu aquatique, etc.) d'eau contaminée s'amplifiera également. Il importe toutefois de noter que ces prévisions ne prennent pas en considération une possible intensification de l'urbanisation, laquelle pourrait accentuer certains impacts attendus des CC.

En conclusion, les CC font pressions sur le risque de contamination des eaux de surface et celui sur la santé publique. Il est plausible de considérer une hausse du nombre de jours où les capacités de traitement des installations d'eau potable seront dépassées, donc les prises d'eau de surface temporairement arrêtées en raison de trop fortes concentrations en pathogènes. Ainsi, des périodes plus fréquentes de stress hydrique sont à attendre si des mesures efficaces ne sont pas mises en place pour ralentir ou mitiger les effets des CC. Si en plus, on considère le risque de bris, d'obstruction ou d'arrêt des prises d'eau potable pour cause de quantités de sédiments trop importantes en raison d'une hausse de l'érosion des sols attendue en contexte de CC (Bates et al., 2008; COBAMIL, 2014; Jiménez Cisneros et al., 2014), il va donc sans dire que la vulnérabilité des territoires aux situations de pénurie d'eau s'amplifiera en climat futur.

2.7.2.2 Impacts des changements climatiques sur les eaux souterraines

Les liens entre l'eau et le sol sont complexes à comprendre (Cosandey & Robinson, 2012a), tout comme les échanges entre les eaux souterraines et de surface qui font pourtant partie d'un même *continuum* hydrologique (Sophocleous, 2002). Il en résulte une difficulté à estimer quantitativement les tendances et projections en contexte de changements climatiques, d'autant plus que la disponibilité des ressources issues des aquifères souterrains dépend aussi de facteurs non-climatiques, la plus grande menace provenant des prélèvements pour l'irrigation des terres agricoles et l'alimentation, qui sont amenés à croitre en raison d'une hausse des températures, de la variabilité des quantités d'eau de surface disponibles et de la croissance démographique (Bates et al., 2008; Jiménez Cisneros et al., 2014; Rivard et al., 2003). Dans ce qui suit, il sera

majoritairement mis en relief l'impact des CC sur le processus d'infiltration qui dicte aussi bien les aspects de l'hydrologie que de l'hydrogéologie (Hingray et al., 2009). Les facteurs influençant le plus l'infiltration se rapportent au sol, à savoir ses caractéristiques hydrodynamiques, sa texture et sa structure, ainsi qu'aux conditions d'humidité antérieures, au régime d'approvisionnement en eau (précipitations, ruissellement amont, etc.) et aux processus de transferts spatiaux de l'eau dans les sols altérés ou non par la présence de gel (Hingray et al., 2009). Des facteurs non-climatiques, tel le changement d'occupation des sols (urbanisation), influent également (Jiménez Cisneros et al., 2014). Malgré cette complexité, certains impacts des CC sur les eaux souterraines font l'objet d'un consensus mondial.

Tout d'abord, l'infiltration des eaux dans les sols est négativement affectée par les épisodes de pluies intenses (Jiménez Cisneros et al., 2014). En effet, lors de ces évènements météorologiques, il y a un rapide surpassement de la capacité d'infiltration des sols qui conduit à accroitre le ruissellement de surface, et inversement, à réduire la quantité d'eau percolée dans les sols. En conséquence, la recharge des nappes diminue (Jiménez Cisneros et al., 2014; Rivard et al., 2003). Considérant que l'augmentation des précipitations intenses et de leur contribution à la quantité d'eau totale annuelle précipitée résultera en des épisodes de pluie plus concentrés et plus distancés sur l'échelle temporelle, les eaux souterraines du sud du Québec seront impactées par les changements climatiques, d'autant plus si on évoque aussi l'augmentation de l'évapotranspiration. Dans le sud du Québec, hormis l'étude de Rivard et al. (2003) il semblerait qu'aucune grande étude récente ne se soit intéressée à estimer quantitativement les tendances des pertes et celles attendues en climat futur. Les travaux de Rivard et al. (2003) indiquent de fortes disparités régionales sur la recharge des nappes durant la période 1970-1999. Tandis que la plupart des sites étudiés dans le sud du Québec ont eu tendance à diminuer, la recharge des eaux souterraines du territoire du COBAMIL montre une tendance à la hausse. Cependant, les auteurs attirent l'attention sur une tendance générale à la baisse dans le sud du Québec. Enfin, ils rapportent aussi une diminution de la recharge en mai et juin, mais précédée d'une augmentation en mars et avril. Sur la base des considérations précédentes, cette augmentation pourrait possiblement s'expliquer par le devancement de la période de fonte des neiges supplémentée à la hausse des précipitations printanières, tandis que la baisse s'expliquerait par l'amplification de l'évapotranspiration et des épisodes de pluies de forte intensité (Rivard et al., 2003). De même, les travaux de Rivard et al. (2003) sont en conformité avec ceux de Southam, Moulton, Brown et Mills (1999) conduits sur le

BV de la rivière Grand en Ontario, et aussi connu pour ses épisodes de sécheresse malgré sa forte régularisation par des réservoirs et barrages. Les résultats de leur modélisation numérique portent à conclure d'une réduction du taux de recharge des eaux souterraines de 15 à 35% suite à un forçage par deux de la concentration de CO_2 atmosphérique[8].

Par ailleurs, la disponibilité des ressources d'eau souterraine de la région du sud du Québec sera négativement impactée par les CC hivernaux. En effet, dans le sud du Québec, la recharge des nappes intervient en automne, avant le gel des sols et grâce à des pluies peu intenses de longue durée, bien que la majeure partie de la recharge se fasse au printemps lors de la fonte des neiges (Assani et al., 2011; Rivard et al., 2003). Or, l'effet cumulé de la hausse des précipitations hivernales sous forme liquide, de la baisse de celles sous forme de neige, de l'avancement de la période de fonte des neiges, et du raccourcissement de la saison de gel, conduira à une recharge des nappes plus précoce dans la saison. Par contre, il n'est pas évident de dire si celle-ci augmentera (Rivard et al., 2003) à cause des effets antagonistes de l'augmentation des températures et de l'ET au printemps. Cependant, sous de telles conditions et considérant la diminution de l'infiltration et l'augmentation de l'ET en été, tout porte à croire d'une diminution de la disponibilité des eaux souterraines lors de la saison estivale (Jiménez Cisneros et al., 2014), ce qui haussera le risque d'étiages estivaux critiques (Côté, H. et al., 2015), étant donné que les eaux souterraines sont la principale source d'apport en période d'étiage (Assani et al., 2011). À l'inverse, le risque d'étiages hivernaux tendra à diminuer (CEHQ, 2015).

Enfin, il semble aussi important de souligner que les impacts des CC ne se résument pas seulement en une modification des quantités d'eaux souterraines. En effet, en raison d'une augmentation des précipitations de forte intensité, qui favorisent la dégradation des sols en surface et la pénétration des contaminants dans le sol, il est aussi projeté une altération de la qualité des ressources d'eaux souterraines (Bates et al., 2008). Ce faisant, l'idée de puiser dans les eaux souterraines pour compenser l'indisponibilité des eaux de surface semble être de plus en plus désuète en contexte de changements climatiques et anthropiques.

---

[8] Ce scénario correspond à une augmentation de la température moyenne mondiale de +1.5°C à +4.5°C (Mortsch et al., 2000).

2.8 Les changements climatiques dans les analyses de vulnérabilité

2.8.1 Le besoin simultané des analyses des vulnérabilités initiales, futures (avant adaptation) et finales (après adaptation)

Les tendances et projections des changements climatiques exposées démontrent l'urgence d'intégrer leurs impacts dans les analyses de vulnérabilité. Pourtant, au Québec, seules les analyses de vulnérabilité initiales sont effectuées, comme le prouve la présente méthodologie d'analyse de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable (MELCC, 2018c). Notamment, ces types d'analyse ont servi aux experts des ressources en eau à concevoir et améliorer des infrastructures, implanter des mesures structurales et non-structurales relatives à la gestion de l'eau ou encore à la protection des sources d'eau potable. Par ailleurs, dans ces conceptions, nombreux sont ceux à s'être basés sur l'hypothèse de la stationnarité du climat, interprétable en premier abord par le fait que le passé soit un bon prédicteur du futur (García et al., 2014). Conscients des limites importantes de cette hypothèse, outre des autres incertitudes et de la variabilité naturelle, particulièrement essentielle pour les prises de décision à court terme (Brown, C. et al., 2019; GIEC, 2014a), les ingénieurs et décideurs ont alors conçu des méthodes permettant de pallier ce déficit de connaissance tout en composant avec la gestion des risques, les facteurs de sécurité étant un exemple parmi tant d'autres (García et al., 2014). Néanmoins, le climat passé et autres composantes d'influence étaient tels, qu'il était possible de construire des systèmes hydriques robustes et économiques à la fois, les écarts entre les extrêmes climatiques demeurant dans un intervalle « limité » (Milly et al., 2008). De fait, utiliser les résultats des analyses de vulnérabilité contextuelle des systèmes hydriques pour les modifier, en construire de nouveaux ou en vue d'opérer une gestion et surveillance des risques pouvaient s'avérer suffisant pour bâtir à long terme. Cependant, en contexte de changement climatique, où les études sur le climat sont unanimes à dire que les extrêmes vont augmenter plus rapidement que les moyennes des variables climatiques, outre qu'elles prédisent également une augmentation de la variabilité intra et interannuelle (Côté, H. et al., 2015; E. Trenberth, Dai, M. Rasmussen, & Parsons, 2003; García et al., 2014), de telles pratiques ne sont plus envisageables. Pourtant, à en regarder la méthodologie exposée dans le *Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec* (MELCC, 2018c), celle-ci suit encore cette tendance. Ce faisant la méthodologie est amenée à évoluer.

Ainsi, en plus des analyses de vulnérabilité initiale, les analyses de vulnérabilité doivent à présent composer avec les changements climatiques et non-climatiques, celles-ci étant de plus en plus demandées pour édifier des infrastructures résilientes, sécuritaires pour la population, et où leur performance est évaluée à différents horizons futurs (Brown, C. & Wilby, 2012). Au Canada, les analyses de vulnérabilité des systèmes aux impacts des changements climatiques suivent généralement l'approche de Warren et al. (2004), qui se résume aux cinq grandes étapes suivantes:

1) Engagement et participation active de l'ensemble des parties prenantes au projet ;
2) Évaluation de la vulnérabilité initiale du système, notamment, la capacité d'adaptation du système, les seuils critiques, et les marges de fonctionnement ;
3) Production de l'information climatique future à travers l'usage de scénarios climatiques, socio-économiques et environnementaux ;
4) Évaluation de la vulnérabilité future avant mesures d'adaptation ;
5) Conceptualisation des décisions en matière d'adaptation et implémentation suite à une évaluation approfondie des options disponibles pour réduire la vulnérabilité.

Des définitions introduites à la section 2.2.3 sur la notion de vulnérabilité, il semblerait opportun d'intégrer une sixième étape, à savoir l'évaluation de la vulnérabilité « finale », c'est-à-dire celle après la prise en considération des stratégies d'adaptation. Aussi, il faut noter que la seconde étape de la liste ci-dessus a un rôle clé dans le processus décisionnel en favorisant l'engagement des décideurs dans la prise de décision finale. Leur faire comprendre la vulnérabilité actuelle avant même de leur montrer la vulnérabilité future (avant adaptation) du système favorise des prises de décision rapides, en particulier, l'intégration des options d'adaptation « sans regret » (Warren et al., 2004; Wilby & Dessai, 2010).

La méthodologie d'analyse exposée par Warren et al. (2004) suit le schéma de l'approche descendante, aussi connu sous le terme « top-down ». À son origine, l'approche « top-down » consiste à utiliser les projections climatiques des modèles climatiques globaux (MCG) comme point de départ dans l'analyse des vulnérabilités et/ou des risques futurs résultant des changements climatiques (Wilby & Dessai, 2010). Ces projections dépendent d'hypothèses initiales sur les futures émissions de GES et développements socio-économiques. Les projections brutes des MGC présentent de gros biais qui peuvent être potentiellement corrigés par une ou des méthodes de

correction de biais. Aussi, en plus de cette étape de post-traitement, des méthodes de mises à l'échelle peuvent être appliquées pour produire des résultats à une résolution plus élevée. Par la suite, les scénarios climatiques, souvent produits en faible nombre, servent à piloter les modèles hydrologiques. Finalement, les simulations hydroclimatiques postérieures à cette chaine de modélisation sont intégrées dans le modèle de ressources en eau étudié afin d'identifier quels sont les vulnérabilités futures et les impacts des changements climatiques sur les variables d'intérêt socio-économique à court, moyen ou long terme, dépendamment de la période considérée au moment de l'analyse et de ses objectifs. Relativement aux prises d'eau potable et de leur source d'eau, les trois horizons temporels sont importants. La Figure 2-3 suivante résume cette approche de modélisation hydroclimatique de type « top-down ».

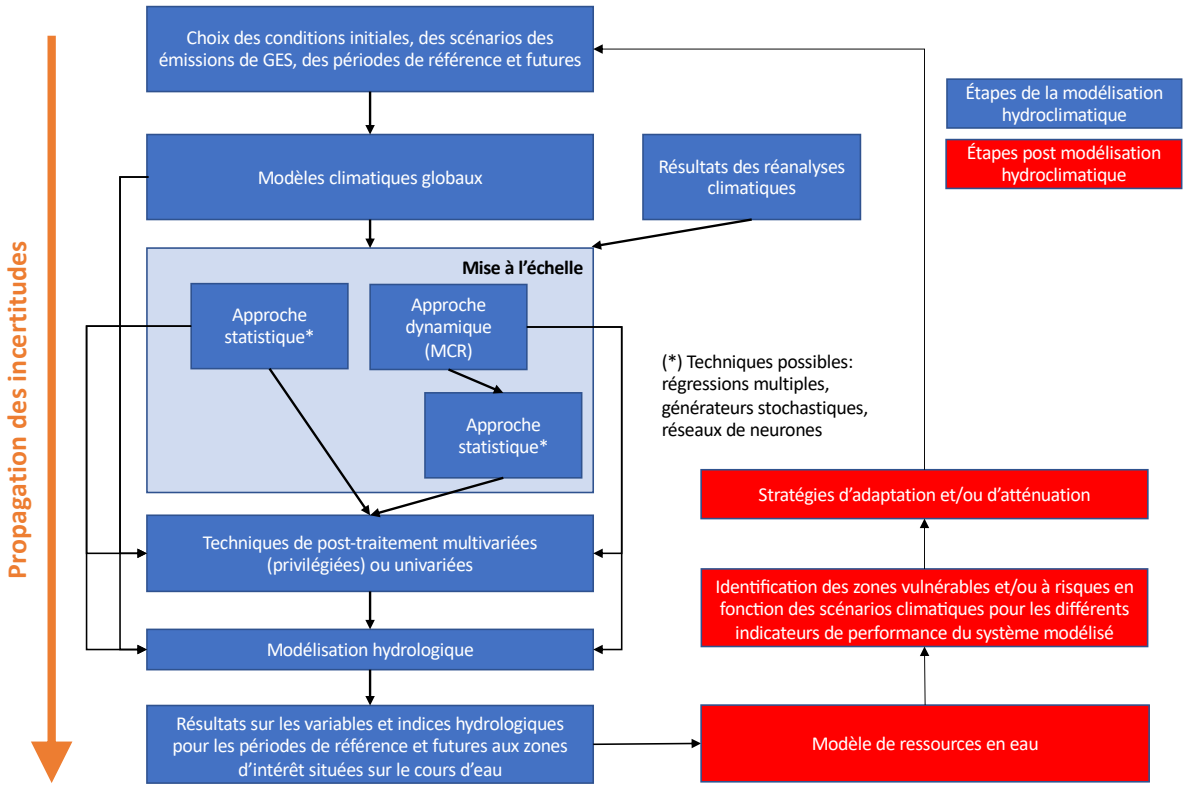

Figure 2-3 : Schéma illustrant la chaine de modélisation hydroclimatique généralement utilisée dans les études de VI&A, adapté de Guay, Minville et Braun (2015)

2.8.2 Les incertitudes de la modélisation hydroclimatique

La longueur de cette chaine de modélisation met en évidence la présence de nombreuses sources d'incertitude. Celles-ci sont dues à la modélisation climatique, ainsi qu'à la modélisation hydrologique, et éventuellement à celle du système de ressources en eau.

2.8.2.1 Les incertitudes liées à la modélisation climatique

Concernant la modélisation climatique, trois grandes sources d'incertitude ont été répertoriées, leur importance étant relative à l'échelle spatio-temporelle considérée au cours de l'étude. Ces dernières apparaissent dans le Tableau 2-3, construit à partir de plusieurs travaux (Charron, I., 2016; Hallegatte, Shah, Lempert, Brown, & Gill, 2012; Lachance-Cloutier, Ricard, Malenfant, & Cyr, 2018). Ce tableau expose les sources d'incertitude, leur provenance et les méthodes permettant de réduire ces incertitudes.

Tableau 2-3 : Sources, provenance et méthodes de réduction des incertitudes

Appellation	Source	Provenance	Méthode de réduction des incertitudes
Incertitude aléatoire (dite aussi irréductible)	Variabilité naturelle*	Nature chaotique et aléatoire des processus du système climatique	Utilisation de membres climatiques, autrement dit, plusieurs simulations climatiques sont produites pour un modèle climatique et un scénario d'émissions des GES identiques sous des conditions initiales différentes
Incertitude politique	Émissions futures des GES	Évolutions socio-économiques et démographiques ; Technologies futures disponibles ; Politiques relatives au climat	Utilisation de plusieurs scénarios d'émissions SRES[9] et RCP

[9] Les scénarios SRES (« Special Report on Emissions Scenarios ») sont les premiers scénarios des futures émissions de GES définis par le GIEC. Classés en quatre familles : A1, A2, B1, B2. Ils tiennent compte de l'évolution des économies, des motivations politiques, environnementales et énergétiques, de la croissance démographique, autant à l'échelle mondiale que régionale, mais ont le défaut de ne pas intégrer d'initiatives supplémentaires relatives au climat (Foulon, 2018), d'où leur substitution par les scénarios RCP.

Tableau 2-3 : Sources, provenance et méthodes de réduction des incertitudes (suite)

Incertitude scientifique	Modèles climatiques	Structure du modèle ; Paramétrisation (Simplification des processus physiques, thermodynamiques et biogéochimiques, résultant de notre compréhension imparfaite du système climatique terrestre)	Utilisation d'ensembles climatiques composés de plusieurs MCG, et si des MCR sont utilisés alors ils sont pilotés avec différents MCG. Si possible, utiliser des modèles climatiques indépendants (aucune parenté sur l'ensemble de l'arbre généalogique) ou de faible dépendance (parenté à une échelle éloignée sur l'arbre généalogique)
		Limite dans la représentation spatiale des processus modélisés	Utilisation de techniques de mise à l'échelle dynamiques et/ou statistiques

*La variabilité naturelle du climat se traduit par une déviation de certaines variables climatiques par rapport à leurs statistiques tels la moyenne, l'écart type, les phénomènes extrêmes compris dans les premiers et derniers centiles, etc. (Brissette et al., 2013). Elle est visible à diverses échelles spatiales et temporelles dépendamment des facteurs internes ou externes au système climatique. Les facteurs internes principaux étant l'activité solaire, l'oscillation australe et ses pendants océaniques El Niño et La Niña, l'oscillation Nord-Atlantique ou encore les paramètres orbitaux.

Enfin, en plus de ces trois grandes sources d'incertitude, il est aussi possible d'ajouter les incertitudes liées aux méthodes de post-traitement, ainsi que celles relatives aux techniques de mise à l'échelle.

2.8.2.2 Les incertitudes liées à la modélisation hydrologique

Considérant que les modèles hydrologiques ne soient qu'une simplification de la réponse hydrologique du bassin versant aux phénomènes météorologiques, ces derniers apportent eux aussi leur lot d'incertitudes. Les principales sources d'incertitude proviennent :

- De la construction du modèle via sa structure interne et le choix de ses paramètres ;
- Des processus de validation et calibration du modèle, qui dépendent eux-mêmes des critères de calage et des données observées ;

Le premier point met en avant deux éléments généralement considérés comme générant les principales sources d'incertitude de la modélisation hydrologique (Teng, Vaze, Chiew, Wang, & Perraud, 2011). La première source concerne l'incertitude propre à la structure du modèle qui, à même titre que les modèles climatiques, n'est qu'une représentation simplifiée des processus physiques réellement observés sur le bassin versant. La seconde source d'incertitude tient du choix des paramètres, déterminés au cours de la procédure de calibration/validation du modèle. Cette

incertitude, autrement appelée « équifinalité », tient du fait qu'il n'existe pas un seul jeu de paramètres optimal. En effet, plusieurs jeux de paramètres sont aptes à fournir des résultats identiques par rapport à une même fonction objectif retenue pour le calage (Foulon, 2018).

Le second point témoigne également de l'existence de deux autres sources d'incertitude supplémentaires. Une première est liée aux observations utilisées lors de la procédure calage/validation. Elle prend en considération les erreurs de mesure, d'appareillage, outre des erreurs dues aux méthodes de post-traitement des données. La seconde source d'incertitude concerne la fonction objectif employée lors du calage. Cette fonction mesure la « distance » séparant les valeurs simulées des valeurs observées pour une variable hydrologique d'intérêt donnée et sur une période temporelle préalablement définie.

2.8.2.3 Incertitude totale résultante de la modélisation hydroclimatique

Finalement, la modélisation des impacts du changement climatique sur les variables hydrologiques d'intérêt (débits, ruissellement, etc.) dans l'évaluation des vulnérabilités initiales et futures du système étudié conduit à une incertitude totale conséquente avant même que ces résultats soient introduits dans le modèle de ressources en eau du système servant à évaluer les variables d'intérêt techniques, sociétales et économiques, et dans lequel d'autres incertitudes sont à considérer comme par exemple, l'incertitude sur la fonction économique, qui évalue la performance du système pris dans sa globalité. Considérant que les poids des incertitudes relatives à chacune de ces étapes de modélisation sont inégaux, Teng et al. (2011) se sont intéressés à comparer et quantifier l'influence de chacune d'elle sur l'incertitude finale. Leurs résultats indiquent que l'incertitude issue des MCG est conséquemment plus importante que celle des modèles pluie-débit, comme le corroborent Chen, Jie, Brissette et Leconte (2011). Bien que Teng et al. (2011) basent ces conclusions à partir d'une unique modification des données climatiques d'entrée, à savoir, celles sur les précipitations journalières et l'ETP, et non pas en modifiant les relations climat-ruissellement, ni les rétroactions, ces auteurs soulignent qu'il serait très probable qu'ils parviennent aux mêmes conclusions.

2.8.3 L'approche descendante et ses limites à soutenir des prises de décision en contexte de profonde incertitude

Au regard de ces incertitudes notamment dues aux MCG, qui servent de point de départ dans l'analyse de vulnérabilité, des auteurs affirment que cette approche descendante serait inefficace à

soutenir des prises de décision en contexte de profondes incertitudes (Brown, C., Ghile, Laverty, & Li, 2012). Ces auteurs perçoivent les MCG comme des générateurs de scénarios climatiques imparfaits.

Tout d'abord, leur niveau de fiabilité à prévoir les extrêmes est trop faible (Brown, C. & Wilby, 2012; Xu et al., 2019). En effet, les échelles spatio-temporelles des MCG restent trop grossières (Fowler, Blenkinsop, & Tebaldi, 2007) comparativement à ces évènements qui sont très localisés et de courte durée. De même, les MCG sont incapables de prendre en compte toutes les rétroactions et les forçages de premier ordre (Pielke Sr et al., 2012), alors qu'ils conditionnent fortement les caractéristiques des extrêmes climatiques (intensité, durée, etc.). En plus de ces biais dans les extrêmes, les projections des MCG en présentent également en termes de variabilité climatique (Brown, C. et al., 2019; Li, Qi, Brown, & Ryan, 2014). Or, les extrêmes climatiques et la variabilité naturelle du climat réfèrent souvent parmi l'information climatique la plus demandée par les gestionnaires des ressources en eau, tant ces statistiques climatiques conditionnent les impacts climatiques (Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2019; Deser, Knutti, Solomon, & S. Phillips, 2012; GIEC, 2014a; Mukundan et al., 2019; Pielke Sr et al., 2012). Dans le contexte des prises d'eau de surface et de leur source, il a été montré l'urgence d'enrichir ce type d'information climatique. Les évènements extrêmes sont susceptibles de compromettre l'intégrité des prises d'eau, leur capacité de pompage et le captage de l'eau, outre d'être la cause d'une dégradation considérable de la qualité des eaux de surface, à tel point de conduire à des interruptions temporaires ou de longues durées des systèmes de production d'eau potable (Mukundan et al., 2019).

Même si les récents progrès dans la modélisation climatique avec l'émergence des MCR permettent de produire de l'information climatique à plus fine échelle spatiale, leur résolution reste encore trop faible pour conduire des analyses de vulnérabilité sur des BV urbains en contexte de changements climatiques. Les MCR sont pilotés à leurs frontières par des MCG dont les projections climatiques comportent d'importants biais qui demandent à être corrigés. Les méthodes de correction de biais usent essentiellement de relations linéaires (Li et al., 2014), tandis que le système climatique modélisé est fortement non-linéaire (Rial et al., 2004), outre que le choix de la méthode retenue peut être sujet à polémique. Aussi, si les projections des MCG divergent entre elles dès le départ de l'analyse, celles issues des MCR ou des méthodes de mise à l'échelle

statistiques vont l'être tout autant, si ce n'est plus (Brown, C., Werick, Leger, & Fay, 2010; Hallegatte et al., 2012; Pielke Sr et al., 2012).

Ce manque de fiabilité vient aussi du fait qu'il nous est impossible de comparer ces projections climatiques à des données observées en climat futur (Brown, C., 2011). Les projections climatiques finales dépendent de choix discutables et seraient dissemblables si des choix alternatifs eurent été faits (Brown, C. et al., 2019). Il apparaît donc que ces dernières manquent de crédibilité et de robustesse, et que cette cascade de choix sur la sélection des modèles climatiques, des scénarios climatiques, des méthodes de correction de biais et de mise à l'échelle tend à masquer l'incertitude finale qui ne peut être réellement estimée (Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2010) et induit de la confusion dans l'esprit du décideur (Brown, C. et al., 2019), en plus de celle due à l'amplitude des projections finales.

Aussi, à partir des projections des MCG (ou des MCR), il est impossible d'explorer entièrement l'ensemble de l'espace des risques possibles (Brown, C. & Wilby, 2012). Pour pallier ce problème, des auteurs ont tenté de démontrer l'intérêt d'avoir recours à des ensembles climatiques dans les analyses de vulnérabilité (Fowler, Kilsby, & O'Connell, 2003; Lopez et al., 2009). Cependant, multiplier les simulations climatiques en utilisant différents MCG ne permet d'enrichir que superficiellement l'information climatique (Stainforth, R Allen, R Tredger, & Smith, 2007), alors que cette méthodologie demande du temps et des ressources humaines et matérielles (Brown, C. et al., 2010; García et al., 2014; Ghile, Taner, Brown, Grijsen, & Talbi, 2014), qui se font au détriment de l'analyse des facteurs non climatiques (García et al., 2014), tout autant influents sur les systèmes d'approvisionnement en eau, si ce n'est plus (Jollands, Ruth, Bernier, & Golubiewski, 2007; Kulshreshtha, 1998). Aussi Lopez et al. (2009) ont évalué la gestion d'un système hydrique à partir des ensembles du CMIP3 et d'un ensemble physique issu d'un seul MCG. Leurs résultats finaux montrent d'importantes divergences et prouvent que le choix de l'ensemble affecte également les prises de décision, ce dernier ne devant donc pas se faire aléatoirement.

Dans le même ordre d'idée, Brown, C. et al. (2012) rapportent qu'utiliser les membres extrêmes d'un ensemble de MCG ne suffit pas à encadrer convenablement le domaine des trajectoires futures possibles, du fait qu'il demeure impossible de connaitre l'étendue réelle des incertitudes (Stainforth et al., 2007). Selon Stainforth et al. (2007), les MCG sont des générateurs de scénarios climatiques

qui ne permettraient d'explorer que « la plage minimale de l'incertitude maximale » [traduction libre].

Finalement, de telles pratiques n'aideraient pas plus les gestionnaires de l'eau dans leurs prises de décision finales, et ne feraient qu'accroitre leurs doutes sur l'information climatique à considérer pour la gestion des risques et la planification de l'adaptation. En effet, conscients de la flexibilité limitée des systèmes structuraux (prises d'eau, pompes, etc.) et non-structuraux (gestion de la demande, etc.) liées aux installations de production d'eau potable, de trop larges plages de conditions futures possibles, dues à ces importantes divergences entre les projections issues des MCG, pourraient contraindre les décideurs à choisir entre deux scénarios totalement contradictoires (Brown, C. et al., 2012). Aussi, même si certains affirment que certains MCG fournissent des trajectoires plus fiables que d'autres (Fletcher, Lickley, & Strzepek, 2019), il y a un consensus à dire qu'aucune projection climatique n'est plus probable qu'une autre (Alodah & Seidou, 2019; Brown, C. & Wilby, 2012). En raison de l'équiprobabilité de ces trajectoires climatiques futures, il devient donc difficile de s'approprier le concept de probabilité pour estimer les vulnérabilités futures (Brown, C. et al., 2010), tandis que les décideurs ont coutume de l'utiliser dans leurs prises de décision en matière de gestion des risques (Ministère de la Sécurité publique, 2008). Enfin, un autre défaut de l'approche descendante, et non le moindre, provient de la difficulté de mettre à jour les plans de gestion et d'adaptation à chaque fois qu'une nouvelle avancée fait surface dans le monde de la science du climat (Brown, C. et al., 2012). En effet, la climatologie est un domaine en pleine évolution dans lequel éclosent régulièrement de nouveaux modèles climatiques, méthodes de correction de biais, de mise à l'échelle, et autres outils climatiques. Ainsi, pour pouvoir mesurer le degré de différence sur les prises de décision effectuées à partir de l'information climatique *a priori* à celles qui auraient été faites sur la base de cette nouvelle connaissance, puisque les projections climatiques sont utilisées comme point de départ dans l'analyse de vulnérabilité, le praticien se doit de refaire l'ensemble du processus de modélisation-analyse (Brown, C. et al., 2019). Il convient qu'une telle méthodologie de mise à jour de l'adaptation n'est pas possible au regard du temps et des ressources requis pour effectuer une analyse fine et rigoureuse, outre qu'elle n'intègre pas l'un des principes clés de l'aide à la décision, qui est la conception d'un processus de décision favorisant l'apprentissage continu (Marchau, Walker, Bloemen, & Popper, 2019).

2.8.4 L'approche « Decision Scaling » : une prise de décision robuste en matière de planification et d'adaptation aux changements climatiques dans un contexte de profonde incertitude

2.8.4.1 L'émergence des cadres décisionnels et analytiques robustes en contexte de profonde incertitude

L'approche « top-down », qui se résume principalement à l'utilisation d'un nombre limité de scénarios climatiques pour explorer l'espace des risques et/ou vulnérabilités futures, manque cruellement de robustesse en raison des multiples défauts préalablement expliqués. Son incapacité à s'affranchir de l'incertitude profonde de notre monde futur n'encourage pas les gestionnaires à aller de l'avant dans l'adaptation aux changements climatiques, alors que les pressions non climatiques supplémentaires sur les systèmes d'approvisionnement en eau n'en font qu'augmenter ce besoin. De fait, de nouvelles approches d'analyse de vulnérabilité sont récemment apparues, ayant pour objectif commun d'informer le décideur en contexte de profonde incertitude. Les changements climatiques, les événements extrêmes de faible occurrence, la croissance démographique, l'évolution de la demande en eau et des comportements des citoyens sont des exemples de sujets à l'origine de cette profonde incertitude, et toute réduction de celle-ci est la bienvenue (Marchau et al., 2019). Plutôt que de s'en affranchir ou de la masquer à travers un processus analytique dont les résultats finaux dépendent d'une pléthore de choix contestables, ces nouvelles approches ont pour but de gérer cette incertitude actuellement insoluble et de la rendre transparente aux yeux des décideurs. Elles reposent sur quatre étapes clés : 1) encadrer l'analyse ; 2) produire une analyse d'incertitude exploratoire ; 3) choisir les actions initiales et hypothétiques ; 4) itérer et ré-analyser. Ces quatre étapes mettent notamment l'accent sur la façon dont est intégrée l'information dans le cadre analytique et décisionnel plutôt que sur le produit brut de l'information (Marchau et al., 2019).

Parmi ces approches analytiques favorisant une prise de décision robuste sous de profondes incertitudes, on peut mentionner la prise de décision robuste (Lempert & Groves, 2010; Matrosov, Woods, & Harou, 2013), la prise de décision robuste multi-objectif (Kasprzyk, Nataraj, Reed, & Lempert, 2013), la planification adaptative dynamique (Walker, Rahman, & Cave, 2001), les voies politiques dynamiques et adaptatives (Haasnoot, Kwakkel, Walker, & ter Maat, 2013), approche qui se distingue de la planification adaptative dynamique en intégrant également le concept de

points de basculement d'adaptation (Kwadijk et al., 2010), la théorie décisionnelle de l'info-gap (Ben-Haim, 2006; Matrosov et al., 2013), ou encore la prise de décision ascendante, aussi connue sous son terme anglais « Decision Scaling » (DS) (Brown, C., 2011; Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2019), qui sera développée ici-bas. Cette dernière tire son origine de la prise de décision robuste et la développe davantage en adjugeant des probabilités à chaque trajectoire future possible (Marchau et al., 2019). La méthodologie développée dans ces travaux s'inspire de la méthode DS, qui présente de nombreux atouts répondant aux critiques de l'approche descendante. Cette méthode a été préférée aux autres approches car elle est plus efficace pour intégrer l'information climatique comparativement à la prise de décision robuste, outre qu'elle puisse être intégrée aux approches comme la planification adaptative dynamique, les voies politiques dynamiques et adaptatives ou encore à la prise de décision robuste multi-objectif.

2.8.4.2 Philosophie générale de l'approche « Decision Scaling »

L'approche de DS se veut d'offrir une vision intégrée et globale des « croyances multiples sur les futurs états » (Marchau et al., 2019) de notre planète, autrement dit des différentes alternatives auxquels les écosystèmes humains et naturels seront potentiellement confrontés, afin d'optimiser la gestion des risques climatiques, la planification et l'adaptation aux changements climatiques. Au contraire de l'approche « top-down » qui fait abstraction à de possibles futurs états climatiques en raison de de la nature discrète des projections climatiques, utilisées comme point de départ dans l'analyse des vulnérabilités, la DS explore l'ensemble des impacts potentiels des changements climatiques grâce à une logique inverse intégrant les projections climatiques qu'en toute fin de l'analyse, *a posteriori* de l'identification des vulnérabilités initiales et futures du système de ressources en eau étudié et des possibles stratégies ou mesures d'adaptation (Brown, C. et al., 2012). L'une des forces majeures de la DS est que l'analyste divulgue aux décideurs et planificateurs des vulnérabilités aux changements climatiques de leur système structural, politique, opérationnel, stratégique indépendamment des projections climatiques (Brown, C. et al., 2012), annulant ainsi toutes les polémiques qui tirent leur origine des choix et hypothèses posés lors de la modélisation climatique (Marchau et al., 2019). Il est important de mentionner que les fondateurs de cette approche n'ont pas l'objectif, ni la prétention d'évincer ou de réduire l'incertitude irréductible associée au climat, aussi bien celle sur les changements climatiques que celle sur la variabilité naturelle, mais plutôt de l'intégrer implicitement dans le cadre décisionnel afin de la

rendre transparente aux yeux des décideurs (Brown, C., Werick, Leger, & Fay, 2011; Marchau et al., 2019). Enfin, la DS se veut de combler l'écart existant entre les analyses de vulnérabilité en contexte de changements climatiques et l'utilisation de l'information climatique (Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2011; Marchau et al., 2019). Tandis que les approches top-down n'arrivent pas à identifier efficacement l'espace des risques futurs, les approches ascendantes traditionnelles montrent quant à elle une difficulté à introduire l'information climatique existante dans le processus décisionnel, outre de donner un poids insuffisant à des variables physiques en privilégiant les facteurs sociaux (Dessai & Hulme, 2004; García et al., 2014). En effet, elles analysent les vulnérabilités du système à l'échelle locale ou régionale, principalement sur la base de critères socio-économiques, et des mesures d'adaptation sont ensuite proposées. Celles-ci sont considérées comme étant les plus aptes à maintenir les performances du système dans un futur incertain. Seulement, cette méthodologie manque de crédibilité et robustesse à cause d'une évaluation subjective des performances des mesures d'adaptation en climat futur. De fait, elle n'encourage pas les décideurs à agir, ces derniers préférant les méthodes qui quantifient de manière objective les mesures d'adaptation. En ce sens, l'approche de DS pallie ce défaut en mettant en connexions l'approche top-down à l'analyse de vulnérabilité ascendante, et se veut ainsi d'optimiser l'exploitation de l'information climatique disponible.

2.8.4.3 Une méthodologie en trois étapes

Afin de répondre aux attentes des différentes parties prenantes et dans le but de s'intégrer efficacement dans les processus de prise de décision publique, l'approche de DS repose sur trois étapes fondamentales : 1) le cadrage de l'analyse ; 2) le test de stress climatique ; 3) l'évaluation des risques liés au climat, le principal défi étant de considérer une gamme plausible des changements climatiques dans le processus analytique (Marchau et al., 2019), comme il sera vu ici-bas.

2.8.4.3.1 Étape 1 - Cadrage de la décision

La première étape de la DS consiste à cadrer l'analyse à partir d'une approche collaborative entre les différentes parties prenantes intégrées à l'étude. Des plateformes d'échange et de partage de l'information sont des exemples d'outils recommandés pour mener à bien cette première étape qui apparaît comme la clef de voûte de l'ensemble du processus décisionnel.

Les principaux buts de cette étape sont les suivants (Brown, C. et al., 2012; Marchau et al., 2019):

- Identification des objectifs de l'étude, autrement dit la performance technique, environnementale, socio-économique du système ;
- Définition des métriques utilisés pour quantifier les objectifs, c'est-à-dire les indicateurs de performance, et identification des seuils de performance ;
- Identification des variables incertaines, climatiques ou autres (demande en eau, croissance de la population, aménagement du territoire, évolution des pratiques agricoles, etc.), influençant les prises de décision, ainsi que leur gamme de variation plausible ;
- Représentation du problème de décision, à savoir le système étudié, voire l'adaptation, à partir de modèles (empiriques, conceptuels, à bases physiques) et de relations fonctionnelles.

La satisfaction de ces buts est réalisée à partir de discussions entre les décideurs et les analystes. D'autres parties prenantes utiles à l'identification des indicateurs et des seuils de performance, des vulnérabilités initiales et futures (avant adaptation) peuvent aussi être invitées à la discussion (Brown, C. et al., 2012), comme par exemple les organismes de bassins versants (OBV), les organisations non gouvernementales, les représentants des industries, des citoyens, etc. Une approche participative et collaborative est recommandée pour identifier précisément les objectifs des différentes parties, leurs attentes et préoccupations, et ainsi faire les bons compromis (Marchau et al., 2019). Ceci est d'autant plus valable pour les systèmes d'approvisionnement en eau, étant donné les conflits d'usages et de prélèvements susceptibles de survenir en cas d'une mauvaise gestion des ressources en eau, en particulier lors des périodes de stress hydrique. La consultation des archives et données historiques est aussi nécessaire pour identifier les conditions climatiques ayant déjà impacté le système au cours du passé (Brown, C. et al., 2012), mais aussi pour identifier les variables incertaines à la prise de décision. Il convient de dire que des outils comme des bases de données (e.g. Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, Atlas du Portail des connaissances sur l'eau, Base de données des zones à risque d'inondation, Base de données canadienne sur les catastrophes, Base de données AQUARISC, etc.) sont bénéfiques à divers égards en améliorant l'identification des risques, outre de rendre cette étape plus rapide. Enfin, la littérature scientifique, de même que la littérature grise peuvent être utilisées pour identifier des impacts locaux et régionaux susceptibles de survenir dans le futur, et résultant des différentes

pressions exercées sur le système, tels les changements climatiques, les évènements extrêmes, l'aménagement du territoire ou encore l'augmentation de la demande en eau. Cette littérature est aussi utile pour s'assurer que les gammes de valeurs proposées pour chacun des facteurs d'intérêt soient suffisamment larges, tout en demeurant plausibles.

De plus, grâce aux retours d'expériences vécues sur d'autres territoires et systèmes analogues à celui étudié, il est aussi possible de conceptualiser des mesures d'adaptation. Malheureusement, on déplore présentement le manque de retours d'expérience de la part des municipalités en matière d'adaptation (Bleau, Bissaillon, & Duval, 2018). De réels progrès restent donc à faire sur ce point-ci. Des banques de données publiques pourraient sûrement améliorer ce partage, autant les bonnes que les « mauvaises » adaptations, bien qu'il faille rester conscient que l'adaptation se joue à l'échelle locale en fonction de plusieurs contextes (Bleau et al., 2018), et apparaît en ce sens unique.

Concernant les métriques et seuils de performance, en plus de ces outils, il peut être opportun d'avoir recours à une analyse coûts-bénéfices (Brown, C. et al., 2012) afin de différencier plus facilement les différentes stratégies décisionnelles, d'autant plus que ces dernières sont de plus demandées par les décideurs et planificateur de l'adaptation (Bleau et al., 2018). Il faut noter que les seuils sont flexibles et dépendent de critères juridiques, techniques, économiques, sociaux, etc. (Marchau et al., 2019).

En ce qui a trait à la représentation du problème, les modèles et relations fonctionnelles pertinentes sont ceux liés à l'hydrologie, au climat, au système de ressources en eau, qui inclut aussi bien les variables internes à l'infrastructure que les variables externes, socio-économiques ou environnementales (demande en eau, rejets d'eaux usées non traitées, etc.) (Marchau et al., 2019). L'ensemble permet de simuler les réponses du système aux facteurs climatiques et non climatiques. Ainsi, il va de soi qu'il est primordial de modéliser le plus fidèlement possible le système étant donné que l'ensemble sert à explorer les risques climatiques (Brown, C. et al., 2012), donc la prise de décision finale.

Enfin, il est important de mentionner que la DS tire son optimalité lorsque les incertitudes clés sont correctement identifiées (Brown, C. et al., 2011). Ainsi, il est suggéré de faire une liste de toutes les incertitudes et hypothèses posées pour l'analyse afin de rendre ces dernières transparentes aux décideurs et planificateurs (Marchau et al., 2019).

Les quatre points étant établis, la seconde étape de l'approche DS est le test de stress climatique. Il se résume en une exploration des risques/vulnérabilités dus aux changements climatiques ou autres.

2.8.4.3.2 Étape 2 - Test de stress climatique : une analyse de sensibilité multidimensionnelle

Le test de stress climatique est une analyse de sensibilité multidimensionnelle. Son but est d'identifier les menaces sur le système d'approvisionnement en eau résultant des changements climatiques, autrement dit d'identifier et caractériser les états climatiques influençant la prise de décision (Brown, C. et al., 2012). Il est également possible de révéler les impacts dus à des facteurs non-climatiques incertains. Dans ce cas-ci où les facteurs de sensibilité ne dépendent pas seulement du climat, il est plus approprié de parler de test de stress global (Marchau et al., 2019). Ci-après est expliqué la logique du test de stress lorsque celui-ci s'effectue en prenant seulement en compte des facteurs climatiques. Il va de soi que les aspects de cette analyse multidimensionnelle restent identiques lorsque d'autres facteurs non-climatiques sont aussi incorporés. Le test analytique se compose en trois grandes étapes :

1) Générer l'espace climatique futur pour identifier les conditions climatiques problématiques ;
2) Cartographier les décisions optimales à partir de l'espace climatique ;
3) (Facultatif) Développer une fonction de réponse climatique (FRC).

Contrairement à une analyse de sensibilité traditionnelle, où l'analyste fait varier les variables d'intérêt les unes indépendamment des autres, dans l'approche de DS, l'analyste a recours à une analyse de sensibilité globale, autrement dit tous les facteurs climatiques sont simultanément perturbés (Marchau et al., 2019). Une telle méthodologie ajoute une véritable plus-value à l'approche d'analyse de vulnérabilité du système en permettant de représenter plus fidèlement la sensibilité du système à son environnement compte tenu qu'est pris en compte l'effet combiné des facteurs climatiques, a contrario de l'analyse de sensibilité traditionnelle où il n'est pas possible de mettre en avant les conditions climatiques problématiques découlant d'un changement simultané de plusieurs facteurs climatiques, les synergies n'étant pas considérées. Pourtant, il peut être possible qu'une perturbation conjointe de plusieurs variables d'entrée conduise à une plus grande (ou plus petite) modification des variables de sortie d'intérêt que celle induite par une perturbation individuelle de chaque facteur (Wagener & Pianosi, 2019). Seulement, comme le mentionnent

Marchau et al. (2019), l'analyse de sensibilité globale est soumise à un défi de taille, soit celui de conserver les relations physiques existantes entre les facteurs climatiques aux échelles spatiales et temporelles.

Ceci est donc à considérer dans la première étape qui consiste à produire l'éventail des changements climatiques plausibles et réalistes sur le plan physique. Pour ce faire, diverses méthodes peuvent être employées comme la variation paramétrique de l'état climatique des entrées (Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2011; Ghile et al., 2014; Turner et al., 2014), le ré-échantillonnage direct de séries historiques (García et al., 2014), ou encore les méthodes statistiques exploitant des outils comme les générateurs stochastiques de climat (Alodah & Seidou, 2019; Brown, C. et al., 2019; Mukundan et al., 2019; Poff et al., 2015). Les récents progrès font que ces outils sont de plus en plus utilisés, et servent souvent de base au test de stress climatique (Marchau et al., 2019). Les générateurs de temps/climat stochastiques les plus performants présentent l'indéniable avantage de produire de longues séries temporelles météorologiques physiquement réalistes, reproduisant la variabilité naturelle du climat à différentes échelles temporelles, et représentant les différents aspects de changement climatique futur comme les extrêmes, la saisonnalité, les moyennes, etc. (Culley, Bennett, Westra, & Maier, 2019; García et al., 2014). Ce faisant, ils répondent aux quatre qualités que doit avoir tout algorithme de stress climatique, à savoir, conserver la fidélité physique, assurer la cohérence spatiale et temporelle, représenter la variabilité interne et être modifiable. Cette dernière caractéristique signifie en autres que l'analyste doit être capable de « contrôler » les changements climatiques (Marchau et al., 2019). Elle est primordiale dans le sens où elle assure que l'espace climatique futur ait été construit à partir d'un échantillonnage de toutes les valeurs plausibles des variables d'intérêt. Enfin, il peut être intéressant de souligner que la gamme des conditions futures retenue n'est pas influencée par une quelconque probabilité que ces trajectoires futures échantillonnées se réalisent ou pas (Brown, C. et al., 2012), mais dépend des objectifs et attentes énoncées par les parties prenantes et de la littérature scientifique sur les changements climatiques.

La seconde étape consiste à faire une « analyse syntaxique de l'espace climatique en fonction des conditions optimales » [traduction libre] (Brown, C. et al., 2012), autrement dit de résumer graphiquement les impacts des changements des variables d'entrée incertaines sur les performances du système d'approvisionnement en eau. Ces variables de réponse peuvent être la vulnérabilité du système, sa fiabilité, son efficience économique, sa résilience, etc. Relativement aux changements

climatiques, la cartographie des impacts intègre tous les aspects des changements possibles comme les moyennes annuelles, saisonnières, mensuelles, les extrêmes, mais aussi ceux sur la variabilité interne. Cette surface de réponse climatique peut être multidimensionnelle, néanmoins, il est suggéré de faire retranscrire la réponse du système à ces variations des facteurs incertains sur des surfaces limitées à deux dimensions, les parties prenantes étant plus réceptives à ce type de représentation visuelle (Marchau et al., 2019). De fait, lorsque les indicateurs de performance dépendent de plus de deux variables, il peut être opportun de mettre en place un processus itératif ou une chaine logistique permettant de restreindre graduellement le nombre de variables directement liées à l'indicateur de performance. Enfin, ces surfaces de réponse climatique font explicitement apparaître les seuils de basculement des décisions, c'est-à-dire les combinaisons des facteurs d'entrée qui sont critiques pour le système et pour lesquelles l'adaptation s'impose (Brown, C. et al., 2010; Marchau et al., 2019), outre de voir dans quelles conditions le système assure un comportement satisfaisant les objectifs établis dans la première étape du processus. Enfin, il y a une tendance à explorer les impacts négatifs dus aux changements climatiques, et rares sont les études qui cherchent à tirer les opportunités de certains changements climatiques. Pourtant, grâce à ce test de stress multidimensionnel, la surface de réponse climatique a l'avantage de pouvoir révéler aux décideurs et planificateurs des conditions climatiques futures dans lesquelles il y aurait des bénéfices à en tirer relativement à la performance attendue du système.

La troisième étape est de créer la fonction de réponse climatique (FRC). Elle met en relation le climat avec la performance du système de ressources en eau étudié, c'est-à-dire qu'elle permet d'établir directement le lien entre les variables climatiques d'intérêt et les indicateurs de performance. Plus précisément, cette FRC apparaît comme un modèle de substitut aux autres modèles utilisés comme les modèles hydrologiques et/ou de ressources en eau (Brown, C. et al., 2012). Par exemple, si la prise de décision repose sur la fiabilité de l'approvisionnement en eau, alors cette FRC donne directement la valeur de la fiabilité lorsque les intrants sont des variables climatiques. Il y a donc une différence par rapport à l'étape 2 où il est obligatoire d'utiliser de façon séquentielle le modèle hydrologique et de ressources en eau pour évaluer la ou les variables de sortie d'intérêt aux yeux des décideurs et planificateurs. La Figure 2-4 illustre de façon simplifiée ces propos.

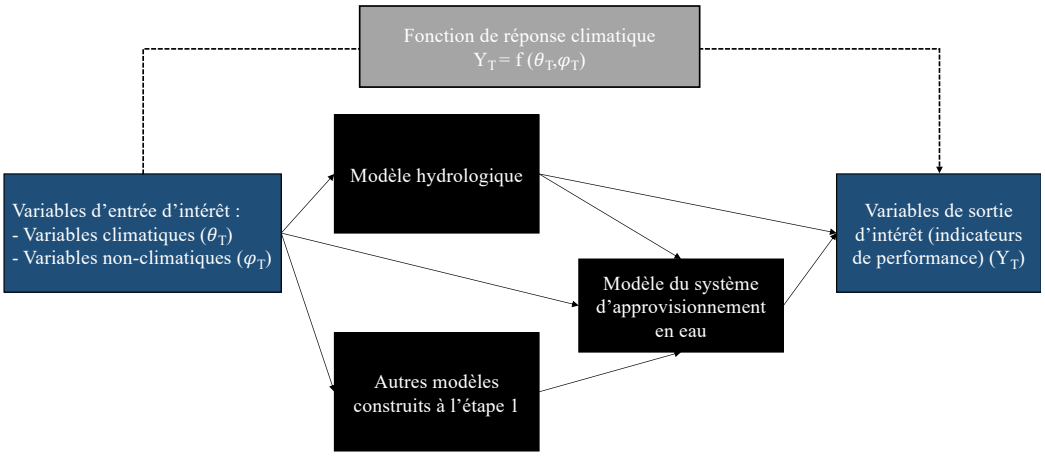

Figure 2-4 : Schéma illustrant la substitution des modèles intermédiaires aux variables d'entrée et de sortie par la fonction de réponse climatique

Il est important de noter que la FRC doit assurer la cohérence spatiale et temporelle des processus simulés (Brown, C. et al., 2012). Il en vient que, selon la complexité du système modélisé, celle-ci peut être difficile à construire. La conceptualisation de la FRC découle généralement d'une analyse statistique établie sur la base des résultats produits à l'étape précédente. Cette hypothèse est valable, car partant du principe que le climat est caractérisé par des statistiques, il en est de même pour la réponse du système au climat (Brown, C. et al., 2012). Aussi, il semble utile de mentionner que les variables climatiques qui servent d'intrants dans la FRC peuvent n'être qu'une sous-partie des variables climatiques simulées par les modèles climatiques. Il s'agit ici de retenir celles qui influencent significativement les prises de décision, c'est-à-dire celles pour lesquelles les indicateurs de performance sont les plus sensibles (Brown, C. et al., 2012).

Bien que cette étape puisse être court-circuitée, la FRC permet de gagner du temps lors de la dernière étape de l'approche de DS, qui consiste à utiliser l'information climatique existante (Brown, C. et al., 2012). En effet, étant donné que l'information climatique publiquement exposée indique les statistiques des facteurs climatiques pour différents horizons futurs, dérivées de séries temporelles météorologiques simulées par différents modèles climatiques, grâce à la FRC, il devient possible d'exploiter directement ces données pour évaluer la performance du système. Ainsi, sont évitées la perte de temps due à la collecte des séries simulées par les différents modèles climatiques et la perte de temps due à l'exploitation de ces données dans l'analyse des impacts/vulnérabilités, c'est-à-dire l'intégration de ces données dans la modélisation du système.

De plus, la FRC présente aussi l'avantage de clarifier la relation existante entre la performance du système et le climat, respectivement représentés par les indicateurs de performance et les statistiques climatiques. En effet, l'utilisation de modèles intermédiaires entre l'évaluation des indicateurs de performance et la modélisation climatique rend difficile la compréhension de la sensibilité du système aux variables climatiques (Brown, C. et al., 2012). Grâce à la FRC, il devient ainsi possible de dévoiler explicitement l'influence du climat, donc des changements climatiques et de la variabilité naturelle du climat, sur le système. Ce faisant, si celle-ci met en avant une forte sensibilité du système au climat, il conviendra alors d'affiner l'analyse de vulnérabilité du système aux changements climatiques. À l'inverse, si la FRC montre une faible influence du climat sur le système, dans ce cas-là, il sera davantage bénéfique de passer du temps à comprendre plus précisément les interactions entre le système d'approvisionnement en eau et son environnement, incluant l'humain et les sphères économiques et environnementales (Marchau et al., 2019).

De tout cet ensemble, il vient que le test de stress climatique (ou global) comporte de nombreux avantages qui favorisent la prise de décision finale en matière d'adaptation et de gestion des risques climatiques ou autres. Il faut retenir qu'il ne constitue pas directement une évaluation de la vulnérabilité du système aux changements globaux **réellement projetés**. Il a pour but d'évaluer la réponse du système sous un large éventail de conditions futures **plausibles** en fonction des objectifs soulevés lors de la première étape et indépendamment des incertitudes dues aux projections climatiques. Néanmoins, il présente aussi des limites qui peuvent être débattues. Tout d'abord, il y a un risque de ne pas évaluer toutes les vulnérabilités du système aux facteurs incertains si la gamme de conditions futures retenue est insuffisante. Ensuite, la réponse du système au climat peut être biaisée à cause de la modélisation du système, c'est-à-dire due aux erreurs et incertitudes sur les modèles hydrologiques et de ressources en eau (Nazemi & Wheater, 2014). Aussi, la réponse du système au climat dépend d'indicateurs de performance et de seuils construits à partir de divers outils, notamment des outils participatifs comme les discussions entre plusieurs parties prenantes, dont les objectifs attendus peuvent être contradictoires. De fait, les indicateurs et seuils de performance retenus pour l'analyse de sensibilité multidimensionnelle découlent de compromis, et leurs incertitudes sont, ici encore, difficilement quantifiables (Brown, C. et al., 2012; Brown, C. et al., 2019). De même, afin d'être une véritable aide à la décision, la réponse du système à la gamme des conditions futures doit figurer sur des visuels bidimensionnels, voire tridimensionnels, tandis que dans la grande majorité des cas, le système étudié est sensible à plus de deux ou trois facteurs

incertains. Ainsi, des efforts doivent être fait pour faire figurer la réponse du système à de multiples variables (plus que trois) sur un support compréhensible par tous (Nazemi & Wheater, 2014), capable de mettre clairement en avant les seuils de basculement sur les prises de décision. Enfin, la FRC présente des incertitudes qui demandent à être évaluées (Brown, C. et al., 2012). Seulement, il est difficile de procéder à cette évaluation en raison des relations fortement non-linéaires qui lient les différents processus, outre la pluralité de facteurs incertains qui entrent en jeu.

2.8.4.3.3 Étape 3 - Évaluation des risques climatiques

La réponse du système au climat et autres facteurs incertains étant décrite par la FRC, les vulnérabilités dévoilées à partir d'un « cadre d'analyse pré-postérieur » (Marchau et al., 2019), les décisions optimales cartographiées sur un support visuel clair et compréhensible par tous, il est désormais possible de passer à l'étape finale de l'approche DS. Comme préalablement expliquée, cette étape se veut d'apporter le lien manquant entre les approches de vulnérabilité ascendantes traditionnelles et l'utilisation de l'information climatique (Brown, C. et al., 2011), afin d'éclairer les jugements relatifs à l'adaptation (Marchau et al., 2019).

L'étape de fin consiste à évaluer le risque associé à chaque état futur problématique ou bénéfique pour le système étudié en exploitant l'information climatique pertinente présentement disponible. Cette information climatique peut être des projections climatiques issues de MCG, de techniques de mise à l'échelle dynamique ou statistique, des tendances dérivées de paléo-données[10] ou encore des données historiques (Brown, C. et al., 2012). Afin d'être en phase avec les approches de gestion des risques couramment pratiquées, et ainsi favoriser la mise en place des décisions, les auteurs de l'approche de DS ont conservé la définition du risque la plus répandue dans la littérature. Ce faisant, le risque est le résultat du produit de la probabilité d'occurrence d'aléas climatiques (ou anthropiques) et de leurs conséquences (Brown, C. et al., 2012). Il faut comprendre qu'il ne s'agit pas de probabilités « réelles » mais de probabilités « incertaines », c'est pourquoi certains préfèrent adopter la notion de « plausibilité » (Brown, C. et al., 2010). Aujourd'hui, les analystes se heurtent

[10] Les paléo-données sont les données des climats propres aux ères antérieures où on ne disposait d'aucun instrument de mesure. Elles peuvent être extraites des océans, des roches, des glaces, des arbres, etc. Les paléo-données servent d'indicateurs du changement climatique.

à la difficulté de savoir quelle information climatique est plus crédible qu'une autre. En effet, peu d'études ont eu pour objectif d'évaluer la performance de chaque modèle climatique, et ainsi savoir lequel est le plus fiable (Gleckler, Taylor, & Doutriaux, 2008; Marchau et al., 2019). De même, lorsque celles-ci sont faites (Gleckler et al., 2008), étant donné que les projections sur le climat futur issues des modèles climatiques ne peuvent pas être vérifiées en climat présent (Brown, C. et al., 2012), chacun est libre de contester les résultats des études comparatives. Ceci étant dit, considérant l'état actuel des connaissances, l'hypothèse de l'équiprobabilité entre les différentes sources d'information climatique reste recevable, bien que critiquable puisqu'elle repose sur l'hypothèse sous-jacente que ces sources d'information climatique partagent les mêmes caractéristiques d'échantillonnage, rarement vérifiées en réalité (Marchau et al., 2019). De plus, il est certain que des sources sont plus crédibles que d'autres dépendamment des outils informatiques, du savoir et savoir-faire des organismes qui les produisent. C'est donc à l'analyste de faire le tri parmi cette abondance d'information climatique, et ainsi retenir l'informations climatique la plus pertinente à l'étude.

Une fois ce tri effectué, les informations climatiques servent d'entrées dans les modèles hydrologiques et de ressources en eau, ou encore dans la FRC si celle-ci a été construite. Puis, les résultats sont introduits sur la surface de réponse climatique, ces derniers se superposent alors sur les décisions optimales assignées à chaque futur état climatique. Ainsi, grâce à des concepts comme celui de la « domination de croyance », il est possible d'identifier les décisions qui devraient être favorisées (Marchau et al., 2019), c'est-à-dire celles qui ont une surface comportant le plus grand nombre de projections climatiques. Elles sont considérées comme étant les plus robustes, car capables de répondre au plus grand nombre de trajectoires futures possibles (Brown, C. et al., 2011). Outre la robustesse, d'autres métriques de performance des décisions peuvent être adoptées comme les coûts-bénéfices, le regret, etc. En clair, les informations climatiques servent de facteurs de sensibilité dans le jugement des décisions finales (Marchau et al., 2019).

Cependant, même si la communauté scientifique s'entend sur le fait qu'un état futur est plus « probable » qu'un autre lorsqu'il y a un plus grand consensus entre les projections climatiques (Brown, C. et al., 2011), il faut aussi garder à l'esprit qu'il existe des dépendances entre les modèles climatiques. Selon leur degré de dépendance, ils auront tendance à présenter plus ou moins les mêmes trajectoires dépendamment de ce qu'ils ont en commun (structure des composantes du système climatique, paramétrisation, données utilisées pour la calibration-validation, etc.). Ainsi,

il est important d'étudier la généalogie des modèles dont sont issues les projections climatiques retenues à l'étude, au risque d'introduire des biais considérables dans l'évaluation de la « probabilité » de réalisation des états climatiques futurs. En effet, supposons que l'information climatique utilisée dérive en grande partie de modèles climatiques de structures très semblables, et que les projections issues des modèles de parenté éloignée, en faible nombre, soient très disparates à celles fournies par les modèles de même parenté, alors il pourrait être imprudent de conclure sur la base de ces résultats seulement. Il y a en effet de fortes chances que les modèles de la même famille favorisent la même prise de décision considérant qu'ils présentent les mêmes biais (Marchau et al., 2019). Cependant, la décision qu'il faudrait prendre sur la base des résultats des autres modèles n'est pas nécessairement moins probable, encore moins s'ils ne partagent rien de commun, ou très peu de choses, et que pour autant, s'entendent entre eux sur les projections climatiques. L'étude de Marchau et al. (2019) témoigne de ces propos. Les auteurs ont calculé les fonctions de distribution de probabilité (fdp) à partir des projections de modèles climatiques, avec et sans prise en compte de la corrélation intrafamiliale. Les résultats de ces auteurs montrent qu'en considérant la corrélation entre les modèles, il y a une augmentation significative de la variance des changements climatiques projetés, ainsi que des changements importants dans l'estimation des moyennes, alors que cela est beaucoup moins visible lorsque la corrélation n'est pas prise en considération. Les auteurs mentionnent donc que leur conclusion sur la décision à privilégier diffère suivant qu'ils prennent en compte, ou non, la corrélation intrafamiliale. En y tenant compte et sur la base d'une métrique de robustesse, le risque de faillir existe, la probabilité n'étant pas négligeable, tandis que sous l'hypothèse d'interdépendance, le pourcentage de la masse de la fdp comprise dans la zone de défaillance est nul, c'est-à-dire que la situation actuelle performe parfaitement en climat futur. Ce faisant, développer un cadre probabiliste qui permet de tenir compte de la corrélation entre les modèles accroit la crédibilité des résultats finaux en maximisant l'utilisation de l'information climatique. Il convient alors d'introduire des facteurs de pondération qui soient fonction de la corrélation intrafamiliale. D'autres techniques peuvent être employées pour optimiser l'utilisation des sources d'information climatique, telles l'évaluation des risques en construisant différentes fdp, ou encore en créant des catégories d'intérêt. Dans ce cas, il s'agit de calculer la probabilité d'occurrence de ces catégories plutôt que de calculer la distribution de probabilité des projections prises au complet (Marchau et al., 2019). En conclusion, l'évaluation des risques climatiques, c'est-à-dire des performances des décisions alternatives, gagnera en

efficacité et en crédibilité en ayant recours à une ou plusieurs de ces techniques plutôt qu'en posant l'hypothèse que toutes les projections soient équiprobables.

2.8.4.4 Une approche qui favorise la planification et l'adaptation aux changements climatiques en présence d'incertitude profonde

En résumé, l'approche de DS s'intègre efficacement dans les processus de prise de décision publique, ou autre, en générant des informations transparentes, claires et adaptées aux objectifs des parties prenantes au problème. Elle répond au nouveau paradigme émergeant dans l'aide à la décision qui est d'explorer attentivement les compromis et conséquences de décisions alternatives pour ainsi retenir un plus petit ensemble composé de décisions performantes, où il est facile de passer de l'une à l'autre et impose donc qu'elles soient flexibles, plutôt que de chercher à identifier la décision optimale, difficilement discernable dans un problème d'intérêt général comportant plusieurs objectifs plus ou moins disparates (Marchau et al., 2019). Aussi, sous cette approche, l'analyste, les décideurs et les autres parties prenantes se concentrent davantage sur la compréhension du problème et les mesures d'adaptation favorables que sur la modélisation climatique qui, à l'heure actuelle, comporte de nombreuses incertitudes, outre qu'elle demande du temps et de l'argent (Brown, C. et al., 2010). Enfin, n'utiliser l'information climatique qu'en dernière étape permet, d'une part, de ne pas biaiser l'identification des vulnérabilités, dues à des facteurs incertains, climatiques ou autres, puisque celles-ci sont dévoilées indépendamment des projections climatiques au contraire de l'approche top-down (Brown, C. et al., 2012). D'autre part, il est beaucoup plus facile et rapide d'utiliser les nouvelles informations climatiques pour faire la mise-à-jour de la planification et des mesures d'adaptation. La Figure 2-5 met en avant ces propos en résumant les étapes majeures des approches top-down et bottom-up, et les principales sources d'incertitudes lorsque l'étude d'impact des CG s'effectue à un horizon temporel à court terme (<30 ans). La Figure 2-6 montre quant à elle le parallèle existant entre les étapes de l'approche bottom-up et les étapes de l'approche d'analyse de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable énoncées dans le Guide (MELCC, 2018c), ainsi que les étapes supplémentaires permettant l'évaluation de la vulnérabilité à partir de l'approche bottom-up.

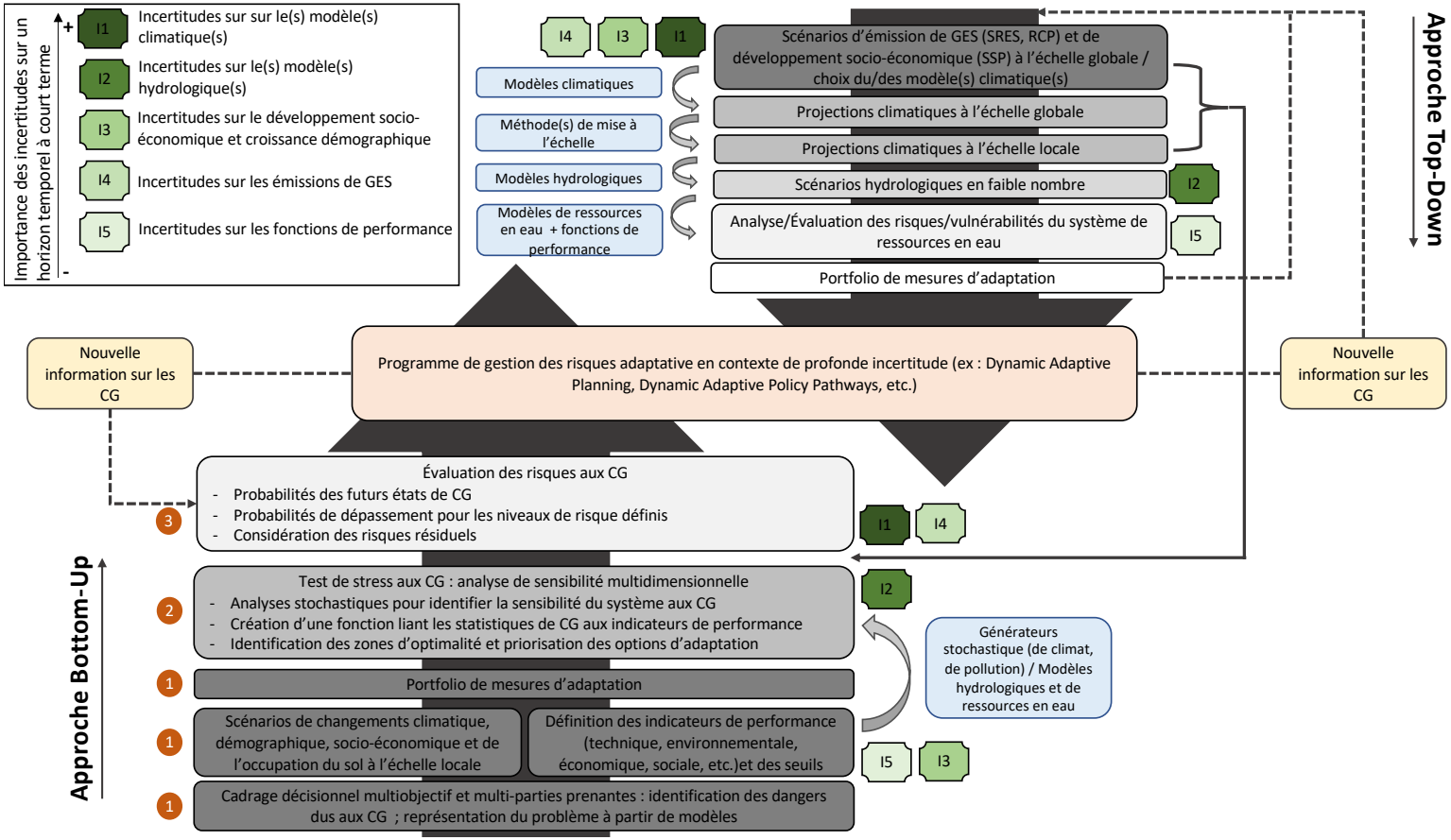

Figure 2-5 : Schéma des étapes des approches bottom-up et top-down. Sources : (Brown, C. et al., 2012; Girard, Pulido-Velazquez, Rinaudo, Pagé, & Caballero, 2015)

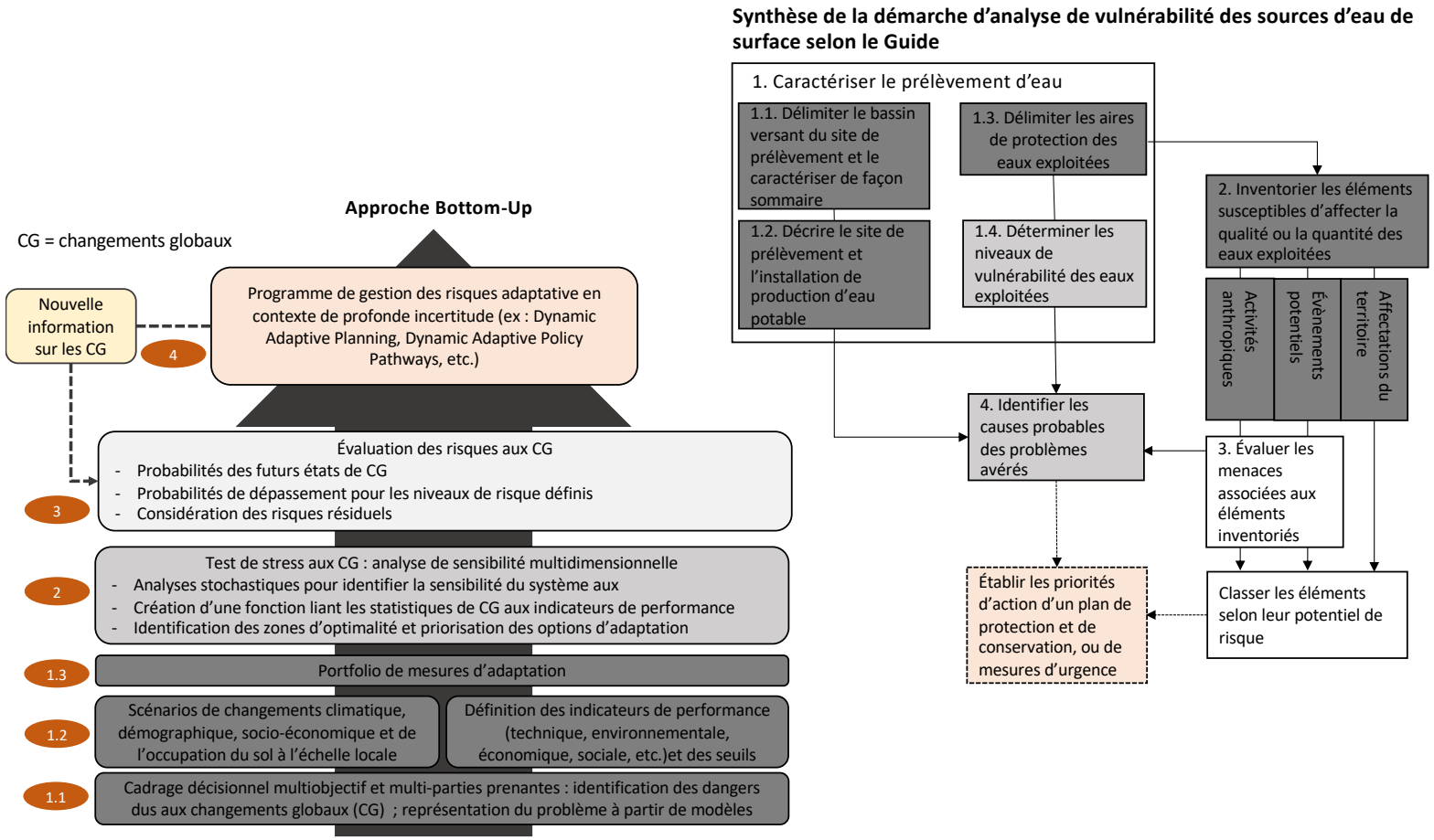

Figure 2-6 : Schéma des principales étapes de l'approche bottom-up de type Decision Scaling et de l'approche d'analyse de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable du Guide. Source : (Brown, C. et al., 2012; MELCC, 2018c)

2.9 Les études de vulnérabilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable

Inversement aux impacts des changements climatiques sur les régimes hydriques pour lesquels de nombreuses études qualitatives et quantitatives ont été faites, aussi bien dans le monde qu'au Québec, les vulnérabilités des systèmes d'approvisionnement en eau potable en contexte de changements climatiques, et plus particulièrement celles des sources et prises d'eau potable, n'ont été que très peu analysées jusqu'à présent. Bien qu'il soit impossible de toutes les mentionner, cette partie fera l'emphase sur quelques études jugées pertinentes. Aussi, tandis que les évènements d'étiages sévères et de contaminations extrêmes sont intimement liés, très peu, voire aucune étude n'a évalué simultanément la vulnérabilité des prises d'eau potable à ces deux menaces.

Selon Mailhot et al. (2008), il existe deux grandes catégories d'études d'analyse de vulnérabilité. La première évalue les impacts climatiques sur la vulnérabilité initiale à partir des données historiques, tandis que la seconde catégorie d'études s'essaie à évaluer les impacts des changements climatiques sur la vulnérabilité initiale et/ou future à partir des données historiques, outre des résultats issus de la modélisation hydroclimatique. En ce qui a trait aux systèmes d'approvisionnement en eau municipaux, la littérature scientifique actuelle compte plus d'études de la première catégorie. Enfin, pour les études classées dans la seconde catégorie, il faut également dissocier celles qui emploient la méthodologie de l'approche traditionnelle, qualifiée de descendante, de celles qui procèdent à une analyse de la vulnérabilité par une approche ascendante, relativement nouvelle dans le domaine de la gestion des ressources en eau.

2.9.1 Études de vulnérabilité orientées sur l'aspect quantitatif

2.9.1.1 Études de vulnérabilité conduites dans le monde

Relativement aux menaces de perte de capacité de pompage et/ou de captage, à l'échelle mondiale, rares sont les études ayant eu pour seul objectif d'analyser la vulnérabilité des prises d'eau potable aux changements climatiques. À l'inverse, beaucoup se sont intéressées à la vulnérabilité des sources d'eau potable et des systèmes d'approvisionnement en eau pris au complet, c'est-à-dire de la source au robinet, ceci à différentes échelles spatio-temporelles. L'étude de Kulshreshtha (1998) est l'une des premières ayant introduit l'impact des changements globaux sur la disponibilité de la

ressource en eau et son utilisation relative sur les territoires nationaux. Son objectif étant d'évaluer la vulnérabilité de chaque pays pour les années 1990 et 2025, Kulshreshtha (1998) a développé un indice de vulnérabilité qui est fonction de la croissance démographique, de l'autosuffisance alimentaire, du développement industriel et du changement climatique. Son étude suggère que l'Homme, par sa croissance démographique, est le facteur impactant le plus la vulnérabilité des ressources en eau en matière de disponibilité et d'usage. Jollands et al. (2007) corroborent ces propos tout en ajoutant que la planification et la gestion future des systèmes d'approvisionnement en eau ne doivent pas se faire uniquement aux dépens de l'aspect démographique, les impacts des CC devant aussi être intégrés. Néanmoins, porter l'analyse à l'échelle spatiale d'un pays ne se relève pas pertinent en matière d'adaptation régionale, en particulier pour un pays comme le Canada. En effet, pour le Canada, les vulnérabilités calculées pour les années 1990 et 2025 étaient toutes nulles (Kulshreshtha, 1998), tandis qu'en raffinant l'échelle, notamment à celle du Québec, il est évident que les territoires urbanisés font face à la problématique d'approvisionnement en eau (Mailhot et al., 2008; Rousseau et al., 2004). L'analyse de vulnérabilité doit être conduite à une échelle régionale voire locale pour être une aide à la décision, particulièrement pour les bassins versants urbains (Willems et al., 2012), comme le mentionnent également Jollands et al. (2007). Ces auteurs justifient ces propos suite à leur analyse de vulnérabilité de plusieurs infrastructures situées en Nouvelle-Zélande, incluant les systèmes d'approvisionnement en eau potable de la ville de Hamilton. La vulnérabilité a été évaluée en fonction de critères de qualité de l'eau et de demande en eau. À partir de leurs résultats, ils conclurent que les différences économiques, institutionnelles, de changements climatiques, et des différences dans les processus de traitement et des caractéristiques des infrastructures (âge, niveau technologique, capacité de stockage, etc.) sont des raisons qui devraient encourager l'évaluation des vulnérabilités à l'échelle locale. Kreutzwiser, Moraru, De Loë, Mills et Schaefer (2003) soutiennent également ce discours suite à leur analyse de sensibilité des systèmes d'approvisionnement en eau potable de six municipalités de la région Toronto-Niagara (Ontario) aux sécheresses hydrologiques.

Les travaux de Fowler et al. (2003) prouvent eux aussi la nécessité de limiter l'étude à l'échelle régionale. Par une approche descendante, ces auteurs ont eu pour objectif d'évaluer la performance du système complet d'approvisionnement en eau de la région de Yorkshire (Angleterre) en contexte de variabilité naturelle et de changements climatiques, à partir d'une analyse de la fiabilité, résilience et vulnérabilité, connue sous l'acronyme d'analyse FRV. Les impacts de la variabilité

naturelle du climat ont été quantifiés à partir de l'indice d'oscillation nord atlantique (NAO index en anglais), tandis qu'une approche par scénarios a été utilisée pour évaluer les impacts des changements climatiques sur le système hydrique. Outre de conclure que les changements climatiques conduisaient à une hausse de la vulnérabilité du système en raison d'épisodes de sécheresse hydrologiques plus sévères, Fowler et al. (2003) ont montré l'importance de considérer la variabilité naturelle du climat dans l'analyse des vulnérabilités, cette variabilité augmentant la fréquence et magnitude des sécheresses. Par ailleurs, ils ont mis en évidence l'intérêt d'intégrer les critères de résilience et de fiabilité dont le sens de variation et l'amplitude peuvent différer du critère de vulnérabilité. Tandis que la fiabilité des ressources en eau augmentait en raison d'une hausse des précipitations hivernales, l'amplification de la sévérité des sécheresses estivales était responsable d'une diminution de la résilience et d'une aggravation de la vulnérabilité.

Contrairement aux précédents travaux présentés qui ont usé d'une approche « top-down », c'est-à-dire utilisé les projections des modèles climatiques comme moteur de l'analyse des vulnérabilités, Mukundan et al. (2019) ont eu recours à une approche « bottom-up » dans l'analyse des vulnérabilités du système d'approvisionnement en eau de la ville de New York aux impacts des changements climatiques. La méthodologie de Mukundan et al. (2019) est similaire à l'approche de DS introduite par Brown, C. et al. (2010). Des travaux collaboratifs ont été effectués pour cadrer le problème, définir les objectifs et les scénarios futurs possibles. Puis, le générateur stochastique de climat WeaGETS (Chen, Jie, Brissette, & Leconte, 2010; Chen, J., P. Brissette, Leconte, & Caron, 2012), capable de reproduire le cycle annuel du débit observé et la variabilité interannuelle, a permis de générer des séries temporelles synthétiques des précipitations et températures grâce à un couplage avec vingt MCG. Grâce aux propriétés du WeaGETS, il a été possible d'analyser les changements dans la fréquence, durée et amplitude des évènements climatiques et hydrologiques extrêmes, en plus des variations dans les séquences de précipitations et les périodes séparant deux épisodes de sécheresse. Cette approche a permis de dévoiler la dépendance linéaire du débit moyen des cours d'eau régionaux aux précipitations moyenne et à la température moyenne. De plus, leur approche a mis en exergue des impacts qui n'auraient pas été révélés par une approche descendante. Par exemple, des débits extrêmes non détectés par les MCG ont permis de révéler des risques d'inondation et de stress hydrique. C'est pourquoi, Mukundan et al. (2019) soulignent l'importance de produire des scénarios climatiques ne dépendant pas seulement des trajectoires des MCG, en particulier par le recours à des générateurs de temps stochastiques. En effet, ces outils peuvent

produire des scénarios climatiques qui vont au-delà de ceux projetés par les MCG, permettant ainsi de visualiser la sensibilité du système sous un large éventail de conditions hydroclimatiques. Par ailleurs, Mukundan et al. (2019) mentionnent que cette approche ascendante est pertinente puisqu'elle s'applique à n'importe quel système de ressources en eau, mais que des progrès restent à faire, notamment en conduisant des analyses de vulnérabilité qui s'affranchissent de l'hypothèse de stationnarité de l'utilisation et couverture des sols, car les impacts dus aux changements non-climatiques peuvent être prépondérants à ceux dus aux changements climatiques, comme précédemment démontrés par Kulshreshtha (1998) et Jollands et al. (2007).

Cette approche « bottom-up » a aussi été entreprise par Brown, C. et al. (2019) pour étudier la vulnérabilité du système d'approvisionnement en eau de Colorado Springs (E-U) aux impacts des changements climatiques. Pour leur étude de cas, la fiabilité des services de distribution d'eau a servi à mesurer la performance, donc à évaluer la vulnérabilité du système aux CC. Celle-ci est calculée en considérant l'ensemble du système d'approvisionnement en eau, de la source au robinet. L'indicateur a été divisé en deux sous-indicateurs. Le premier met l'accent sur la fiabilité du stockage et traduit la fréquence à laquelle le stockage total du système est en-deçà du seuil limite. Le second traduit la fiabilité de l'alimentation et caractérise le pourcentage de temps pendant lequel les besoins en eau de la municipalité sont satisfaits au cours d'une séquence de simulation. En particulier, considérant qu'il est inadmissible que le robinet des clients soit à sec aux moments des demandes en eau, le système performe uniquement si la fiabilité de l'alimentation est de 100% (Brown, C. et al., 2019). Ici, le test de stress climatique a aussi été effectué sur la base des séquences météorologiques produites par un générateur stochastique de temps capable de reproduire la variabilité interannuelle. Ce test a été conduit pour deux scénarios de demande en eau afin d'étudier l'impact de la croissance démographique sur la fiabilité de l'approvisionnement en eau en plus des impacts dus aux CC. Pareillement aux études mentionnées ci-dessus, la plus grosse menace provient de la croissance démographique. Même sans changement climatique, la gestion de l'approvisionnement en eau devra impérativement être modifiée dans le cas d'une augmentation de la demande en eau. Enfin, contrairement à Mukundan et al. (2019) qui se sont affranchis de la troisième étape du processus de DS, Brown, C. et al. (2019) ont quant à eux évalué les risques futurs dans un cadre probabiliste. Pour ce faire, les auteurs ont utilisé les résultats issus de modèles climatiques, puis calculé les fdp des changements climatiques (température et précipitations), avec et sans prise en compte de la corrélation intrafamiliale des modèles. Tandis que le système serait

peu, voire pas vulnérable aux changements climatiques dans le cas où la corrélation n'est pas considérée, les auteurs concluent qu'en prenant en compte la corrélation, le risque émanant des changements climatiques n'est pas à négliger au regard des problématiques socio-économiques associées aux pénuries d'eau. Finalement, cette étude diffère grandement des autres études préalablement présentées en exploitant l'information climatique qu'à la fin du processus d'analyse, après avoir identifié les conditions problématiques.

2.9.1.2 Études de vulnérabilité conduites dans le sud du Québec

Dans le sud du Québec, malgré l'abondance des ressources en eau, plusieurs analyses de vulnérabilité des prises d'eau potable de la région et de leurs sources ont été faites en contexte d'étiages, telles que résumées ci-dessous. Relativement aux problématiques d'ordre quantitatif, très peu ont intégré les changements climatiques. Aucune n'a été conduite pour les prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles.

Vis-à-vis du risque hydrologique d'étiage, l'étude de Nantel (2006) apparaît comme étant l'une des premières études s'intéressant à la vulnérabilité des sites d'approvisionnement en eau potable depuis les eaux de surface autres que celles du fleuve Saint-Laurent (Mailhot et al., 2008). Parmi les 314 sites d'approvisionnement recensés, seuls dix sites ont été retenus par Nantel (2006), considérant qu'ils répondaient entièrement à ses critères de sélection. Notamment, les sites d'approvisionnement devaient avoir une station hydrométrique située à proximité, disposant d'au moins dix années de données et être gérée selon un mode d'opération continue. Aussi, la série des débits historiques ne devait pas présentée d'inhomogénéité. Suite à la sélection, Nantel (2006) a évalué la vulnérabilité des sites d'approvisionnement en utilisant deux indices de pression (I1, I2) et un indice relatif à la capacité du bassin à satisfaire à la demande (I3). L'indice I1 a servi à évaluer la vulnérabilité selon la demande, ce dernier apparaissant comme le simple rapport de l'indice d'étiage $Q_{2,7}$ sur la consommation moyenne quotidienne, tandis que l'indice I2 a évalué la vulnérabilité sur le risque écologique[11], et se différencie de I1 par le fait que le numérateur

[11] Selon les directives du ministère, en période d'étiage, afin de protéger les habitats aquatiques, les prélèvements d'eau ne doivent pas excéder 15% du $Q_{2,7}$. Cette règle est issue de l'article 17 du *Règlement sur les habitats fauniques* (Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune) (MFFP, 2019).

correspond à 15% du $Q_{2,7}$. L'indice I3 est calculé en divisant le débit d'étiage $Q_{2,7}$ par la superficie de drainage du bassin versant associée au site d'approvisionnement. Cet indice I3 est considéré comme un « indicateur de la capacité du bassin à satisfaire la demande » (Nantel, 2006). Relativement au risque de stress hydrique, un site fut considéré comme vulnérable si I1<1. Les résultats obtenus montrent que parmi les dix municipalités retenues, quatre d'entre elles ont été identifiées comme étant vulnérables au risque d'insuffisance en eau. Une analyse fréquentielle plus approfondie a révélé que la demande moyenne en eau des municipalités correspondait à un débit d'étiage sur sept jours d'une fréquence comprise entre cinq et vingt ans. Autrement dit, ces municipalités seraient confrontées à des problématiques d'approvisionnement en eau en moyenne tous les cinq à vingt ans sur la base des données historiques et en acceptant l'hypothèse de stationnarité du climat. Cependant, un des défauts de ces indices vient du fait que les débits d'étiage et les consommations journalières moyennes ont été calculées sur une base annuelle et non pas saisonnière (Nantel, 2006). Or, la consommation d'eau moyenne estivale au Québec est plus élevée que la consommation d'eau moyenne annuelle. Ces indices de pression peuvent donc sous-évaluer la vulnérabilité des sites d'approvisionnement en eau potable pendant la saison estivale. Nantel (2006) a néanmoins apporté une première réponse à ce défaut en modifiant l'indice I1, ce dernier apparaissant alors comme le rapport de l'indice d'étiage $Q_{2,7}$ sur la demande journalière maximale. Toutefois, Nantel (2006) rappelle que les usines de production d'eau potable ont à leur disposition des réservoirs qui permettent de palier temporairement à un arrêt de leur prise d'eau. Finalement, cet indice modifié surestime la vulnérabilité des sites au risque de pénurie d'eau. Par contre, les résultats obtenus sur cet indice, et ceux préalablement mentionnés, peuvent être exploités pour expliquer les problématiques d'approvisionnement en eau soulevées lors des étiages sévères historiques (Nantel, 2006).

Considérant qu'un des critères de sélection limitant de Nantel (2006) portait sur la disponibilité des données historiques des débits au niveau des prises d'eau potable, la technique d'analyse régionale proposée par Bérubé (2007) a permis d'étendre cette analyse de vulnérabilité historique à un plus grand nombre de sites d'approvisionnement, même à ceux ne disposant d'aucune mesure de débit. Grâce à cette technique, 122 sites d'approvisionnement en eau municipaux ont ainsi pu être étudiés. Néanmoins, l'analyse de vulnérabilité conduite par Bérubé (2007) suit intimement la méthodologie de Nantel (2006) à l'exception près d'une modification sur l'indice I2, consistant à prendre le débit d'étiage $Q_{10,7}$ au lieu de considérer 15% du $Q_{2,7}$. Ainsi, la pression sur les systèmes

d'approvisionnement a pu être évaluée à partir de deux quantiles d'étiage différents. Au Québec, le $Q_{10,7}$ sert à évaluer les effets à court terme des contaminants toxiques dans le critère de protection de la vie aquatique (Cloutier et al., 2007). Néanmoins, ce critère doit être respecté à la limite de la zone de mélange et non pas à la prise d'eau.

Contrairement aux deux précédentes études, Carrière et al. (2007) ont évalué la vulnérabilité de trente systèmes de production d'eau potable aux faibles niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent en y intégrant l'impact attendu des changements climatiques sur le régime du fleuve. Les modèles climatiques n'ont pas été directement utilisés, mais plutôt les résultats de précédentes études sur l'hydraulicité du Saint-Laurent en contexte de changements climatiques. Le pire scénario a été retenu. La vulnérabilité a été évaluée sur la base des caractéristiques des prises d'eau et équipements raccordés à l'usine de production d'eau potable (hauteur, diamètre, perte de charge, longueur de la conduite) et en tenant compte des niveaux d'eau critiques du fleuve rendant l'usine inopérante. Ce niveau critique correspond au maximum entre l'élévation d'eau au-dessus de la prise d'eau ($H_{intake_elevation}$) et la somme des pertes de charges au niveau minimal d'eau requis dans le puits d'eau brute ($H_{head_loss} + H_{min_well}$). Ensuite, à partir d'une analyse statistique, Carrière et al. (2007) ont relié ce niveau d'eau critique au débit journalier de la station hydrométrique de Sorel, située en aval des trente systèmes, pour pouvoir finalement (1) assigner une période de retour au niveau d'eau critique de chacun des systèmes, (2) comparer leur vulnérabilité et (3) établir un classement de la vulnérabilité des usines de traitement d'eau potable. Leurs résultats ont montré, que sur les trente évaluées, trois installations de production d'eau potable sont particulièrement vulnérables aux faibles niveaux d'eau du Saint-Laurent en climat actuel, et deux autres usines le seraient aussi en contexte de changements climatiques. Les niveaux d'eau critiques pour ces trois usines correspondent à des débits journaliers à Sorel de période de retour 3, 5 et 16 ans. De tels résultats montrent que sur la base des données des cent dernières années, des problèmes d'approvisionnement en eau seraient attendus en moyenne tous les 3, 5 et 16 ans. Par ailleurs, en tenant compte des caractéristiques techniques des installations de production d'eau potable, Carrière et al. (2007) rapportent que les grosses installations se montrent plus flexibles sur le plan opérationnel en étant capable de produire de l'eau potable en deçà du niveau critique pendant au moins une journée, contrairement aux petites usines de production d'eau potable qui défaillissent.

Les travaux de Trudel et al. (2016) ont aussi eu pour objectif d'analyser la vulnérabilité aux faibles débits des systèmes d'approvisionnement en eau potable de trois municipalités du bassin de la

rivière Yamaska aux impacts des changements climatiques. Cette fois-ci, les modèles climatiques globaux ont directement servi à piloter l'analyse de vulnérabilité. Les auteurs basent leurs conclusions à partir de douze projections climatiques régionales où une correction de biais[12] a été faite pour les températures et précipitations. La vulnérabilité aux faibles débits a été étudiée à partir de sept débits d'étiage : 0.25xQMA[13], Q_{50}(août), Q_{90}, Q_{95}, $Q_{5,30}$, $Q_{2,7}$, $Q_{10,7}$. Ces derniers ont ensuite servi à construire un système d'alerte établi sur cinq niveaux pour mettre en garde les problématiques d'approvisionnement en eau. Les résultats de Trudel et al. (2016) démontrent que les rivières non influencées sont les plus vulnérables aux faibles débits en contexte de changements climatiques. Ils indiquent aussi qu'en climat actuel, deux municipalités sur trois sont vulnérables en ne respectant pas le critère de la protection de l'habitat écologique (cf. indice I2 de Nantel (2006)), tandis qu'en climat futur, les trois municipalités seront vulnérables à la demande en eau. Considérant leurs résultats sur les projections climatiques où seules les augmentations de températures sont statistiquement significatives, Trudel et al. (2016) notent que l'augmentation de la vulnérabilité est davantage attribuable à l'augmentation des températures qu'aux changements des régimes pluvieux, sous la réserve d'une évaluation de l'évapotranspiration réelle. Il est aussi important de souligner que les diminutions les plus importantes des indices de vulnérabilité sont obtenues pour les municipalités qui présentaient déjà les indices de vulnérabilité historiques les plus faibles. Néanmoins, Trudel et al. (2016) n'ont pas intégré les changements démographiques prévus sur le territoire, tandis qu'une augmentation de la population pourrait accroître davantage la vulnérabilité.

Enfin, l'étude de Foulon (2018) est novatrice, autant à l'échelle du Québec qu'à l'échelle mondiale. Foulon (2018) s'est intéressé à développer une méthode permettant d'évaluer la sensibilité des systèmes d'approvisionnement en eau de surface durant les étiages à partir d'indices météorologiques au lieu des indices d'étiage traditionnels utilisés par Nantel (2006), Bérubé (2007)

---

[12] Globalement, la correction de biais consiste à modifier une ou plusieurs variables climatiques simulées, à partir de facteurs de biais correctionnels, pour la rendre statistiquement comparable aux observations (Foulon, 2018). La correction de biais ne peut être faite que pour les variables climatiques où des données observées sont disponibles avec un pas de temps identique à celui des simulations (Charron, I., 2016).

[13] Le QMA d'un cours d'eau correspond à son débit moyen annuel.

et Trudel et al. (2016). Le but de cette méthode est de court-circuiter la modélisation hydrologique, qui rajoute des incertitudes supplémentaires, outre de demander de l'expertise. Il a testé son approche en évaluant la sensibilité de l'approvisionnement en eau de la ville de Québec, qui dépend de la prise d'eau de surface de Château d'Eau située sur le bassin versant de la rivière Saint-Charles, également connue pour ses étiages historiques (Bérubé, 2007; Brodeur et al., 2012). Pour valider son approche, il a comparé les résultats obtenus lorsque la sensibilité est évaluée à partir d'un indice de pression hydrologique similaire à ceux introduits par Nantel (2006) (méthode classique) à ceux obtenus lorsque la sensibilité s'évalue sur la base d'indices météorologiques (méthode alternative). Plusieurs indices météorologiques ont été testés (voir Tableau 6.2 (p. 29) du rapport de Foulon (2018)). Pour la saison hivernale, le cumul de la pluie et de la fonte, et l'indice de sécheresse effectif (EDI) calculé à partir de la pluie et de la fonte en retirant l'ETP sont les indices météorologiques donnant les meilleurs résultats, tandis que pour la saison estivale, les indices hydrologiques sont davantage corrélés à la demande climatique (pluie-ETP) à quatre mois et à l'EDI calculé à partir de la demande climatique à six mois (Foulon, 2018). Dans cette étude, les changements climatiques ont été introduits à partir des scénarios climatiques obtenus en utilisant seize modèles de climat et les deux scénarios d'émissions de GES RCP4.5 et RCP8.5. Les résultats de Foulon (2018) suggèrent qu'il serait possible de court-circuiter la modélisation hydrologique pour évaluer la sensibilité historique puisque pour les deux méthodes, classique et alternative, les indices de pression calculés pour la période de référence (2001-2015) sont similaires. Il serait donc possible d'identifier plus rapidement les prises d'eau à prioriser en matière d'adaptation. Aussi, pour les deux périodes futures de trente années chacune (2016-2045 et 2046-2075) et pour les deux scénarios RCP, les variations sur les indices de pression vont dans le même sens selon les deux méthodes, en indiquant une diminution de l'indice de pression. Par contre, les amplitudes de variation diffèrent, et aujourd'hui, il est impossible de dire laquelle des deux méthodes est la plus fiable pour évaluer quantitativement la sensibilité future du système d'approvisionnement en eau. Enfin, l'auteur propose également qu'une telle méthode pourrait s'étendre à l'analyse de vulnérabilité des systèmes de production d'eau potable aux évènements de contamination, et non pas seulement s'astreindre à la menace d'une perte de la capacité de la source d'eau de surface à répondre à la demande en eau de la municipalité.

2.9.2 Études de vulnérabilité orientées sur l'aspect qualitatif

Relativement à la menace de contamination microbiologique sur les systèmes de production d'eau potable, les études pertinentes se font plus rares. Au Québec, et possiblement au Canada, l'étude de Jalliffier-Verne et al. (2017) est une des premières études à avoir étudié l'impact des changements globaux sur la contamination microbiologique des eaux de surface par *E. coli*. La traditionnelle approche descendante a été utilisée à partir des projections hydroclimatiques produites par Huaringa Alvarez et Leconte (2012), où on note l'emploie d'un modèle de réseau de neurones permettant de tenir compte des gestions des réservoirs situés en amont et influençant fortement le régime hydrique de la rivière étudiée par Jalliffier-Verne et al. (2017), située en parallèle de la rivière des Mille Îles. Les débits de récurrence 2 ans, 20 ans et 100 ans pour les périodes de crues et d'étiages ont été utilisés pour établir les scénarios de changement d'hydraulicité. La rivière est située exclusivement en zone urbaine et les principales sources d'apport en *E. coli* proviennent des ouvrages de surverse municipaux (Jalliffier-Verne et al., 2017). Les scénarios futurs des surverses ont été établis sur la base des changements attendus résultant de la croissance démographique et du régime des précipitations, à savoir, une augmentation de la fréquence, du nombre et volume des surverses ainsi que de leur concentration en *E. coli*. Cependant, considérant la réglementation canadienne en vigueur qui interdit l'augmentation de la fréquence des débordements dégouts unitaires ou domestiques, sauf en période de fonte de neige, pour les cas d'urgence et sauf pour les débits de rejets inférieurs à 10 m^3/j (CCME, 2009), les auteurs n'ont supposé aucun changement de la fréquence des surverses. Aussi, sur la base des résultats d'une étude de terrain antérieure, seuls les ouvrages présentant les plus fortes fréquences de surverses et les rejets les plus concentrés ont été retenus. Plus particulièrement, pour ces deux types de classes de surverses, les ouvrages de surverse choisis sont ceux présentant les 5, 10, 25 et 50% valeurs les plus élevées. Au total, 98 scénarios ont été étudiés, mais une méthode de Monte-Carlo représentative de 1000 années a permis d'étendre les valeurs des concentrations moyennes pour mieux caractériser la variabilité des concentrations au niveau des surverses. Par cette méthodologie, les classes de traitement de l'eau brute au niveau des prises d'eau, dictées dans le RQEP (Gouvernement du Québec, 2019a), ont été déterminées en contexte de changements globaux. Les résultats de Jalliffier-Verne et al. (2017) mettent en évidence la part prépondérante de l'Homme sur la dégradation de la qualité de l'eau. Sur la base de ces projections climatiques, les classes de traitement de l'eau brute et les concentrations ponctuelles en *E. coli* simulées au

niveau des prises d'eau seraient peu influencées par les changements de débits en climat futur. À l'inverse, la croissance démographique conduirait à une dégradation significative de la qualité de l'eau de la rivière si aucune mesure de mitigation n'est mise en place. Néanmoins, l'utilisation d'un seul scénario d'émissions de GES demande à rester prudent face à de telles conclusions. Le recours à d'autres scénarios climatiques permettrait de corroborer ou non ces conclusions. Aussi, il n'est pas dit que les ouvrages de surverse les plus problématiques présentement, le demeurent en climat futur. En effet, les effets combinés des changements climatiques et démographiques, notamment la variabilité spatiale de ces changements, pourraient conduire à modifier l'ordre de criticité des ouvrages de surverse. Néanmoins, même si les résultats finaux en climat futur sont très incertains en raison de l'accumulation des incertitudes résultante de ce type d'approche descendante, les résultats en climat présent le sont moins, et ont clairement mis en évidence que les prises d'eau les plus vulnérables étaient celles situées en aval de la rivière en raison de l'effet cumulatif des surverses, outre que la période d'étiage rendait les prises d'eau très vulnérables au rejet de trop-plein très concentrés à cause du faible potentiel de dilution de la rivière (Jalliffier-Verne et al., 2017). Enfin, cette analyse de scénarios peut être débattue sur le fait que les auteurs n'ont pas pris en considération l'évolution des politiques et des technologies, tel qu'il serait le cas dans les analyses usant des scénarios socio-économiques de type SSP[14]. Leur utilisation aurait permis de mettre en avant les effets des mesures d'adaptation sur la contamination microbiologique de la rivière, ce qui aurait pu constituer une démonstration quantitative des bénéfices dus à de telles mesures.

L'étude de Islam, Iqbal, et al. (2018) est possiblement la première étude à avoir couplé les scénarios de changements climatiques (RCP) et de développement économique (SSP) nouvellement développés (O'Neill et al., 2014). Tandis que les scénarios RCP représentent des évolutions à l'échelle mondiale, les scénarios SSP modélisent des évolutions à l'échelle régionale. Ce faisant, en les combinant, il est possible d'avoir une vision plus éclairée et plus réaliste des interactions des changements se produisant à différentes échelles spatio-temporelles. Les travaux d'Islam, Iqbal, et

[14] SSP est l'acronyme de « Shared Socioeconomic Pathways ». Ces scénarios socio-économiques SSP décrivent les principaux développements susceptibles d'apparaître à l'échelle mondiale aux horizons futurs, et se classent en cinq catégories comme détaillé dans les travaux d'O'Neill et al. (2014) et d'O'Neill et al. (2017).

al. (2018) ont été entrepris dans une optique de quantifier les variations de la qualité microbienne (*E. coli* et entérocoques) des eaux du fleuve Betna (Bangladesh) résultantes des impacts des changements globaux. Parmi les cinq scénarios SSP, les deux extrêmes ont été retenus (SSP1 et SSP3) considérant qu'ils étaient tout autant plausibles l'un que l'autre, outre qu'ils permettaient d'avoir la plus large vision possible de l'avenir de la région. Plus précisément, dans cette étude, ces scénarios SSP prennent en compte les variables socio-économiques suivantes : population totale et part urbaine, pourcentage de la population raccordée au réseau d'égout, types de traitement utilisés (primaire, secondaire, tertiaire), usage des sols, type et nombre d'animaux d'élevage. Pour les utiliser, il est nécessaire d'entrer les valeurs pour les périodes de référence et futures. Une concertation en amont entre différentes parties prenantes s'avère utile pour définir des valeurs réalisables. Ensuite, la modélisation climatique a été faite à partir des deux MCG les plus utilisés sur la région étudiée. Ces projections ont servi d'entrée dans leur modélisation hydrologique, où un modèle hydrodynamique 2D (MIKE 21 FM) a été couplé à un modèle de qualité de l'eau (ECOLab). Une telle approche a permis d'identifier la contribution des différentes sources de contamination fécale (rejets d'eaux usées, apports en amont, sources diffuses : ruissellement urbain et agricole), donc d'étudier le risque directement à la source. Il en ressort une variabilité saisonnière sur les différentes sources les plus contributrices à la contamination microbiologique. Néanmoins, pour tous les scénarios et horizons futurs, les sources diffuses influent très peu sur le risque de contamination microbiologique. Une analyse de sensibilité, effectuée plus tardivement, a corroboré ces résultats (Islam, Sokolova, & Hofstra, 2018). De tels propos sont en phase avec ceux de Iqbal et al. (2019) qui ont appliqué cette méthodologie sur le BV de la rivière Kabul (Pakistan). Tout comme l'étude de Jalliffier-Verne et al. (2017), la remise en suspension des *E. coli* contenus dans les sédiments n'a pas été modélisée, de même que l'effet cocktail [15]. À l'inverse, une inactivation du 1er ordre a été considérée pour *E. coli*, celle-ci étant dépendante de la température, de la salinité et du rayonnement solaire (Islam, Iqbal, et al., 2018). La prise en considération de l'inactivation a été rendue possible en raison de campagnes de mesures qui ont permis la calibration/validation du modèle hydrodynamique relativement aux paramètres de température de l'eau et de salinité. Les

[15] L'effet cocktail est le terme employé pour caractériser les interactions entre différents polluants. Notamment, les scientifiques supposent souvent que les effets du mélange de polluants sont plus néfastes à l'environnement que la somme des effets de chaque polluant du mélange.

résultats montrent que la température et la radiation solaire permettent de réduire significativement les concentrations des indicateurs de contamination fécale (Islam, Sokolova, et al., 2018). S'en affranchir surestimerait donc les résultats. Néanmoins, une approche aussi sophistiquée demande du temps, des mesures de terrain, et des outils informatiques puissants pour éviter les instabilités numériques. Par contre, elle s'avère extrêmement pertinente pour mettre en évidence le rôle des mesures d'adaptation. Islam, Iqbal, et al. (2018) ont quantitativement prouvé que l'assainissement (raccordement de la population aux égouts) et qu'un traitement primaire et secondaire des eaux usées permettraient de réduire significativement la contamination microbiologique des eaux du fleuve, et qu'à l'inverse, sans ces mesures, les eaux du fleuve seront très fortement dégradées en climat futur. Iqbal et al. (2019), ont quant à eux, permis de mettre en évidence les bonnes des mauvaises stratégies d'adaptation grâce à un processus itératif et un développement de sous-scénarios du scénario initial. Il en ressort une véritable puissance de cette méthode puisqu'elle permettrait de modéliser les mesures d'adaptation *a priori* de leur mise en pratique sur les territoires et d'évaluer quantitativement leurs effets. Dans un contexte de prises de décision sous de fortes incertitudes, offrir ce panel de choix d'adaptation aux décideurs est avantageux et encouragerait les décideurs à aller de l'avant dans l'adaptation. Outre de pouvoir comparer leurs effets et bénéfices par une analyse coûts-bénéfices, il serait possible d'éviter des stratégies de maladaptation. Néanmoins, il faut rester conscient que ces approches reposent directement sur les projections climatiques des MCG, qui, comme vu précédemment, présentent de fortes incertitudes et n'encadrent qu'une « mince » plage d'un futur où l'étendue des changements reste inconnue en ce jour.

CHAPITRE 3 PRÉSENTATION DU BASSIN VERSANT

3.1 Localisation et caractéristiques du bassin versant de la rivière des Mille Îles

3.1.1 Localisation

La rivière des Mille Îles est localisée dans la région métropolitaine de Montréal située dans le sud du Québec. Cette rivière est entièrement comprise dans les basses terres du Saint-Laurent. Elle sépare l'île de Laval du territoire du COBAMIL. Le COBAMIL est intégré dans les régions des Laurentides et de Lanaudière, et regroupe l'ensemble des tributaires nord de la rivière des Mille Îles et du lac des Deux Montagnes. Parmi les quarante tributaires présents en rive nord, les principaux sont, d'ouest en est, les rivières du Chêne, du Chicot, aux Chiens et Mascouche (COBAMIL, 2013).

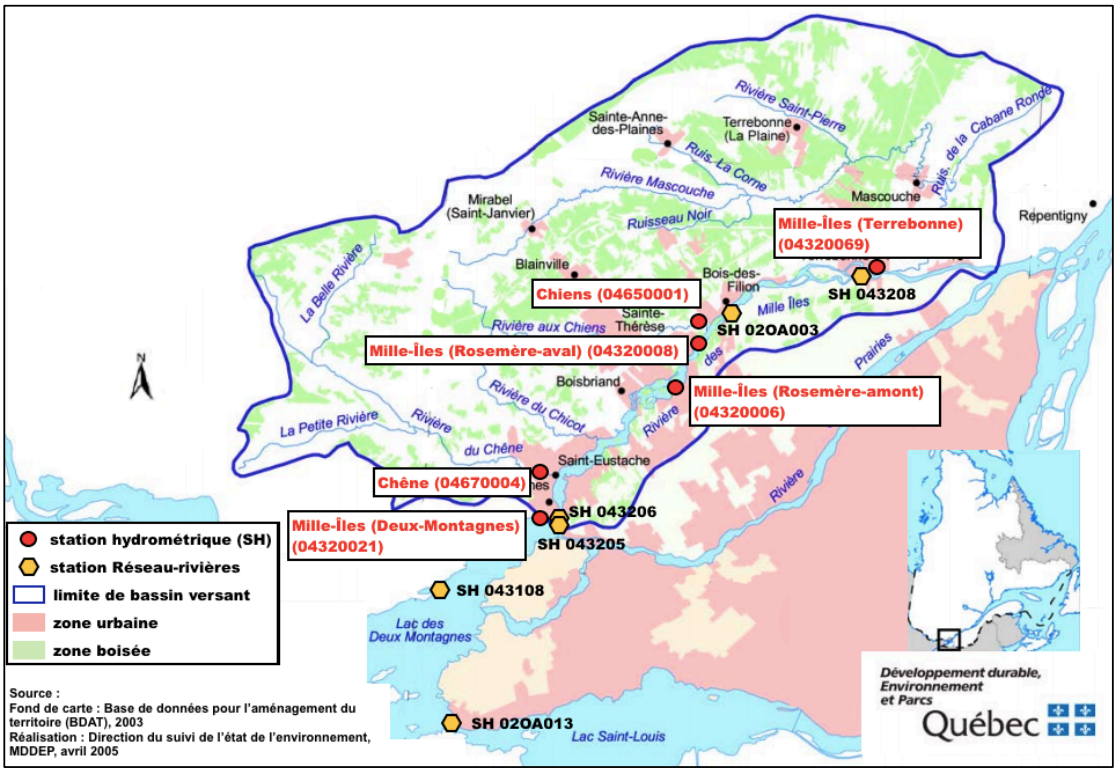

Figure 3-1 : Localisation de la rivière des Mille Îles et limites de son bassin versant. Adapté de Brouillette (2007). Sources : (Environnement Canada, 2019b; MELCC, 2019a, 2019b)

3.1.2 Rôle du bassin versant des Outaouais

Le lac des Deux Montagnes, source de la rivière des Mille Îles, est alimenté en quasi-totalité par la rivière des Outaouais avec un débit annuel moyen de 1950 m^3/s (Ottawa RIVERKEEPER, 2019). Les caractéristiques quantitatives et qualitatives des eaux du lac des Deux Montagnes, et de la rivière des Mille Îles, sont le reflet de celles de la rivière des Outaouais. Or, comme la plupart des grands cours d'eau du monde, la rivière des Outaouais a subi les impacts négatifs des développements industriels et urbains (ECCC, 2019). Aussi, celle-ci est classée comme étant l'une des rivières des plus régularisées au Canada avec pas moins d'une centaine de barrages répartis sur l'ensemble de son bassin versant occupé en grande partie par la trame forestière (Ottawa RIVERKEEPER, 2019).

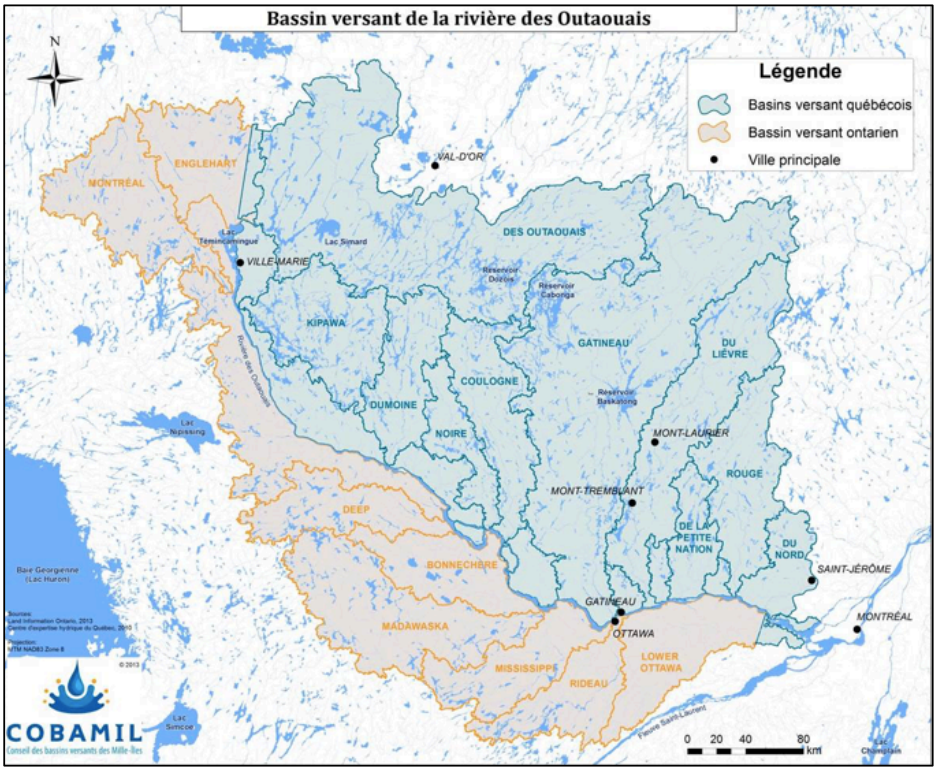

Figure 3-2 : Bassin versant de la rivière des Outaouais. © (COBAMIL, 2013b)

Comme le laisse penser la Figure 3-2, trois principaux ordres de gouvernement se partagent la gestion du BV des Outaouais : les gouvernements provinciaux de l'Ontario et du Québec, le gouvernement fédéral et les municipalités. Ce partage de pouvoir complexifie davantage la gestion

des niveaux d'eau en aval de la rivière des Outaouais, initialement rendue compliquée par le fait que 50% de la capacité de stockage se situe dans les parties supérieures du BV des Outaouais (ECCC, 2019). C'est pourquoi, dans un but de faciliter la gestion intégrée des ouvrages de régulation tout en préservant les usages de l'eau le long de la rivière et dans la région de Montréal, la Commission de planification de la régularisation des Outaouais (CCPRO) a été créée en 1983. Plus récemment, est né le Comité conjoint Québec-Ontario des directeurs sur la gestion de l'eau (2015). Les objectifs majeurs de ce comité sont de renforcer la coopération bilatérale, d'atténuer les conflits transfrontaliers et de faciliter l'échange d'information entre les BV. La partie québécoise du BV des Outaouais dénombre sept OBV, dont celui du COBAMIL.

3.1.3 Régime hydrique de la rivière des Mille Îles

Suite à son alimentation par la rivière des Outaouais, le lac des Deux Montagnes partage ses eaux à partir de cinq exutoires, l'un d'eux étant la rivière des Mille Îles. En plus d'être le plus petit, l'exutoire de la rivière des Mille Îles est celui qui a le plus faible débit (Cyr & Fontin, 2005). Avant les travaux de 2011 qui ont eu pour but d'écrêter le seuil rocheux présent à l'entrée de la rivière, responsable d'un apport limité en période d'étiage, le débit à l'entrée de la rivière des Mille Îles représentait 3% du débit sortant du lac des Deux Montagnes en période d'étiage et 15% en période de crue (Brouillette, 2007). Ces travaux d'écrêtage ont fortement perturbé le régime hydrique de la rivière des Mille Îles et modifié la répartition des eaux du lac des Deux Montagnes en ses exutoires, notamment en période d'étiage. Sur la base des évènements historiques, la rivière des Mille Îles est caractérisée par une seule période d'étiage, qui s'étend généralement de la mi-août à la mi-septembre (Brouillette, 2007).

La rivière des Mille Îles, généralement peu profonde, draine un territoire de 1018 km^2 sur une longueur de 42 km (Brouillette, 2007). Sur l'ensemble de son parcours, qui débute au nord-ouest de l'île Jésus (Laval) et se termine à l'est dans la rivière des Prairies, les eaux de la rivière des Mille Îles ne rencontrent pas moins d'une centaine d'îles, certaines étant habitées (COBAMIL, 2013). Le régime hydrique de la rivière est majoritairement influencé par celui de la rivière des Outaouais puisque que les quarante tributaires de la rive nord constituent seulement 6% du débit total moyen (Ministère de l'environnement du Québec, 1986), et les apports issus des eaux de drainage de l'île Jésus sont négligeables (Brouillette, 2007). Cependant, le régime hydrologique dépend également des eaux souterraines des terres du COBAMIL (2013), ces dernières jouant un rôle majeur en

période d'étiage en assurant un débit minimum dans le cours d'eau principal. Malheureusement, à ce jour, aucune étude hydrogéologique n'a permis d'estimer la part de l'écoulement des eaux souterraines dans l'écoulement total de la rivière des Mille Îles (COBAMIL, 2013).

En plus de tirer sa source d'une rivière fortement contrôlée par les gestions de réservoirs et de barrages, la rivière des Mille Îles est aussi sous l'influence d'ouvrages de régulation. Tout d'abord, le barrage du Grand-Moulin, situé sur l'île du Moulin, sert à gérer les inondations en aval en limitant le débit à 780 m^3/s en période de crues printanières. Ce dernier est sous le contrôle du MELCC et son opération est effectuée conjointement à celle d'autres ouvrages de régulation situés dans le bassin versant de la rivière des Outaouais (Dubé, Larouche, Cyr, & Dumont, 2005). Ensuite, l'écoulement de la rivière est aussi perturbé par les barrages des Moulins et de l'Étang Masson, tous deux situés dans la municipalité de Terrebonne. Le premier sert à contrôler les inondations, tandis que le second assure des usages récréatifs et de villégiature (Dubé et al., 2005).

Outre d'être perturbé par la présence de nombreuses îles en surface, l'écoulement de la rivière des Mille Îles est conditionné par sa géomorphologie à l'origine de deux types de régime d'écoulement. Un type semi-lacustre est présent dans la première moitié de la rivière en raison de la faible pente d'écoulement. Celui-ci est caractérisé par un écoulement lent sur une grande profondeur d'eau. La seconde moitié de la rivière est caractérisée par un régime d'écoulement fluvial. Celui-ci se distingue du précèdent par une plus forte pente d'écoulement et la présence de plusieurs rapides (Brouillette, 2007). Déjà rendue difficile par sa très forte régulation anthropique, cette hétérogénéité géomorphologique accentue d'autant plus la complexité de l'étude du régime hydrique de la rivière. Aussi, le faible nombre de stations hydrométriques présentes sur la rivière des Mille Îles ne permet pas de distinguer convenablement la disparité spatiale du régime hydrique (voir Figure 3-1). En effet, parmi les douze stations hydrométriques, seulement quatre sont encore en état d'opérer. Trois d'entre elles sont gérées par le CEHQ et mesurent le niveau d'eau, tandis que la quatrième est sous le contrôle d'Environnement Canada et permet la mesure du débit et du niveau d'eau. Enfin, deux autres stations opérationnelles sont situées sur le lac des Deux Montagnes : l'une d'elle est gérée par le CEHQ, tandis que l'autre, par Environnement Canada. Toutes deux mesurent le niveau d'eau.

En résumé, la forte variabilité du régime hydrique de la rivière des Mille Îles, marqué par des débits élevés en hiver et au printemps (>1200 m^3/s), et faibles, voire critiques, en été et début d'automne

(11.8 m^3/s en août 2010) (Environnement et ressources naturelles Canada, 2019), s'explique par cette multitude de causes anthropiques et naturelles.

3.2 Prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles

Au total, cinq prises d'eau potable se répartissent sur toute la longueur marathonienne de la rivière des Mille Îles. Quatre d'entre elles sont gérées par des municipalités de la rive nord, à savoir les villes de Saint-Eustache, Sainte-Thérèse, Rosemère et Mascouche/Terrebonne, tandis que la cinquième prise d'eau potable est gérée par la ville de Laval. L'usine de traitement d'eau potable associée à cette dernière fait actuellement l'objet d'une rénovation depuis 2018. Ces travaux devraient s'étendre une durée de trois ans. La Figure 3-3 montre la répartition de ces prises d'eau, leur zone de protection intermédiaire, ainsi que les émissaires municipaux de la rivière des Mille Îles.

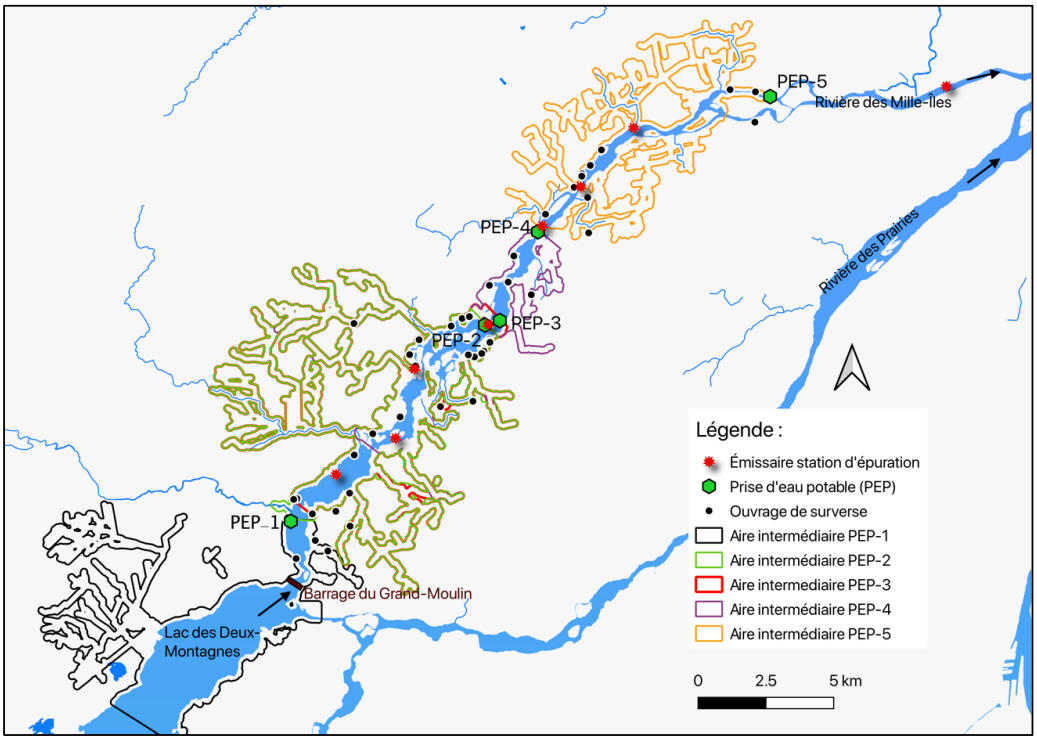

Figure 3-3 : Localisation des ouvrages de surverse, des émissaires des stations d'épuration des eaux usées, des prises d'eau de la rivière des Mille Îles et de leur zone de protection intermédiaire

On remarque que plusieurs prises d'eau potable ont des zones de protection intermédiaires[16] qui s'entrecoupent. Toutes les PEP de la rivière des Mille Îles ont au moins un émissaire municipal et une multitude d'ouvrages de surverse compris dans leur zone de protection intermédiaire, indiquant leur vulnérabilité à la contamination microbiologique.

3.3 Occupation du sol et pressions anthropiques

3.3.1 Utilisation du sol sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles

À même titre que la rivière des Mille Îles, la partie Nord de l'île Jésus ne fait pas partie du territoire du COBAMIL, et à ce jour aucun OBV n'est responsable de cette partie du territoire de la région métropolitaine de Montréal. Ainsi, il existe très peu de données récentes combinant l'occupation au sol des deux territoires du bassin versant de la rivière des Mille Îles. Néanmoins, les deux rives présentaient des caractéristiques semblables en 2005, comme l'illustre la Figure 3-4. On peut raisonnablement supposer que c'est encore le cas aujourd'hui au regard d'une évolution relativement similaire sur ces deux territoires.

---

[16] Pour un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou 2, l'aire de protection intermédiaire se définit comme « **la zone à l'intérieur de laquelle l'effluent d'un rejet intermittent ou les eaux de ruissellement d'un fossé localisé en amont du prélèvement d'eau risquent de ne pas être suffisamment dilués avant d'atteindre le prélèvement d'eau** » (MELCC, 2018c). Dans le cas d'une rivière comme la

Mille Îles, les limites d'une aire intermédiaire d'un site de prélèvement incluent les eaux de surface, les tributaires et les bandes de terre de 120 m à partir de la ligne des hautes eaux situés à 10 km en amont et 50 m en aval du site de prélèvement (Gouvernement du Québec, 2019b).

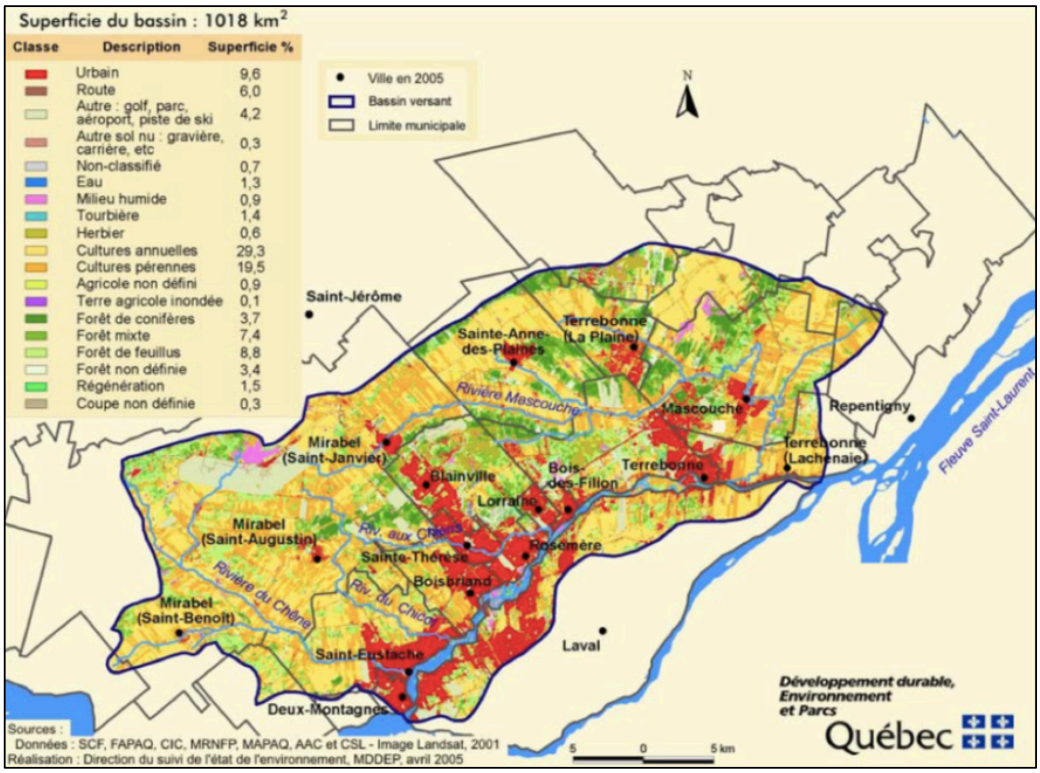

Figure 3-4 : Utilisation du sol sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles. Dans *Qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles 2000-2005,* 2007, p. 4. © Gouvernement du Québec, 2006

Selon les données de 2001 du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), près de 10% du territoire était occupé par le milieu urbain, principalement concentré sur la première moitié des rives de la rivière des Mille Îles, ainsi qu'au niveau de la municipalité de Terrebonne. Les zones agricoles couvraient près de la moitié du territoire, celles-ci étant principalement situées au nord du territoire du COBAMIL et à ses extrémités ouest et est, ainsi qu'au nord-est de l'île Jésus. Enfin, la trame forestière du bassin versant de la rivière des Mille Îles représentait un quart du territoire en 2001. Toutefois, ces zones étaient à l'époque déjà menacées par les développements industriels et résidentiels (Brouillette, 2007). La part actuelle du milieu urbain pourrait donc avoir augmenté au détriment d'une perte du couvert forestier (COBAMIL, 2013). Il est aussi important de voir que ces distributions sont très hétérogènes, ce qui peut résulter à des zones à risques très localisées. Plus particulièrement, les cinq prises d'eau de la rivière des Mille Îles se situent à proximité des milieux urbains, qui génèrent une importante part des intrants de contamination fécale des eaux de la rivière.

Aussi, outre la perte forestière, l'urbanisation du territoire du COBAMIL a contribué à une importante diminution des milieux humides et riverains. Or, ces derniers apportent des services écosystémiques importants, en particulier lors des périodes d'étiage. En effet, les milieux humides sont des réservoirs tampons qui permettent une restitution progressive des eaux, favorable au maintien d'un débit minimal dans la rivière lors des sécheresses hydrologiques. De même, les zones ripariennes limitent l'érosion des sols dues aux vitesses élevées de ruissellement de surface, ce qui permet de limiter les apports sédimentaires nuisibles aux prises d'eau de surface, outre le fait que ces zones ripariennes jouent le rôle de filtre biologique. Notamment, elles éliminent une grande partie des coliformes fécaux acheminés vers la rivière suite au lessivage des sols. En ce sens, les milieux riverains permettent de maintenir une certaine qualité de l'eau lors des périodes critiques (étiages sévères, pluies extrêmes). Cependant, les valeurs de ces milieux sont dépréciées, telles que le suggèrent les quelques études ayant eu pour objectif de quantifier ces pertes. Rien que dans les principales municipalités, à savoir celles des Deux Montagnes, Les Moulins, Mirabel et Thérèse-De-Blainville, 80% de la superficie des milieux humides serait perturbée par les activités industrielles, agricoles, résidentielles et commerciales, et par le réseau de transport (COBAMIL, 2013). De même, en 2010, 75% des rives de la rivière des Mille Îles seraient anthropisées selon l'organisme Éco-Nature. Enfin, une étude menée sur la partie urbanisée de la ville de Saint-Eustache a révélé que les rives de la rivière du Chêne s'étendent sur une largeur de 2 à 8 mètres en moyenne alors que la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables recommande une largeur minimale de 10 à 15 mètres dépendamment de la pente du talus (COBAMIL, 2013). Tel que mentionné par le COBAMIL (2013), cette étude est représentative de ce qui se passe sur l'ensemble du territoire. En somme, il en ressort une perte significative de la résilience du territoire en période de sécheresse, ce qui pourrait contribuer à expliquer les récents étiages critiques subit par le territoire, qui n'ont cessé de gagner en fréquence et en sévérité depuis le début des années 2000, en plus des effets des changements climatiques qui ont déjà commencé à être perçus sur le territoire du COBAMIL (2013), et donc sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles.

3.3.2 Pressions du milieu urbain

3.3.2.1 Surconsommation d'eau potable et risque quantitatif de pénurie d'eau

La rivière des Mille Îles fait face à d'importantes pressions urbaines. Tout d'abord, elle subit la surconsommation en eau potable des habitants de son bassin versant (COBAMIL, 2014), comme la plupart des rivières du Québec, qui sont des sources d'alimentation en eau potable pour environ 70% de la population (Culhuac, 2012). Sur le territoire étudié, celle-ci est principalement attribuable à des causes sociales, techniques et économiques, bien que des évènements naturels, telles que les sécheresses ou les fortes chaleurs, puissent empirer cette problématique. En effet, sur le territoire du COBAMIL, certaines municipalités comme celles de Mascouche ou de Terrebonne ont déjà pu tripler leur consommation en eau potable lors de la période estivale comparativement à leur consommation hivernale (COBAMIL, 2014). En 2011, le COBAMIL (2013) a estimé une consommation moyenne journalière s'élevant à 486 L/hab./jour sur l'ensemble de son territoire. Celle-ci prend en compte les municipalités qui sont également desservies par d'autres prises d'eau potable que celles situées sur la rivière des Mille Îles. En cette même année, la consommation moyenne journalière était de 628 L/hab./jour au Québec et de 485 L/hab./jour au Canada (Statistique Canada, 2019). La consommation en eau potable était donc inférieure à la moyenne québécoise, mais supérieure à d'autres provinces du Canada comme l'Ontario (407 L/hab./jour), l'Alberta (373 L/hab./jour) ou encore Manitoba (332 L/hab./jour) (Statistique Canada, 2019). Aussi, en comparaison d'autres territoires développés, la consommation d'eau potable sur le territoire du COBAMIL reste particulièrement élevée. Par exemple, la quantité moyenne d'eau potable distribuée en France entre 2008 et 2015 est estimée à 234 L/hab./jour (Da Costa et al., 2015), soit moitié moins que sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles.

Depuis, des mesures structurales et non structurales ont été adoptées par les différents ordres de gouvernement afin de réduire cette consommation « excessive » des ressources en eau qui accroit la pression sur les prises d'eau potable, en particulier au changement climatique. Au Québec, le ministère des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH) a notamment mis en place la Stratégie québécoise d'économie d'eau potable 2011-2017, dont un des objectifs était de limiter à 20% les pertes d'eau potentielles dans les réseaux de distribution des municipalités. Le Tableau 3-1 recense toutes les municipalités desservies par les cinq prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles et de la prise d'eau dans le Lac des Deux Montagnes, leur population en 2016, estimée

à partir des données de Statistique Canada (2017), la quantité d'eau distribuée[17] et les pertes d'eau potentielles pour cette même année. Les données de ces deux derniers attributs sont celles du MAMH (2018). Les données sur les pertes d'eau potentielles sont en rouge lorsque la municipalité ne respecte pas l'objectif du gouvernement, à savoir de limiter à 20% les pertes d'eau potentielles dans les réseaux de distribution d'eau potable.

Tableau 3-1 : Quantité d'eau journalière distribuée par habitant et pertes d'eau potentielles pour l'année 2016 pour chaque municipalité. Sources : (Statistique Canada, 2017; MAMH, 2018)

Région administrative	Municipalité	Population en 2016	Quantité d'eau distribuée en 2016 (l/hab./j)	Quantité d'eau distribuée en 2016 (m3/j)	Pertes d'eau potentielles (%)
Laval	Sainte-Rose	36726	471	17298	26
	Auteuil	26896	471	12668	26
	Saint-François	18563	471	8743	26
	Vimont	33503	471	15780	26
	Duvernay	40974	471	19299	26
	Total Laval	***156662***	***471***	***73788***	
Lanaudière	Mascouche	46692	332	15502	15
Laurentides	Deux-Montagnes	17496	417	7296	13
	Sainte-Marthe-sur-le-lac	18074	266	4808	4
	Saint-Eustache	44008	440	19364	28
	Sainte-Thérèse (*)	25989	712	18504	9
	Rosemère	13958	493	6881	21
	Mirabel (**)	50513	314	15861	17
	Blainville	56863	358	20357	17
	Boisbriand	26884	527	14168	35
	Bois-des-Filion (*)	9636	339	3267	8
	Lorraine	9352	403	3769	24
	Terrebonne (***)	111575	382	42622	17
	Total rive nord	***431040***	***400***	***172397***	
	Total	**587702**	**419**	**246185**	

(*) Les quantités d'eau distribuées et les pertes d'eau potentielles dans le réseau de distribution sont issues des données de 2015
(**) 64% de la municipalité de Mirabel est intégrée au territoire du COBAMIL
(***) 98% de la municipalité de Terrebonne est intégrée au territoire du COBAMIL

Bien que certaines municipalités mentionnées dans le Tableau 3-1 s'alimentent également à partir d'autres sources d'eau brute que celles de la rivière des Mille Îles, selon les données de 2016, il est possible de remarquer une diminution de la quantité d'eau distribuée par rapport aux estimations de 2011, celle-ci étant descendue à 419 L/hab./jour en moyenne sur le territoire. Plus

[17] La quantité d'eau distribuée représente les usages résidentiels et non résidentiels comme la consommation industrielle, institutionnelle et commerciale, ainsi que les pertes d'eau.

particulièrement, le territoire lavallois consomme davantage d'eau potable par habitant que la rive nord de la rivière des Mille Îles, outre qu'on observe une importante hétérogénéité de la quantité d'eau potable distribuée sur les municipalités du territoire, celle-ci variant de 266 L/hab./jour à 712 L/hab./jour. Aussi, ces chiffres mettent en avant le fait que l'objectif de la Stratégie québécoise d'économie d'eau potable 2011-2017 relatif aux pertes d'eau potentielles n'a pas été atteint pour plus de la moitié des municipalités du bassin versant. Plus généralement, beaucoup de municipalités québécoises n'ont pas réussi à valider cet objectif. C'est pourquoi, le MAMH (2019) a reconduit la Stratégie québécoise d'économie d'eau potable 2019-2025, où figure aussi l'objectif de réduire de 20% la quantité d'eau potable distribuée par personne par rapport à l'année 2015.

3.3.2.2 Dégradation de la qualité des eaux de la rivière des Mille Îles : ouvrages de surverses et stations d'épuration

Outre cette surconsommation qui accroit le risque de pénurie d'eau d'un point de vue quantitatif, les surfaces urbaines ainsi que les ouvrages de surverse (ODS) et émissaires municipaux menacent également le territoire de stress hydrique, d'un point de vue qualitatif cette fois-ci. En effet, de telles situations pourraient apparaître en raison d'une importante contamination microbiologique de la rivière des Mille Îles, en particulier à la suite d'évènements météorologiques extrêmes telles les précipitations abondantes ou de forte intensité qui se produisent respectivement en automne et en été, ou encore lors de la fonte des neiges printanières. En ce sens, les périodes les plus critiques pour le territoire étudié surviennent au printemps lors des forts débits, et en été, lors des étiages. Au cours de ces périodes, la capacité hydraulique des réseaux d'égouts est régulièrement surpassée, d'autant plus pour les réseaux unitaires et pseudo-séparatifs, ce qui est à l'origine de rejets d'eaux usées non traitées directement dans la rivière des Mille Îles, source d'eau brute pour cinq stations de production d'eau potable. La rive nord de la rivière des Mille Îles totalise 160 ODS tandis que la rive sud en compte 27. La plupart ayant pour émissaire la rivière des Mille Îles, il s'agit du cours d'eau qui subit la plus grande partie des pressions anthropiques urbaines du territoire. Paradoxalement, la rivière des Mille Îles alimente 60% de la population du territoire du COBAMIL, tandis qu'elle reçoit approximativement 90% des eaux usées de ce même territoire (COBAMIL, 2014).

En plus de ces ODS, est également présent un grand nombre d'ouvrages d'assainissement d'eaux usées. Sur les quatorze stations d'épuration recensées, neuf d'entre elles rejettent directement les

eaux usées dans la rivière des Mille Îles, qu'elles soient traitées ou non. En particulier, sur la rive nord, 190 897 m^3/j d'eaux usées sont potentiellement déversées par jour sur la base du débit de conception des stations d'épuration (COBAMIL, 2014). Un calcul similaire sur la rive sud conduit à une estimation de 81 075 m^3/j d'eaux usées déversées. Ce faisant, la rivière des Mille Îles reçoit potentiellement 271 972 m^3/j d'eaux usées par jour, comme le montre la Figure 3-5, où est aussi indiqué le débit rejeté par les stations d'épuration qui ont pour cours d'eau récepteur les tributaires de la rivière des Mille Îles ou le lac des Deux Montagnes. Il va de soi qu'au cours des périodes critiques, la rivière des Mille Îles reçoit un plus grand volume d'eaux usées, dont une grande partie n'est pas traitée.

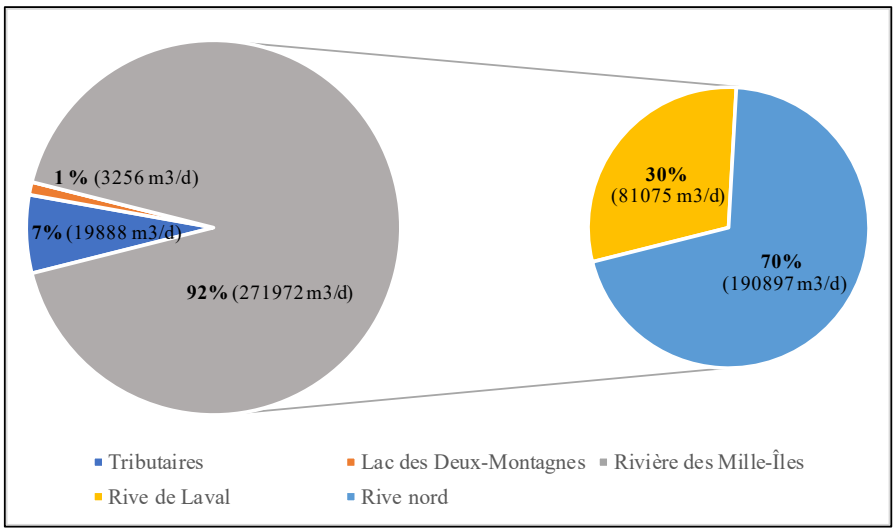

Figure 3-5 : Distribution des rejets d'eaux usées des stations d'épuration comprises sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles (territoire du COBAMIL inclus) selon les cours d'eau récepteurs. Source : (MAMOT, 2014)

Par ailleurs, les résidences du territoire qui ne sont pas raccordées aux réseaux d'égouts alimentant ces stations d'épuration sont contraintes d'avoir des installations septiques autonomes. Celles-ci sont principalement situées au nord-est de Laval ainsi que sur les terres agricoles (Brouillette, 2007). Pour le territoire du COBAMIL, il est estimé que 27 782 personnes seraient non desservies par un réseau sanitaire (COBAMIL, 2013). Ces installations septiques sont également une source potentielle de contamination microbiologique, en particulier, si elles sont mal conçues ou que leur entretien est inadéquat.

Le Tableau 3-2 résume la répartition des stations d'épuration de la rive nord et sud de la rivière des Mille Îles, et également celles des municipalités qui ont des cours d'eau en connexion avec la rivière. Le nombre d'ODS associé au réseau d'égouts alimentant chacun de ces ouvrages d'assainissement d'eaux usées est aussi indiqué, ainsi que les débits de conception, et ceux enregistrés au cours des années 2000, 2005 et 2013.

Parmi ces stations et relativement aux exigences imposées par le MAMH, cinq d'entre elles ont consécutivement reçu des notes inférieures à 85% entre 2007 et 2011. Il s'agit des stations de Saint-Placide, Deux Montagnes, Boisbriand, Terrebonne, Mascouche-Lachenaie et celle de Mirabel (secteur Sainte-Marianne). Quatre de ces cinq stations ont un émissaire dans la rivière des Mille Îles ou le lac des Deux Montagnes. Plus particulièrement, la station de Sainte-Placide a enregistré de fortes concentrations en coliformes fécaux dans ses effluents d'eaux usées (COBAMIL, 2013).

Tableau 3-2 : Nombre d'ouvrages de surverse associé au réseau d'égouts alimentant chaque station d'épuration, date de mise en service de ces stations, ainsi que leur débit moyen de conception et ceux enregistrés pour les années 2000, 2005, 2013 à l'effluent. Adapté de Brouillette (2007)

			À l'effluent de la station d'épuration des eaux usées						
	Nombre ODS associés	**Mise en service**	**Débit moyen (m3/d)**				**Variation du débit de 2000 à 2005 (%)**	**Variation du débit de 2005 à 2013 (%)**	**Débit 2013 VS débit conception (%)**
Municipalités			**conception (b)**	**2000 (a)**	**2005 (b)**	**2013 (b)**			
Rive nord	**125**		**190897**	**164182**	**186112**	**198432**	**13%**	**7%**	**104%**
Deux-Montagnes et autres	11	1999	15476	11323	14716	21141	30%	44%	137%
Saint-Eustache	25	1995	29200	26449	27238	25883	3%	-5%	89%
Boisbriand	6	1991	24270	17361	18550	17410	7%	-6%	72%
Blainville / Sainte-Thérèse	12	1999	45895	39373	45109	48537	15%	8%	106%
Rosemère (Lorraine)	12	1999	21343	21917	24069	20438	10%	-15%	96%
Terrebonne et autres	36	1996	35877	31180	35580	42148	14%	18%	117%
Mascouche - Lachenaie	23	1996	18836	16579	20850	22876	26%	10%	121%
Rive de Laval	**27**		**81075**	**71321**	**82019**	**84808**	**15%**	**3%**	**105%**
Fabreville	14	1986	44225	40347	41813	49285	4%	18%	111%
Saint-Rose - Auteuil	13	1993	36850	30974	40206	35523	30%	-12%	96%
Tributaires (c)	***30***		***19888***	***12581***	***17394***	***17836***	***38%***	***3%***	***90%***
Mirabel, Saint-Benoît (du Chêne)	9	1995	615	713	809	791	13%	-2%	129%
Mirabel, Sainte-Marianne (Mascouche)	3	2001	1081	-	1036	1360	-	31%	126%
Mirabel, Saint-Janvier (Mascouche)	6	1994	8980	5411	6075	6547	12%	8%	73%
Saint-Anne-des-Plaines (Mascouche)	4	1995	5350	4257	5659	5137	33%	-9%	96%
La Plaine (Mascouche)	8	1996	3862	2200	3815	4002	73%	5%	104%
Lac des Deux-Montagnes	***6***		***3256***		***2875***	***3516***	***-***	***22%***	***108%***
Saint-Placide	3	1999	365	-	358	431	-	20%	118%
Oka	3	1992	2891	-	2517	3086	-	23%	107%

(a) Source : (Brouillette, 2007)
(b) Source : (MAMOT)
(c) 8 ODS du réseau d'égout alimentant la station d'épuration de Saint-Canut à Mirabel se situent sur le territoire du COBAMIL, mais l'émissaire de cette station se déverse dans la rivière du Nord située à l'extérieur du territoire.

La dernière colonne du Tableau 3-2 met en évidence qu'au cours de l'année 2013, le débit moyen de rejet d'eaux usées de la plupart de ces stations d'épuration a dépassé le débit de conception. Il

est probable que ces dépassements soient imputables à la croissance démographique, qui engendre un plus grand volume d'eaux usées renvoyé aux égouts, mais aussi à d'autres causes anthropiques, comme les branchements illégaux ou encore les fuites dans les réseaux qui permettent l'introduction d'eaux extérieures. Aussi, l'imperméabilisation des sols a fortement contribué à augmenter le débit d'eaux pluviales et de ruissellement transitant dans les réseaux d'égouts municipaux. C'est pourquoi, la gestion du risque de pénurie d'eau et la réduction de la vulnérabilité des prises d'eau potable requièrent une vision globale intégrée à l'échelle du bassin versant. Autrement dit, il s'agit de faire une gestion des eaux de consommation domestiques, industrielles, agricoles, ainsi qu'une gestion des eaux sanitaires, pluviales et de ruissellement. Traiter le problème directement à la source permettra une meilleure protection des sources d'eau de surface comme celles de la rivière des Mille Îles, réduira la sensibilité des prises d'eau potable et offrira à la population actuelle et future une durabilité des valeurs naturelles, économiques et patrimoniales de la rivière, celles-ci étant présentement entachées par une importante contamination microbiologique. En effet, pour l'année 2013, 1 377 débordements ont été enregistrés au niveau des ODS indiqués dans le Tableau 3-2, et 1 101 de ces surverses se sont directement produites dans la rivière des Mille Îles (MAMOT, 2014). Or, ce nombre est très probablement sous-estimé : d'une part, parce qu'un seul débordement est comptabilisé par jour civil, d'autre part, parce que la faible fréquence d'inspection de ces ouvrages[18] empêche une véritable comptabilisation (COBAMIL, 2013). Aussi, pour les deux rives de la rivière des Mille Îles, les évènements de pluie sont majoritairement à l'origine de ces surverses, comme l'illustre la Figure 3-6, où est indiqué le nombre de surverses enregistrées pour chaque catégorie (pluie, fonte, urgence[19], autre, temps sec), ainsi que leur pourcentage de répartition. Il importe aussi de noter que les ODS les plus problématiques en matière de volume d'eaux usées déversées sont aussi ceux qui débordent le plus souvent (Brouillette, 2007).

---

[18] Plusieurs de ces ouvrages disposant d'un flotteur pour comptabiliser les débordements ne sont inspectés qu'une seule fois par semaine (COBAMIL, 2013).

[19] Les débordements dus à des pannes électriques, à des problèmes mécaniques (exemple : bris), à des travaux d'entretien sur le réseau d'égouts ou à un ouvrage de contrôle sont des exemples d'évènements classés dans la catégorie « urgence ».

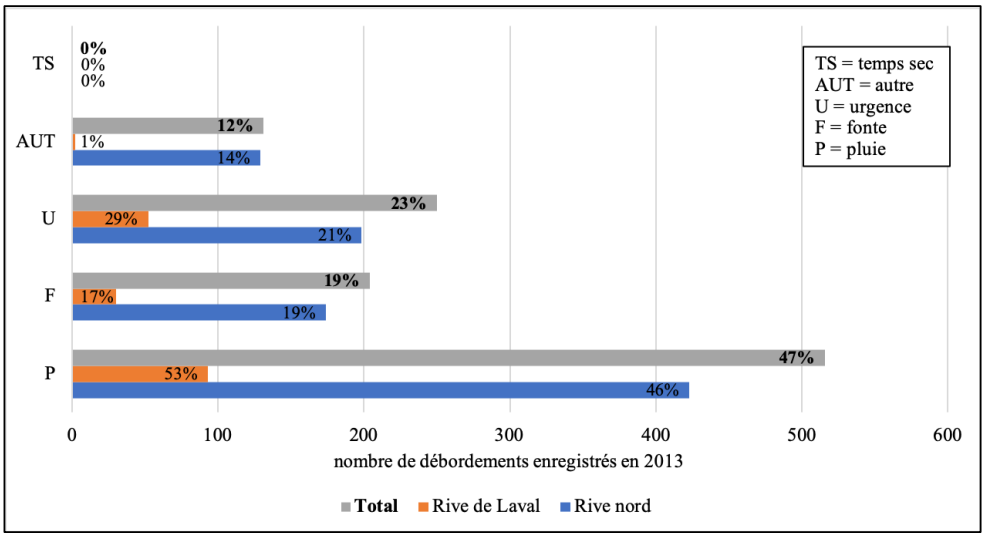

Figure 3-6 : Nombre de débordements enregistrés en 2013 pour chaque catégorie et leur répartition en pourcentage sur les ODS qui ont la rivière des Mille Îles pour cours d'eau récepteur. Source : MAMOT (2014)

L'étude de Brouillette (2007) corrobore ces propos et l'impact des précipitations sur les déversements et la contamination microbiologique de la rivière des Mille Îles. En effet, le Tableau 3-3 indique les teneurs médianes en coliformes fécaux (CF) enregistrées sur la période 2000-2005 pour différentes conditions météorologiques.

Tableau 3-3 : Teneurs médianes en coliformes fécaux mesurée sur la période 2000-2005 sur les rives nord et de Laval et au centre de la rivière des Mille Îles selon les conditions météorologiques. Adapté de Brouillette (2007)

Conditions météorologiques	Rive de Laval	Centre	Rive nord
Temps sec (10 jours et plus)	46	41	50
Temps sec (5 à 9 jours)	64	176	230
Temps sec (4 jours)	98	275	250
Temps sec (3 jours)	160	-	370
Temps sec (2 jours)	173	950	280
Temps sec (1 jours)	260	360	385
Pluies (< 5 mm, < 48 heures)	118	240	310
Pluies (5-10 mm, < 48 heures)	305	455	400
Pluies (10-20 mm, < 48 heures)	240	775	530
Pluies (>20 mm, < 48 heures)	800	800	1450
Tous les résultats	186	400	370

0-200 UFC/100ml
201-1000 UFC/100ml
>1000 UFC/100ml

Pour cette période d'échantillonnage, sur la rive de Laval, un événement de pluie d'une hauteur supérieure à 5 mm en moins de 48 heures suffisait à conduire à un dépassement du critère relatif à la consommation d'eau potable[20] et à la pratique d'activité de contact primaire où le seuil est fixé à 200 UFC/100ml. Par contre, les eaux de la rivière des Mille Îles de la rive sud retrouvaient rapidement un état acceptable. En moyenne, deux jours de beau temps suffisaient à faire redescendre la concentration en CF en deçà du seuil de 200 UFC/100ml. À l'inverse, au centre et sur la rive nord, il fallait une période de beau temps beaucoup plus prolongée pour pouvoir respecter ce même critère. Ainsi, ces résultats illustrent la disparité spatiale de la qualité de l'eau de la rivière, qui s'explique notamment par le fait que la rive nord compte davantage d'ODS et d'émissaires municipaux que la rive de Laval.

L'effet cumulatif des ODS est montré à la Figure 3-7 et à la Figure 3-8, où on observe une importante hausse de la fréquence de dépassement des seuils de 200 UFC/100ml et de 1 000 UFC/100ml au fur et à mesure qu'on se déplace de l'amont vers l'aval sur la rivière des Mille Îles. Les emplacements des stations d'échantillonnage des CF sur la rivière des Mille Îles et au niveau des embouchures avec les tributaires sont indiqués dans la Figure 3-1, apparaissant précédemment dans ce rapport.

[20] Le critère de consommation d'eau potable s'applique uniquement pour l'eau brute traitée par la filtration.

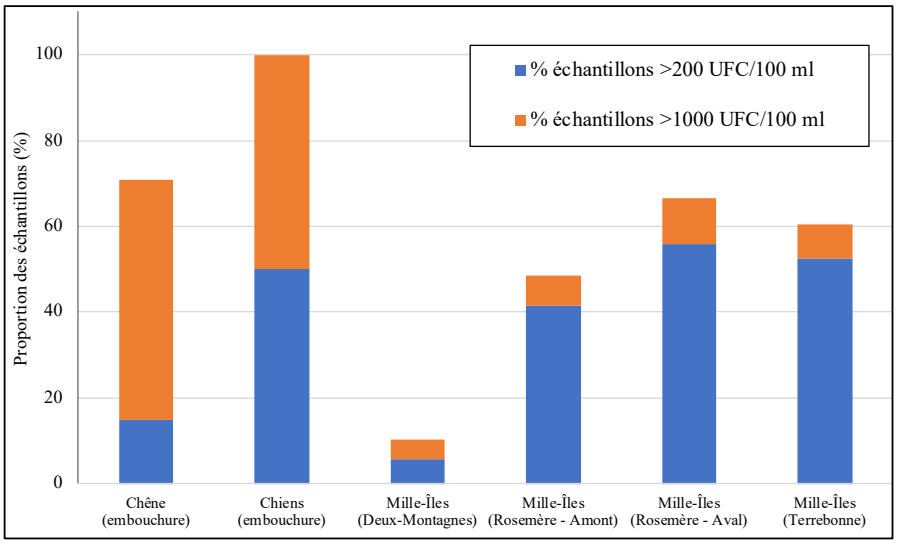

Figure 3-7 : Dépassement des critères de qualité pour les coliformes fécaux sur la période 2007-2011 sur la rivière des Mille Îles, et sur les tributaires disposant d'une station de mesure située à proximité de l'embouchure avec la rivière des Mille Îles. Source : MDDEP, tiré de COBAMIL (2014)

En particulier, à Rosemère et Terrebonne, sur la période 2007-2011, les eaux de la rivière des Mille Îles ne permettaient pas la pratique d'activité à contact direct ni l'approvisionnement en eau potable pour plus de la moitié du temps, tandis que trois prises d'eau se situent sur ce secteur. Aussi, l'augmentation de la fréquence de dépassement des échantillons d'environ 10% entre Rosemère-amont et Rosemère-aval prouvent les pressions du milieu urbain sur la contamination en CF de la rivière des Mille Îles. De même, les très fortes concentrations mesurées sur les tributaires influent sur la qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles. Ceci est particulièrement visible sur la Figure 3-8, où on observe une hausse de la fréquence des fortes concentrations en CF entre Rosemère et Terrebonne. Cette augmentation peut être attribuable aux ODS et émissaires municipaux, mais aussi au fait qu'entre ces deux villes est positionnée l'embouchure de la rivière aux Chiens, sur laquelle d'importantes concentrations en CF ont été mesurées (MELCC, 2019a).

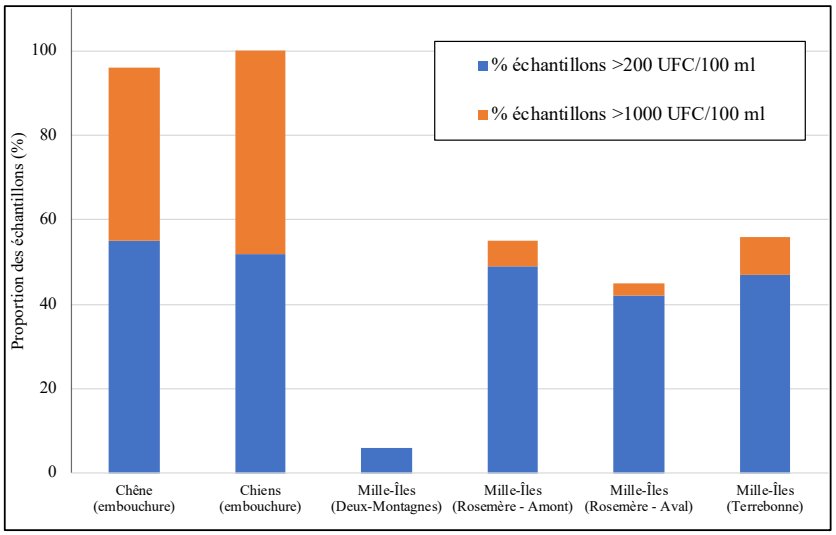

Figure 3-8 : Dépassement des critères de qualité pour les coliformes fécaux sur la période 2015-2017 sur la rivière des Mille Îles, et sur les tributaires disposant d'une station de mesure située à proximité de l'embouchure avec la rivière des Mille Îles. Source : (MELCC, 2019a)

Finalement, ces deux figures précédentes témoignent également de l'absence d'une diminution notoire du risque de contamination microbiologique, donc de la persistance de cette problématique sur le territoire. Il va aussi de soi que l'augmentation de l'érosion perçue sur le BV de la rivière des Mille Îles ne fera qu'empirer la situation. En effet, en raison de la sorption avec les sédiments, les CF peuvent être stockés dans les cours d'eau et s'accumuler. Ces derniers sont ensuite susceptibles d'être remis en mouvement lors des évènements météorologiques extrêmes, tels ceux prévus en contexte de changement climatique. Ce faisant, ce problème de contamination microbiologique risque de perdurer pendant longtemps même si des efforts de mitigation sont faits dans l'immédiat. Aussi, selon le *Guide de conception des installations de production d'eau potable*, les gestionnaires des stations de traitement d'eau potable devraient changer de source d'eau brute lorsque le seuil de 10 000 UFC/100ml est dépassé (MELCC, 2017). Or, au cours de la période d'échantillonnage 2015-2017, la station située à l'embouchure de la rivière aux Chiens a mesuré une concentration maximale de CF de 6 000 UFC/100ml, qui est la limite supérieure de détection de la méthode employée. De fait, il n'est pas dit que ce seuil fatidique n'ait pas été atteint (COBAMIL, 2014). Par ailleurs, au cours de cette même période, une concentration maximale de 3 100 UFC/100ml a été mesurée à Terrebonne (MELCC, 2019a), non loin d'une prise d'eau potable. De telles concentrations sont susceptibles de dépasser les capacités d'élimination des microorganismes

pathogènes (dont les CF) par les usines de traitement. Rappelons que les CF ne constituent pas directement un danger sur la santé publique; par contre, de telles concentrations indiquent une probabilité d'occurrence accrue de microorganismes pathogènes dans l'eau brute. En effet, selon l'U.S. Environmental Protection Agency (2006), la densité en CF dans l'eau est théoriquement proportionnelle à celle des contaminants d'origine fécale. Aussi, ces importantes concentrations peuvent conduire à l'émission d'avis d'ébullition, qui ont des effets néfastes sur le plan socio-économique. Sur la période 2001-2014, douze avis d'ébullition ont été émis par les stations d'approvisionnement en eau potable prélevant leurs eaux brutes directement dans la rivière des Mille Îles. Néanmoins, les motifs exacts n'ont pas été rendus publics (COBAMIL, 2014).

3.3.3 Pressions du milieu agricole

En plus des zones urbaines, le milieu agricole fait également pression sur les ressources hydriques en raison des prélèvements conséquents, outre d'être une source de contamination microbiologique (et chimique) des eaux souterraines et de surface. Pour quantifier ces pressions, il est d'usage de calculer le ratio de la superficie totale en culture annuelle et pérenne sur celle du bassin versant, comme indiqué sur la Figure 3-9, qui en fait l'illustration sur chaque sous-bassin versant du COBAMIL.

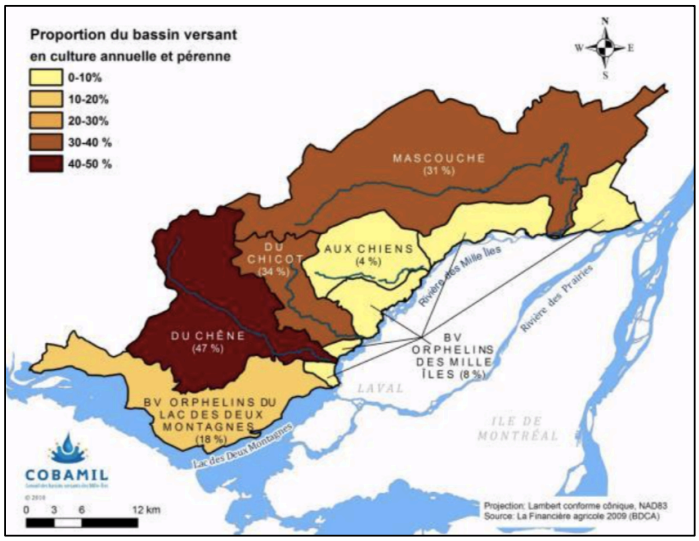

Figure 3-9 : Proportions des bassins versants du territoire du COBAMIL en culture annuelle et pérenne. Dans *Portrait de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL,* 2013, p.68 © COBAMIL

Selon les recommandation du MAPAQ en matière de gestion intégrée de l'eau, si ce ratio est au-delà de 30%, alors les risques de dépassement des critères sur la qualité de l'eau augmentent (COBAMIL, 2013). Ce ratio est aussi un bon indicateur du risque de pénurie d'eau occasionné par des prélèvements démesurés à des fins agricoles (irrigations, consommation d'eau par le bétail), qui par ailleurs sont souvent faits dans l'illégalité à des périodes propices aux situations de stress hydrique, comme le rapporte le COBAMIL (2013).

3.3.3.1 Pression du milieu agricole sur la qualité des eaux de la rivière des Mille Îles

Selon les données du MAPAQ (2014), sur l'ensemble de la ville de Laval, ce ratio de terres agricoles avoisine les 17%. Toutefois, il existe une réelle disparité des pressions agricoles sur l'ensemble du BV de la rivière des Mille Îles. Par exemple, il est possible de voir que les ratios sur les BV aux Chiens et orphelins des Mille Îles sont faibles (<8%), à l'inverse de ceux des BV du Chêne, du Chicot, et Mascouche qui dépassent le seuil des 30%. Bien qu'ils soient situés au nord de la rivière des Mille Îles, ces BV sont toutefois en contact direct avec la rivière des Mille Îles. Ce faisant, ils présentent un caractère menaçant sur le risque de contamination microbiologique, d'autant plus qu'ils abritent les principaux tributaires nord de la rivière des Mille Îles. Ces cours d'eau sont des voies de propagation possibles des contaminants vers la rivière des Mille Îles et peuvent être responsables d'une mauvaise qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable de la rivière des Mille Îles par effets cumulatifs. Néanmoins, la plupart des fermes présentes sur le territoire du COBAMIL ont peu recours à des engrais d'origine animale (fumier, purin, lisier), celles-ci privilégient majoritairement les engrais minéraux (COBAMIL, 2013). Les données de 2005 sur le territoire de Laval révèlent également un très faible pourcentage de terres agricoles pratiquant l'épandage de fumier. Ici, les engrais chimiques sont principalement convoités (Ville de Laval, 2019), et sont potentiellement à l'origine d'une contamination chimique de la rivière. Aussi, la distribution spatiale des sites d'élevage est très hétérogène sur le BV des Mille Îles. Les pressions les plus importantes sur la contamination microbiologique des eaux de surface ont lieu au niveau de la municipalité de Mirabel, qui compte une densité élevée de fermettes ou de pensions de chevaux (COBAMIL, 2013). Or, ce territoire est relativement éloigné de la rivière des Mille Îles. Par contre, ces propos expliquent les importantes fréquences de dépassement des critères relatifs aux coliformes fécaux au niveau de la rivière aux Chiens, illustrées dans la Figure 3-7 et la Figure 3-8. Enfin, il importe aussi de mentionner que cette mauvaise qualité microbiologique des eaux de

surface entraine des risques sur la santé publique qui ne concernent pas seulement la consommation d'eau potable. En effet, sur ces BV, beaucoup de maraîchers cultivent des fruits et légumes consommés sans cuisson (COBAMIL, 2014). Or, ces derniers sont irrigués par les eaux de surface fortement concentrées en CF et potentiellement contaminées par des microorganismes pathogènes. Ce faisant, les aliments peuvent à leur tour véhiculer cette contamination fécale, et ainsi, être responsables d'épidémies de maladies d'origine hydrique.

3.3.3.2 Pression du milieu agricole sur la quantité des eaux de la rivière des Mille Îles

Les terres agricoles et d'élevage présentes sur le BV de la rivière des Mille Îles constituent également une menace importante en matière d'approvisionnement en eau potable des citoyens des municipalités, notamment lors des périodes de sécheresse. De même, les propriétaires de ces terres sont également sous pression des impacts des changements climatiques et de l'urbanisation puisqu'il est prévu une augmentation de la durée et sévérité des sécheresses sur le territoire, traduite par un abaissement du niveau d'eau dans les cours d'eau. Ces derniers ont d'ailleurs fait part de leur inquiétude sur le risque de sécheresse agricole lors des consultations citoyennes effectuées par le COBAMIL (2014). Plus précisément, ils redoutent le manque d'eau disponible à l'irrigation ou pour le bétail en climat futur, d'autant plus justifiable lorsqu'on se réfère aux pourcentages des terres occupées par les cultures annuelles et pérennes mentionnés à la Figure 3-9. Sur ce territoire de la rive nord, les principales activités sont les cultures de maïs et de fourrages. Or, elles sont de très grandes consommatrices d'eau. En effet, il faut environ 454 litres d'eau pour produire un kilogramme de maïs et approximativement 238 litres d'eau pour les cultures de fourrages (Agriculture et Environnement, 2016). Malheureusement, il est difficile de répondre à ces craintes de stress hydrique agricole, car le territoire du COBAMIL ne dispose d'aucun inventaire sur les systèmes d'irrigation utilisés par les agriculteurs, ni les sources d'eau dans lesquelles ils puisent (COBAMIL, 2014). À Laval, selon les données de 2010 du MAPAQ (2012), 90% des terres agricoles seraient destinées à la culture végétale, très consommatrice en eau d'irrigation. Or, la quasi-totalité se situe sur le BV de la rivière des Mille Îles. Les 10% restant seraient alloués au bétail. Sur ce territoire aussi, aucune donnée sur les systèmes d'irrigation utilisés n'est indiquée. De même, la répartition de l'approvisionnement en eau de ces terres par les différentes sources à disposition, à savoir les rivières des Prairies et des Mille Îles, et les lacs des Deux Montagnes et Saint-Louis, n'est pas documentée. Ainsi, il est difficile d'établir un diagnostic précis de la quantité

d'eau nécessaire pour les pratiques agricoles du BV étudié, bien que ce milieu agricole exerce une pression considérable sur les prises d'eau potable lors des périodes d'étiage. En effet, par le passé, des agriculteurs ont déjà construit des barrages artisanaux illégaux pour rehausser le niveau des eaux de surface, et ainsi permettre l'irrigation de leurs terres. De telles pratiques ne font qu'accroitre la sensibilité des prises d'eau et les conflits d'usage (COBAMIL, 2014).

3.3.4 Pressions du milieu industriel

Au contraire des milieux urbains et agricoles, qui perturbent les aspects qualitatifs et quantitatifs des eaux de la rivière des Mille Îles, les industries présentes sur les rives nord et sud ne semblent pas menacer la rivière des Mille Îles d'une contamination microbiologique accrue. En effet, la quasi-totalité des industries déversent leurs eaux usées dans les réseaux d'égouts municipaux (Brouillette, 2007; COBAMIL, 2014). Ce faisant, elles sont théoriquement traitées par les ouvrages d'assainissement. A contrario, le milieu industriel, incluant les industries, commerces et institutions (ICI), est un autre grand consommateur d'eau potable, et peut ainsi être vu comme un autre facteur de risque anthropique en matière d'approvisionnement en eau potable. Plus particulièrement, les ICI qui engendrent la plus grande pression sur la quantité d'eau présente dans la rivière des Mille Îles sont celles étant munies d'importants systèmes de climatisation, de refroidissement et de réfrigération. Selon RÉSEAU Environnement (2011), 50% de la demande en eau des ICI serait imputable à ces systèmes. Or, ces derniers fonctionnent à plein régime lors des périodes de fortes chaleurs, lesquelles vont s'accentuer en climat futur. Les consommations en eau potable vont également s'accroitre dans ce type d'établissement. Or, la plupart des industries localisées sur le BV de la rivière des Mille Îles sont potentiellement assujetties à posséder ce genre de système. En effet, la rive nord concentre principalement des industries du secteur alimentaire, en particulier à Saint-Eustache, Sainte-Thérèse et Boisbriand, ainsi que dans les secteurs chimiques et métallurgiques, ces dernières étant situées à Sainte-Thérèse et Terrebonne (Fortin, G. R., 1999). De même, il faut noter la présence d'industries de fabrication de boisson. En particulier, les quatre brasseries situées sur le territoire du COBAMIL sont très consommatrices en eau, notamment les Brasseurs du Nord et Illimités, localisés respectivement à Blainville et Saint-Eustache. À titre d'exemple, les Brasseurs du Nord puisent en moyenne 420 000 hectolitres d'eau tout au long de l'année (COBAMIL, 2013). Sur la rive de Laval, les secteurs industriels les plus présents sont ceux de l'imprimerie, du textile, des vêtements, des meubles, des produits métalliques et alimentaires

(Ville de Laval, 2019). Ce faisant, cela atteste que le territoire possède de nombreuses industries dans des secteurs très consommateurs en eau, aussi bien pour leur procédé de fabrication que pour leurs systèmes de transfert de chaleur.

3.3.5 Autres usages et prélèvements d'eau du bassin versant de la rivière des Mille Îles : le secteur récréotouristique

Les eaux du bassin versant de la rivière des Mille Îles apportent de nombreux services aux habitants. Outre de leur assurer un approvisionnement en eau potable, elles contribuent au fonctionnement des activités économiques, industrielles, agricoles et d'élevage. Parmi l'ensemble des cours d'eau présents sur le territoire étudié, la rivière des Mille Îles se classe incontestablement comme le cours d'eau apportant le plus de services et de valeurs au territoire. En plus des usages et prélèvements cités précédemment, le secteur récréotouristique dépend également du plein potentiel des services de la rivière des Mille Îles.

En effet, la rivière dispose d'un bon potentiel aux activités nautiques en embarcations légères, comme le prouvent les nombreux services de location d'embarcation présents sur les rives nord et sud, outre le sentier navigable de 39 km tracé par la Fédération québécoise du canot et du kayak, et l'intégration de la rivière des Mille Îles à la Route bleue des voyageurs, créée par Éco-Nature (COBAMIL, 2013). De plus, on note la présence de deux Marinas sur la rive de Laval. Malheureusement, en raison de la forte variabilité de la qualité des eaux de la rivière des Mille Îles, principalement dues aux fortes pressions anthropiques retrouvées sur les rives septentrionales et de Laval, il existe peu de lieux favorables à la baignade. D'un point de vue de la contamination microbiologique, la baignade requiert une concentration en coliformes fécaux inférieure à 200 UFC/100ml. Ainsi, aucune plage ne se situe directement aux abords de la rivière des Mille Îles, bien qu'il soit possible de noter la présence d'accès direct à l'eau via des rampes, mises à l'eau ou quais publics (COBAMIL, 2013). Cependant, les habitants du territoire du COBAMIL ont fait part de leur envie de posséder des zones propices à la baignage directement dans la rivière des Mille Îles (COBAMIL, 2013). Enfin, la pêche constitue un autre usage direct de l'eau de la rivière, aussi bien en été qu'en hiver.

En plus de ces usages à contact direct et indirect, la rivière des Mille Îles dispose aussi d'usages à contact visuel, les principaux étant liés aux parcs riverains et à la pratique du golf (COBAMIL,

2013). En effet, plusieurs parcs et espaces verts sont directement présents sur les rives des Mille Îles, particulièrement au niveau du Parc de la rivière des Mille Îles. Les eaux de la rivière et la richesse de son écosystème favorisent le développement du tourisme, et des activités éducatives et de loisirs comme les randonnées pédestres ou à vélo (MELCC, 2019d). Les nombreux aménagements effectués depuis 2004 aux abords de la rivière des Mille Îles, notamment permis grâce au Fonds bleu (COBAMIL, 2013), prouvent une nouvelle fois l'importance du cours d'eau sur le territoire. Enfin, les maints terrains de golfs présents à proximité de la rivière des Mille Îles ou du lac des Deux Montagnes profitent également des services des cours d'eau. Cependant, ils constituent également des menaces pour les prises d'eau de surface de la rivière. En effet, les nombreux agents fertilisants épandus sur les terrains de golf sont responsables d'une pollution diffuse de la rivière qui contribue au processus d'eutrophisation, la période d'étiage y étant particulièrement propice. Aussi, le maintien de cette verdure resplendissante passe par une forte irrigation. Or, ces eaux d'irrigation sont pour la plupart directement prélevées dans les eaux souterraines ou les cours d'eau de surface, notamment la rivière des Mille Îles (COBAMIL, 2013). Considérant que la pratique du golf atteint son apogée en période estivale, là où les faibles débits sont les plus marqués, cette activité est à prendre en considération dans l'évaluation de la problématique des prélèvements d'eau sur le risque de stress hydrique.

Finalement, le secteur récréotouristique peut lui-même apparaître comme une pression supplémentaire, aussi bien du point de vue qualitatif que quantitatif, toutefois, à moindre échelle que les milieux urbains, industriels et agricoles.

3.4 Climat actuel et projeté

En climatologie, afin de prendre en compte la variabilité naturelle, il est recommandé de dresser le bilan climatique d'un territoire à partir de données météorologiques s'étendant sur une période minimum de trente ans. Au Canada, les normales climatiques 1981-2010 sont utilisées pour décrire les conditions climatiques moyennes en un endroit donné (Donnéesclimatiques.ca, 2019). Selon, les critères d'Environnement Canada (2019a), une station météorologique peut être retenue pour établir les normales climatiques d'un territoire si celle-ci dispose d'au moins quinze années de données sur cette période de trente ans. Sur le bassin versant étudié, la station de Sainte-Thérèse

Ouest[21] satisfait cette condition puisque cette dernière compte trente années de données mesurées pour les températures et vingt-neuf années pour les précipitations sur la période 1981-2010. Ce faisant, elle est propice à caractériser convenablement le climat historique du BV.

Aussi, compte tenu de l'étendue spatiale relativement limitée du BV et du fait qu'aucun relief dominant y soit présent, les conditions météorologiques observées sur le territoire sont relativement homogènes. Toutefois, les diverses occupations au sol sont à l'origine de microclimats, et de fait, quelques différences mineures peuvent subsister entre les municipalités du territoire. Celles-ci sont néanmoins supposées négligeables dans le cadre de ces travaux.

La Figure 3-10 indique les normales climatiques 1981-2010 de la station de Sainte-Thérèse Ouest, à savoir les températures quotidiennes mensuelles minimales, moyennes et maximales, ainsi que les précipitations mensuelles totales. Le Tableau 3-4 résume ces normales climatiques sur la base annuelle et saisonnière. Le Tableau 3-5 indique le nombre de jours où la température maximale quotidienne a été en deçà de 0°C, le nombre de jours où les hauteurs des précipitations étaient en dessus d'un certain seuil (0.2 ; 5 ; 10 ; 25 mm), ainsi que la date moyenne du dernier gel du printemps, premier gel d'automne et la durée moyenne de la saison de gel.

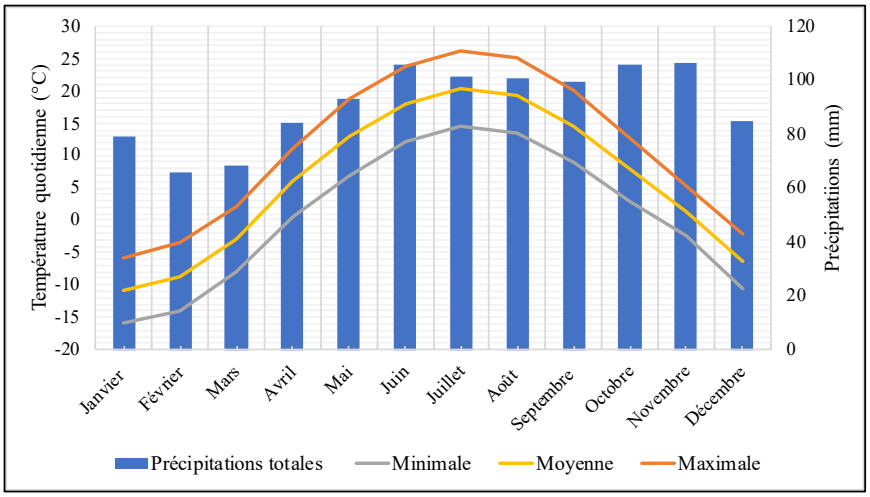

Figure 3-10 : Précipitations totales et températures quotidiennes mensuelles observées à la station de Sainte-Thérèse Ouest, période 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a)

[21] La station de Sainte-Thérèse Ouest a fermé en novembre 2010.

Tableau 3-4 : Température quotidienne moyenne, maximale et minimale et précipitations totales pour les différentes saisons selon les données de la station météorologique de Sainte-Thérèse Ouest, période de référence 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a)

	St-Thérèse Ouest				
Saison	**Température quotidienne (°C)**			**Précipitations totales (mm)**	**Proportion neige (%)**
	Moyenne	***Minimale***	***Maximale***		
Annuel	5,9	0,7	11,1	1094	16%
Hiver	-8,7	-13,5	-3,8	229	57%
Printemps	5,3	-0,1	10,7	245	13%
Été	19,2	13,3	25	308	0%
Automne	8	3,2	12,7	311	6%

Hiver = décembre, janvier, février ; Été = juin, juillet, août ;
Printemps = mars, avril, mai ; Automne = septembre, octobre, novembre

Tableau 3-5 : Normales climatiques de la station météorologique de Sainte-Thérèse Ouest, période de référence 1981-2010. Source : (Environnement Canada, 2019a)

	Saison				
Nombre de jours avec :	**Hiver**	**Printemps**	**Été**	**Automne**	**Année**
Tmax quotidienne < 0°C	64,6	11,7	0,0	4,9	81,2
Précipitations > 0,2 mm	42,4	40,6	40,2	42,9	166,1
Précipitations > 5 mm	15,3	16,7	17,6	17,9	67,5
Précipitations > 10 mm	6,8	8,2	10,6	10,7	36,3
Précipitations > 25 mm	0,8	1,2	2,6	2,2	6,9

Date moyenne du dernier gel du printemps	12-mai
Date moyenne du premier gel d'automne	25-sept
Durée moyenne de la période de gel	134 jours

Ces données sont en accord avec celles indiquées par le COBAMIL (2013), où la compilation d'observations météorologiques de huit stations du MDDELCC a servi à établir les normales climatiques 1981-2010 du territoire. Selon ces données, il est possible de voir une répartition relativement homogène des précipitations totales : les saisons hiver-printemps contribuent à 43% des précipitations totales annuelles, tandis que 57% de celles-ci surviennent en été-automne. Aussi, la durée moyenne de gel est relativement longue puisque les conditions de gel sont présentes 37% du temps à l'échelle annuelle. Enfin, les températures quotidiennes du territoire étudié sont représentatives du climat modéré subhumide de la région (COBAMIL, 2013), avec des écarts importants entre les saisons hivernale et estivale, tant sur les moyennes que sur les extrêmes.

Ces normales climatiques masquent la non-stationnarité climatique. Pourtant les changements climatiques ont déjà été ressentis à l'échelle régionale. Dans ce contexte, ces normales climatiques vont être amenées à changer à chaque nouvelle mise à jour, qui a lieu tous les dix ans. Les quelques résultats ci-dessous illustrent les changements attendus sur le territoire à partir des projections établies par Ouranos (2018), résumées dans le Tableau 3-6 et Tableau 3-7, et celles de ClimateData.ca (2019), résumées dans le Tableau 3-8. Ce tableau synthétise l'évolution du nombre de jours de gel, du nombre de jours où la température maximale est supérieure à 30°C, du nombre de jours où les précipitations quotidiennes totales sont supérieures à 1 mm, 10 mm et 20 mm, ainsi que l'évolution des précipitations maximales durant un jour. Cette information climatique correspond à la ville de Sainte-Thérèse, mais tel qu'indiqué au préalable, elle s'étend à l'ensemble du BV considérant l'hypothèse de l'homogénéité spatiale des conditions météorologiques sur le territoire.

Tableau 3-6 : Projections des températures et précipitations moyennes annuelles et saisonnières aux horizons futurs 2050 et 2080, référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (Ouranos, 2018)

Saison	**Moyenne variables climatiques**	**Horizon 2050**		**Horizon 2080**	
		RCP4.5	**RCP8.5**	**RCP4.5**	**RCP8.5**
Annuelle	Température	+1,3 à 3,3°C	+2,2 à 4,1°C	+1,7 à 4,2°C	+3,6 à 7,3°C
	Précipitations	+1,6 à 12,5%	+1,2 à 15,4%	+3,6 à 12,1%	+6,4 à 21,3%
Hiver	Température	+1,5 à 4,3°C	+2,6 à 5,2°C	+1,9 à 5,2°C	+4,4 à 8,6°C
	Précipitations	+1,3 à 28,3%	+3,6 à 31,4%	+7,2 à 27,4%	+15,7 à 43,0%
Printemps	Température	+1,2 à 3,1°C	+2,2 à 3,7°C	+1,8 à 4,0°C	+3,6 à 6,2°C
	Précipitations	+0,9 à 22,8%	+5,6 à 20,7%	+4,7 à 18,5%	+13,4 à 30,6%
Été	Température	+0,9 à 3,1°C	+2,0 à 4,4°C	+1,2 à 4,0°C	+3,0 à 7,7°C
	Précipitations	-4,9 à +7,7%	-6,6 à +12,6%	-4,5 à +8,7%	-15 à +13,6%
Automne	Température	+1,1 à 3,1°C	+3,1 à 4,1°C	+1,2 à 4,1°C	+3,0 à 7,0°C
	Précipitations	-1,5 à +15,4%	-3,7 à +13,6%	-10,6 à +15,8%	-4,4 à 20,1%

Horizon 2050 = période 2041-2070
Horizon 2080 = période 2071-2100

Tableau 3-7 : Projections des moyennes des températures minimales et maximales aux échelles annuelle et saisonnières pour les horizons futurs 2050 et 2080, référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (Ouranos, 2018)

		Horizon 2050		Horizon 2080	
Saison	**Température**	**RCP4.5**	**RCP8.5**	**RCP4.5**	**RCP8.5**
Annuelle	Minimale	+1,4 à 3,5°C	+2,5 à 4,4°C	+2,0 à 4,4°C	+4,1 à 7,5°C
	Maximale	+1,1 à 3,2°C	+2,0 à 4,1°C	+1,5 à 4,1°C	+3,2 à 7,0°C
Hiver	Minimale	+2,0 à 5,0°C	+3,2 à 6,2°C	+2,4 à 6,3°C	+5,5 à 10,1°C
	Maximale	+1,1 à 3,7°C	+2,0 à 3,7°C	+1,5 à 4,2°C	+3,5 à 7,2°C
Printemps	Minimale	+1,4 à 3,2°C	+2,6 à 3,8°C	+2,1 à 4,1°C	+4,2 à 6,2°C
	Maximale	+0,9 à 3,1°C	+1,7 à 3,7°C	+1,3 à 4,1°C	+2,9 à 6,2°C
Été	Minimale	+0,9 à 3,0°C	+1,9 à 4,2°C	+1,3 à 4,0°C	+3,2 à 7,2°C
	Maximale	+1,0 à 3,2°C	+1,9 à 4,6°C	+1,2 à 4,2°C	+2,8 à 8,1°C
Automne	Minimale	+1,1 à 3,1°C	+1,5 à 4,1°C	+1,3 à 4,1°C	+2,9 à 6,8°C
	Maximale	+1,3 à 3,3°C	+1,8 à 4,4°C	+1,3 à 4,4°C	+3,3 à 7,4°C

Horizon 2050 = période 2041-2070
Horizon 2080 = période 2071-2100

Tableau 3-8 : Évolution des nombres de jours de gel, où la température maximale est supérieure à 30°C, où les précipitations quotidiennes totales sont supérieures à 1 mm, 10 mm et 20 mm, ainsi que des précipitations maximales durant 1 jour; période 1970-2099; scénarios d'émissions RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5; référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (ClimateData.ca, 2019)

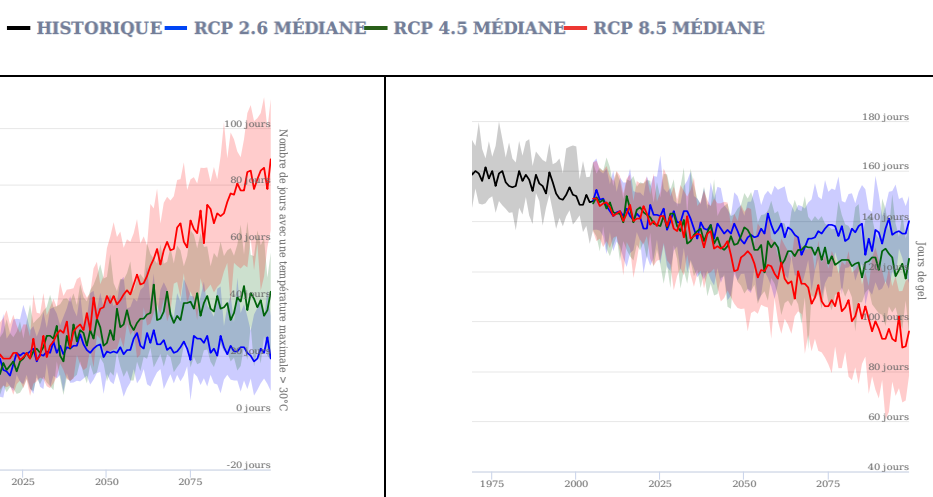

Figure 3-11 : Nombre de jours où la température maximale est supérieure à 30°C

Figure 3-12 : Nombre de jours de gel

Tableau 3-8 : Évolution des nombres de jours de gel, où la température maximale est supérieure à 30°C, où les précipitations quotidiennes totales sont supérieures à 1 mm, 10 mm et 20 mm, ainsi que des précipitations maximales durant 1 jour; période 1970-2099; scénarios d'émissions RCP2.6, RCP4.5 et RCP8.5; référentiel : ville de Sainte-Thérèse. Source : (ClimateData.ca, 2019) (suite)

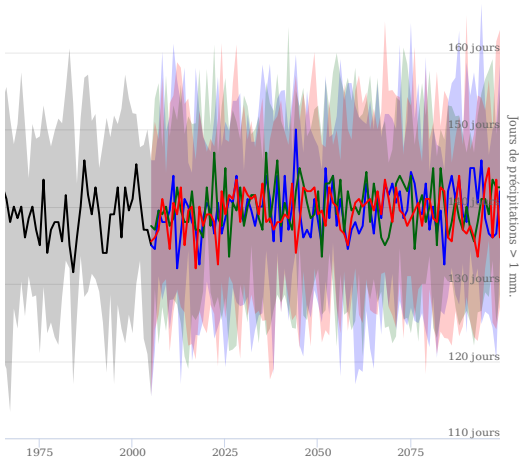

Figure 3-13 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 1 mm

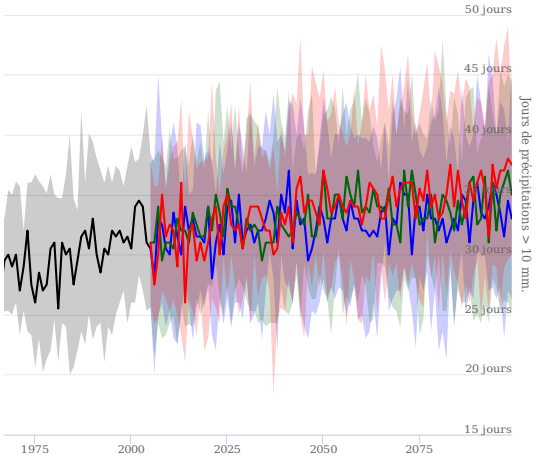

Figure 3-14 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 10 mm

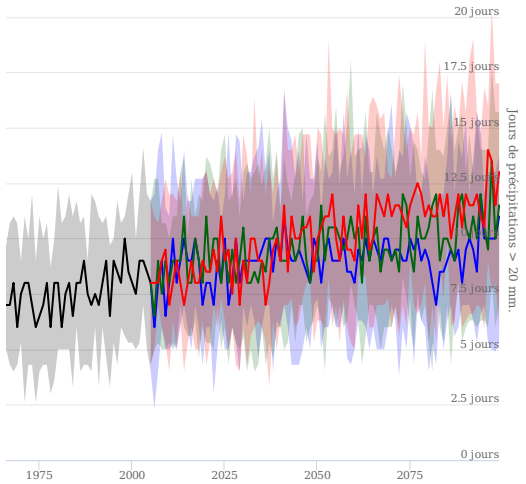

Figure 3-15 : Nombre de jours avec des précipitations quotidiennes totales supérieures à 20 mm

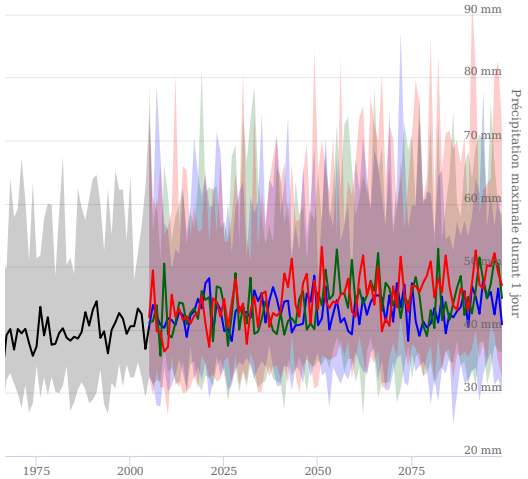

Figure 3-16 : Projections des hauteurs des précipitations maximales en un jour

En conformité avec les propos de la section 2.7, il est attendu un réchauffement annuel ainsi qu'une éventuelle évolution des précipitations totales annuelles. Cependant, il est difficile de conclure quant à une modification du nombre de jours pluvieux comme l'atteste la Figure 3-13. Les changements de ces variables climatiques sont davantage visibles à l'échelle des saisons. Pour l'hiver-printemps, il faut s'attendre à un accroissement des précipitations et des températures. Ce réchauffement hivernal se traduira par une profonde diminution du nombre de jours de gel. À l'été-automne, les précipitations totales pourront tout autant diminuer qu'augmenter, mais la hausse des températures est confirmée, en particulier celles des extrêmes, telle que l'illustre la croissance du nombre de jours où la température quotidienne maximale dépasse les 30°C. Aussi, la Figure 3-14, la Figure 3-15 et la Figure 3-16 reflètent les changements attendus sur les précipitations extrêmes, à savoir une augmentation des intensités et de leur contribution à la quantité d'eau précipitée au cours de l'année.

3.5 Démographie actuelle et projetée

3.5.1 Démographie actuelle

Le BV de la rivière des Mille Îles offre des conditions de vie très attrayantes comme le témoignent les nombreuses valeurs de la rivière, économiques, naturelles et culturelles, auxquelles sont attachés les habitants du territoire des Mille Îles (COBAMIL, 2013). Plus particulièrement la démographie actuelle, mise en avant par l'urbanisation et l'industrialisation des rives nord et sud, tire ses origines du développement ferroviaire et des infrastructures routières, qui ont permis le désengorgement de la ville de Montréal et l'extension urbaine sur la partie Nord de la région métropolitaine. Aujourd'hui, la démographie sur la ville de Laval est estimée à 432 858 habitants (Institut de la statistique du Québec, 2019b), tandis que sur le territoire du COBAMIL, celle-ci s'élevait au nombre de 435 401 personnes lors de l'année 2013 (COBAMIL, 2013). Étant donné que toute cette population n'est pas rattachée au BV de la rivière des Mille Îles, et plus particulièrement aux systèmes d'approvisionnement en eau potable de la rivière des Mille Îles, le nombre de personnes incluses dans les municipalités desservies a été estimé à partir des données de Statistique Canada (2017). Les résultats sont visibles dans le Tableau 3-9. Il importe de noter la présence d'incertitudes sur le chiffrage de la population lavalloise desservie par la station de Sainte-Rose. En effet, en raison des travaux actuellement en cours sur cette station, il est difficile de savoir

précisément les futures municipalités lavalloises qui seront approvisionnées depuis l'usine de Sainte-Rose. Dans le doute, toute la population de ces municipalités intégrées en partie ou en totalité dans le schéma d'approvisionnement en eau potable passé de cette station a été prise en considération. Enfin, respectivement 64% et 98% de la surface au sol des villes de Mirabel et de Terrebonne est comprise dans le territoire du COBAMIL (2013). La démographie indiquée dans le Tableau 3-9 n'est pas la population réellement dépendante de la rivière des Mille Îles, mais celle recensée sur les municipalités en 2011 et 2016. À l'horizon futur, les schémas d'approvisionnement en eau potable sont susceptibles de changer, et une plus grande partie de la population de ces municipalités pourrait dépendre de la rivière des Mille Îles.

Tableau 3-9 : Population sur les municipalités desservies par les prises d'eau de la rivière des Mille Îles pour les années 2011 et 2016. Source : (Statistique Canada, 2017)

Région administrative	Municipalité	Population en 2011	Population en 2016	Variation 2011-2016
Laval	Sainte-Rose	35176	36726	4,4%
	Auteuil	26783	26896	0,4%
	Saint-François	17997	18563	3,1%
	Vimont	30808	33503	8,7%
	Duvernay	30639	40974	33,7%
	Total rive de Laval	***141403***	***156662***	***10,8%***
Lanaudière	Mascouche	42491	46692	9,9%
Laurentides	Deux-Montagnes	17552	17496	-0,3%
	Sainte-Marthe-sur-le-lac	15689	18074	15,2%
	Saint-Eustache	44154	44008	-0,3%
	Sainte-Thérèse	26025	25989	-0,1%
	Rosemère	14293	13958	-2,3%
	Mirabel (*)	41957	50513	20,4%
	Blainville	53510	56863	6,3%
	Boisbriand	26816	26884	0,3%
	Bois-des-Filion	9485	9636	1,6%
	Lorraine	9479	9352	-1,3%
	Terrebonne (**)	106322	111575	4,9%
	Total rive nord	***407773***	***431040***	***5,7%***
	Total	**549176**	**587702**	**7%**
	Répartition rive de Laval	26%	27%	
	Répartition rive nord	74%	73%	

(*) 64% de la municipalité de Mirabel est intégrée au territoire du COBAMIL
(**) 98% de la municipalité de Terrebonne est intégrée au territoire du COBAMIL

Sur la base des résultats du Tableau 3-9, les municipalités incluses en totalité ou en partie au BV de la rivière des Mille Îles étaient terre d'accueil de 549 176 personnes en 2011 et de 587 702 personnes en 2016, soit une augmentation de 7 % de la démographie des municipalités du BV sur la période 2011-2016. Aussi, la répartition de la démographie sur le BV n'a guère changé entre 2011 et 2016. La rive nord recense trois quarts de la population du BV, tandis que le quart restant occupe la rive sud de la rivière. Enfin, il importe de noter que cette population se concentre majoritairement aux abords de la rivière des Mille Îles. Sur la rive nord en particulier, les municipalités les plus peuplées sont celles de Terrebonne, Blainville et Saint-Eustache.

3.5.2 Démographie projetée

Il est relativement difficile d'estimer avec précision la future population des municipalités du BV, car de nombreux facteurs sociaux, politiques, économiques, environnementaux et climatiques entrent en considération. Ceci se manifeste par les révisions effectuées sur les perspectives démographiques établies par l'Institut de la statistique du Québec. En effet, les perspectives démographiques indiquées dans l'édition 2019 ont été revues à la baisse par rapport à la précédente édition de 2014. Cependant, dans toutes les éditions, l'ensemble des facteurs de croissance démographique sont favorables pour les régions de Laval, de Lanaudière et des Laurentides, dans lesquelles sont incluses les municipalités du BV étudié. Enfin, parmi les quinze municipalités régionales de comté du Québec, ces trois régions administratives sont celles qui présentent les plus fortes tendances de croissance, et c'est pour ces régions également que les projections en matière de croissance démographique sont les plus importantes. De fait, les pressions anthropiques vont s'accentuer à l'horizon futur. Combinées aux pressions climatiques, la rivière des Mille Îles et ses prises d'eau potable seront potentiellement de plus en plus vulnérables si aucune adaptation n'est planifiée dès à présent. Le Tableau 3-10 indique les variations estimées par l'Institut de la statistique du Québec pour le scénario de référence, sur les périodes 2011-2036 (Institut de la statistique du Québec, 2014) et 2016-2041 (Institut de la statistique du Québec, 2019a). Les données sur la population des années 2011 et 2016 sont celles indiquées par Statistique Canada (2017). Il importe de noter qu'une variation homogène a été supposée à l'intérieur de chaque région administrative, c'est-à-dire que chaque municipalité suit le même taux d'évolution que celui indiqué pour la région administrative dans laquelle elle est incluse.

Tableau 3-10 : Perspectives démographiques sur les municipalités des régions administratives de Laval, de Lanaudière et des Laurentides incluses dans le BV de la rivière des Mille Îles

Région administrative	Municipalité	Population en 2011 (a)	Population en 2016 (a)	Variation 2011-2036 (b)	Population projetée en 2036	Variation 2016-2041 (c)	Population projetée en 2041
Laval	Sainte-Rose	35176	36726	30,7%	45975	22%	44953
	Auteuil	26783	26896		35005		32921
	Saint-François	17997	18563		23522		22721
	Vimont	30808	33503		40266		41008
	Duvernay	30639	40974		40045		50152
	Total rive de Laval	***141403***	***156662***	***30,7%***	***184814***	***22%***	***191754***
Lanaudière	Mascouche	42491	46692	30,6%	55493	18%	55190
Laurentides	Deux-Montagnes	17552	17496	27,7%	22414	22%	22342
	Sainte-Marthe-sur-le-lac	15689	18074		15689		23080
	Saint-Eustache	44154	44008		56385		56198
	Sainte-Thérèse	26025	25989		33234		33188
	Rosemère	14293	13958		18252		17824
	Mirabel (*)	41957	50513		53579		64505
	Blainville	53510	56863		68332		72614
	Boisbriand	26816	26884		34244		34331
	Bois-des-Filion	9485	9636		12112		12305
	Lorraine	9479	9352		12105		11943
	Terrebonne (**)	106322	111575		135773		142481
	Total rive nord	***407773***	***431040***	***28,0%***	***517613***	***27%***	***546002***
	Total	**549176**	**587702**	**28%**	**702426**	**26%**	**737757**
	Répartition rive de Laval	26%	27%		26%		26%
	Répartition rive nord	74%	73%		74%		74%

(*) 64% de la municipalité de Mirabel est intégrée au territoire du COBAMIL
(**) 98% de la municipalité de Terrebonne est intégrée au territoire du COBAMIL
(a) Données de recensement indiquées par Statistique Canada
(b) Données de l'édition 2014 (Source : Institut de la statistique du Québec)
(c) Données de l'édition 2019 (Source : Institut de la statistique du Québec)

De ces projections, il ressort que, sous le scénario de référence, le BV de la rivière des Mille Îles pourrait accueillir potentiellement environ 130 000 personnes supplémentaires de 2016 à 2041. De toute évidence, une telle variation démographique bouleversera l'occupation au sol et les répartitions des milieux urbains, agricoles et industriels sur le BV.

CHAPITRE 4 ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ FACE AU RISQUE DE PÉNURIE D'EAU

4.1 Contexte et objectif

Ce chapitre réfère au premier objectif de cette étude, à savoir l'évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable (PEP) de la rivière des Mille Îles au risque d'insuffisance en eau pendant la période estivale. Pour rappel, l'insuffisance en eau est le terme générique désignant un niveau d'eau tel que le captage de l'eau de la rivière par la PEP soit impossible à réaliser. Ce niveau d'eau inférieur limite est le niveau critique de la PEP (H_c). La période estivale adoptée pour ces travaux est celle définie par le CEHQ. Elle s'étend du 1er juin au 31 octobre. Les statistiques d'étiage sont calculées sur cette période. Puisque la rivière des Mille Îles n'est pas sujette à des problèmes d'étiages hivernaux, par la suite, le terme d'étiage sous-entendra l'étiage estival.

La Figure 4-1 présente les PEP et les stations hydrométriques de la rivière des Mille Îles considérées dans cette partie des travaux de recherche.

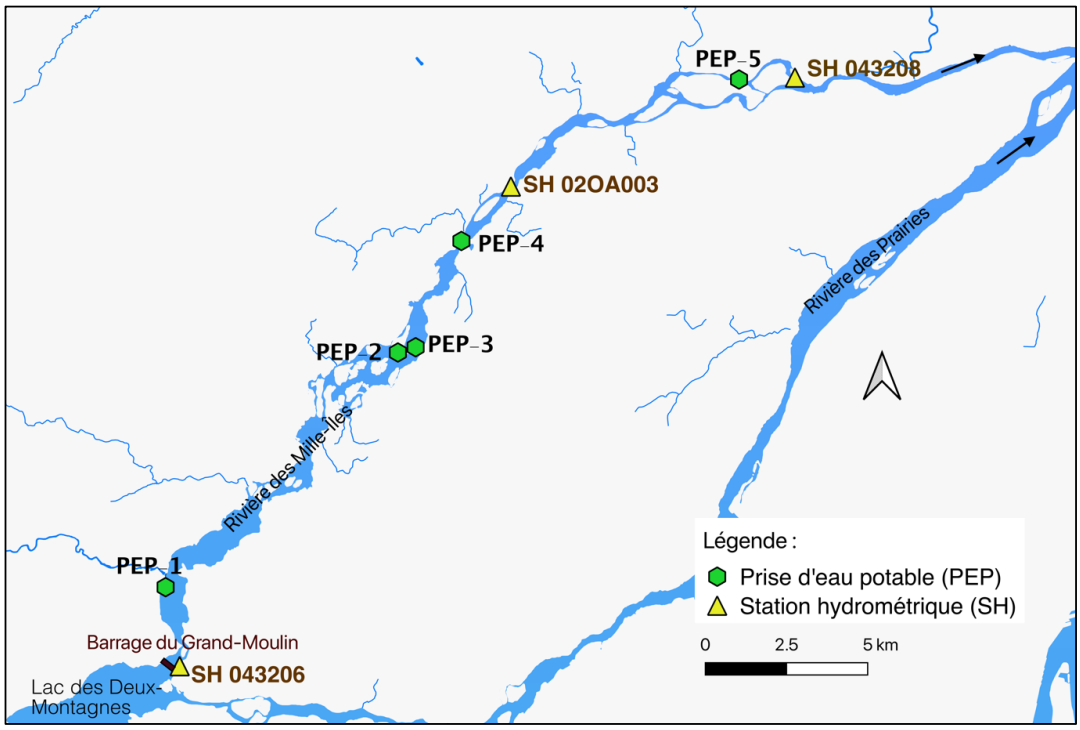

Figure 4-1 : Localisation des PEP et des stations hydrométriques de la rivière des Mille Îles

4.2 Évaluation de la vulnérabilité de la prise d'eau potable au risque de pénurie d'eau

4.2.1 Méthodologie

La Figure 4-2 présente les grandes catégories de données nécessaires à déterminer, tandis que la Figure 4-3 expose succinctement les étapes de la méthodologie adoptée pour analyser la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau.

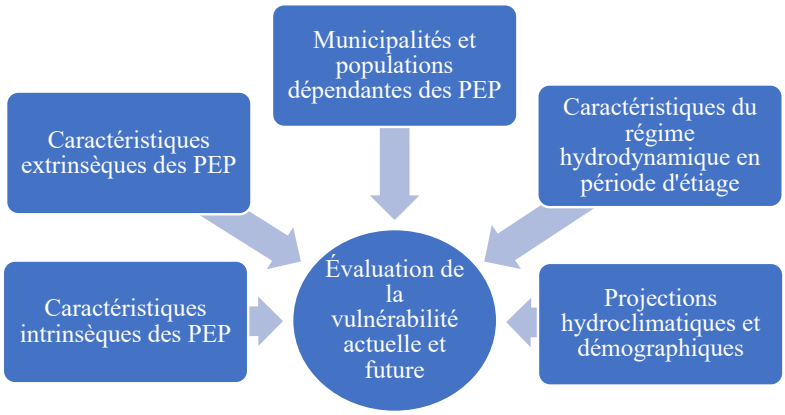

Figure 4-2 : Catégories de données à déterminer pour conduire l'analyse de vulnérabilité sur le risque d'insuffisance en eau

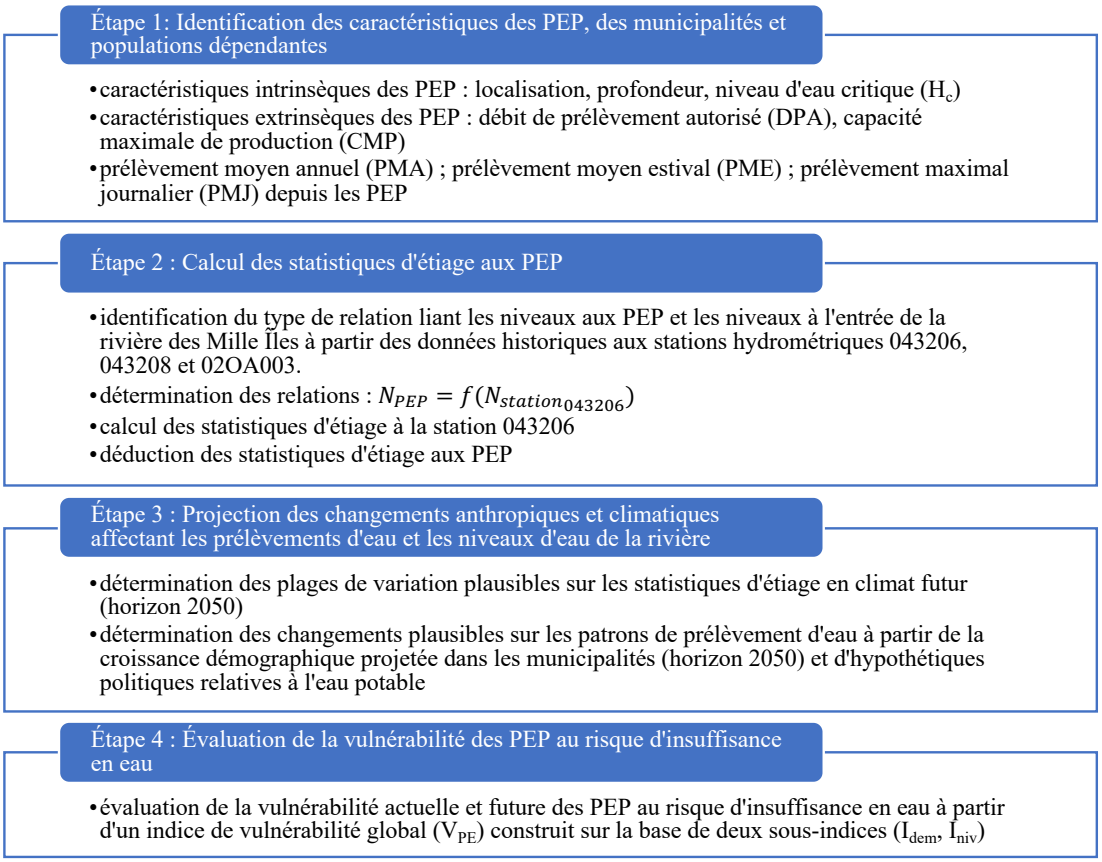

Figure 4-3 : Démarche par étapes de l'évaluation de la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau

4.2.2 Étape 1 : identification des caractéristiques des PEP, des municipalités et populations dépendantes

Les caractéristiques intrinsèques des PEP renvoient à leur localisation, leur profondeur et leur niveau d'eau critique (H_c), tandis que les caractéristiques extrinsèques comprennent le débit de prélèvement autorisé (DPA) et la capacité maximale de production (CMP) des usines de production d'eau potable. Toutes ces informations proviennent directement des municipalités, certaines devant rester confidentielles.

Les données du MELCC (2019e) ont permis de connaître les municipalités et populations dépendantes des PEP. Le nombre d'habitants associé à chacune des PEP correspond aux chiffres de recensement de 2016. Les données sur le prélèvement d'eau brute à la PEP nous ont été

communiquées par les municipalités. Elles prennent en compte les prélèvements effectués de 2013 à 2017 inclus. Pour certaines PEP, les prélèvements sont à l'échelle journalière, pour d'autres, à l'échelle mensuelle. Ces données ont permis de calculer le prélèvement moyen annuel (PMA), estival (PME) et le prélèvement journalier maximal (PMJ) sur la période 2013-2017. Pour les PEP où seuls les prélèvements mensuels étaient connus, le prélèvement journalier maximal a été calculé à partir de la formule de Goodrich, recommandée par Brière (2012). La méthode consiste à appliquer un facteur de pointe au prélèvement moyen annuel (PMA). Le facteur de pointe a été calculé selon la formule de Goodrich (équation 5.1) :

$$p = 180 * t^{-0,10} \tag{4.1}$$

Avec p, le facteur de pointe exprimé en pourcentage, et, t, la période de référence exprimée en jours.

Cette formule permet de calculer le facteur de pointe pour différentes durées consécutives. Dans cette étude, une période d'un jour a été considérée. Ce faisant, le facteur de pointe journalier correspondant vaut **1.8**.

En comparant cette valeur à des facteurs de pointe connus de municipalités québécoises, il importe de mentionner que cette valeur est semblable au facteur de pointe maximal répertorié. Par exemple, sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles, le plus grand facteur de point journalier enregistré entre 2013 et 2017 est 1.7. Ainsi, tout en restant réaliste, cette valeur permet de se placer dans des conditions de « sécurité ».

Le Tableau 4-1 présente le nombre d'habitants dépendants des PEP de la rivière des Mille Îles en 2016, le prélèvement moyen annuel (PMA), le prélèvement moyen estival (PME) et le prélèvement maximal journalier (PMJ) sur la période 2013-2017, ainsi que les débits de prélèvement maximal autorisé (DPA) et les capacités maximales de production (CMP). Les DPA affichés dans le Tableau 4-1 correspondent à la moyenne des DPA de 2013 à 2017. Les PMJ estimés à partir de la formule de Goodrich sont encadrés en jaune.

Tableau 4-1 : Nombre d'habitants desservis par les PEP en 2016, les prélèvements moyen annuel (PMA), moyen estival (PME) et maximal journalier (PMJ) sur la période 2013-2017, les débits de prélèvement maximal autorisé (DPA) aux PEP de la rivière des Mille Îles et les capacités maximales de production (CMP)

	Nombre d'habitants desservis	PMA (m^3/j)	PME (m^3/j)	PMJ (m^3/j)	DPA (m^3/j)	CMP (m^3/j)
PEP_1	40 000	24 512	25 463	41 619	Pas de limite	56 000
PEP_2	116 891	63 778	68 889	114 800	23 680 674	121 200
PEP_3	117 374	46 768	52 147	76 900	--	109 728
PEP_4	33 245	--	--	--	--	35 000
PEP_5	111 668	55 274	62 145	90 120	120 000	120 000

4.2.3 Étape 2 : calcul des statistiques d'étiage aux PEP

Les caractéristiques du régime hydrodynamique en période d'étiage réfèrent aux statistiques d'étiage estival. Comme mentionné dans la section 3.1.3, la rivière des Mille Îles compte quatre stations hydrométriques en service, mais seules les données de trois d'entre elles ont été utilisées (voir Figure 4-1). Toutes mesurent les niveaux d'eau, et seule la station 02OA003 permet une mesure des débits. Le Tableau 4-2 résume les stations hydrométriques utilisées, leur numéro d'identification et leur organisme responsable, les paramètres mesurés, ainsi que les périodes de données des niveaux d'eau disponibles.

Tableau 4-2 : Stations hydrométriques utilisées dans l'évaluation du risque d'insuffisance en eau et périodes de données des niveaux d'eau disponibles

Stations hydrométriques	**N° station (organisme responsable)**	**Paramètres mesurés**	**Période de données des niveaux d'eau**
Barrage du Grand-Moulin (aval)	043206 (CEHQ)	Niveaux	01/10/1999 – 23/09/2019
Bois-des-Filion	02OA003 (Environnement Canada)	Débits, Niveaux	01/03/1961-31/12/1978 et 01/01/2000-31/12/2018
Barrage des Moulins (Terrebonne)	043208 (CEHQ)	Niveaux	01/10/1982 – 23/09/2019

Le modèle hydrodynamique de la rivière des Mille Îles étant calibré et validé sur les niveaux d'eau, les statistiques d'étiage d'intérêt (cf. Tableau 4-3) ont été établies sur cette variable.

Tableau 4-3 : Statistiques d'étiage estival utilisées pour l'analyse et leur signification

Indice d'étiage estival	**Signification**
N_7min2_E	Niveau moyen sur 7 jours [N_7] minimal annuel [min] de récurrence de 2 ans [2] à l'été [E]
N_7min10_E	Niveau moyen sur 7 jours [N_7] minimal annuel [min] de récurrence de 10 ans [10] à l'été [E]
$N_{30}min5_E$	Niveau moyen sur 30 jours [N_{30}] minimal annuel [min] de récurrence de 5 ans [5] à l'été [E]

Les PEP ne disposant d'aucune jauge de mesure des niveaux d'eau, les statistiques d'étiage estival au niveau des PEP ont été estimées selon la procédure exposée dans la Figure 4-4.

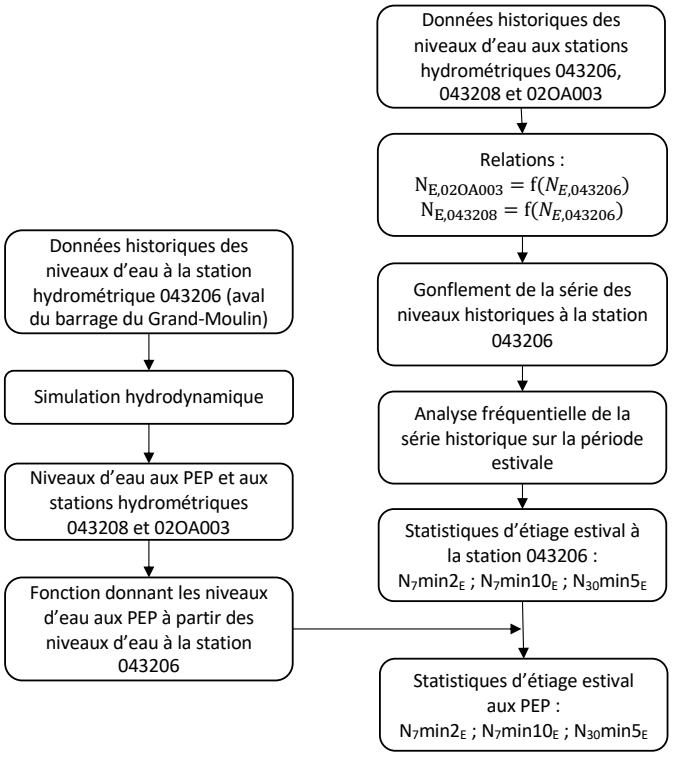

Figure 4-4 : Procédure de calcul des statistiques d'étiage estival aux PEP

4.2.3.1 Identification des relations liant les niveaux d'eau aux PEP aux niveau d'eau à la station 043206

Le modèle hydrodynamique de la rivière des Mille Îles a été calibré à partir des données de niveaux d'eau de la période 2014-2017, puis validé à partir des données de 2018 à 2019. Pour de plus amples renseignements sur la construction du modèle hydrodynamique, développé sur le logiciel Delft3D, on réfère le lecteur aux travaux d'Irakiza Shyaka (2019). Étant donné la puissance informatique nécessaire pour faire fonctionner le modèle et du temps imparti pour ces travaux de recherche, il n'a pas été possible de simuler l'ensemble de la période historique où les niveaux d'eau à l'entrée de la rivière des Mille Îles (station hydrométrique 043206) étaient disponibles. Ainsi, afin de pouvoir déterminer les statistiques d'étiage aux PEP, il a été décidé de construire des relations permettant de déduire les niveaux aux PEP à partir des niveaux d'eau à la station 043206, située en aval du barrage du Grand-Moulin. Ces relations ont été établies par une simulation hydrodynamique à partir des données estivales des années 2001, 2003, 2004, 2009, 2010, 2015,

2016 et 2017, qui comprennent notamment les plus faibles séries de débits estivaux enregistrés. Il est évident que ces relations présentent d'importantes incertitudes : erreurs dans les données d'entrée, erreurs lors de la modélisation, dans le traitement, etc. Il est important de noter que l'utilisation de ces relations ne peut se faire que dans leur plage de validité, à savoir lorsque les niveaux d'eau à la station 043206 sont inclus dans l'intervalle [21.08 ; 22.69] (m). L'analyse graphique (voir Annexe A) révèle également que leur pouvoir de prédiction est faible pour les niveaux minimaux extrêmes (<21.14 m) et pour les niveaux d'eau estivaux élevés (>22.20 m).

De même, l'interprétation des résultats doit tenir compte du fait que les niveaux d'eau simulés par le modèle hydrodynamique au niveau des PEP ne peuvent présentement pas être comparés aux niveaux réels, car il n'y a aucune station hydrométrique mesurant le niveau d'eau à l'une des PEP.

De plus, compte tenu que les relations entre les stations hydrométriques situées sur la rivière des Mille Îles sont d'ordre linéaire (cf. section suivante), on supposera que c'est également le cas pour les relations liant les niveaux d'eau aux PEP aux niveaux d'eau à la station hydrométrique 043206.

Finalement, sous ces conditions, les relations entre les PEP et la station hydrométrique 043206 ont été établies, et résumées dans le Tableau 4-4, où est également affiché le coefficient de détermination de chacune des relations.

Tableau 4-4 : Fonctions permettant de connaitre les niveaux d'eau aux PEP à partir des niveaux d'eau à la station hydrométrique 043206 et leur coefficient de détermination

	Relation $N_{PEP} = f(N_{SH_{043206}})$	**Coefficient de détermination (R^2)**
PEP_1	$1.6485 \times N_{SH_{043206}} - 15.4240$	0.986
PEP_2	$1.3098 \times N_{SH_{043206}} - 8.4569$	0.979
PEP_3	$1.2982 \times N_{SH_{043206}} - 8.2113$	0.979
PEP_4	$1.2692 \times N_{SH_{043206}} - 7.5947$	0.979
PEP_5	$0.7089 \times N_{SH_{043206}} + 0.3083$	0.972

4.2.3.2 Calcul des statistiques d'étiage à l'entrée de la rivière des Mille Îles (station 043206)

Afin de pouvoir parvenir à l'objectif final qui est de calculer les statistiques d'étiage aux PEP, il a été nécessaire de déterminer au préalable les statistiques d'étiage à l'entrée de la rivière des Mille

Îles (station hydrométrique 043206). Il est évident que les travaux d'écrêtage du seuil en 2011 ont modifié le régime hydrodynamique de la rivière en période d'étiage et possiblement entrainé la non-homogénéité des séries historiques des niveaux d'eau (MELCC, 2019b), donc la non-stationnarité du phénomène d'étiage. Puisqu'en ce jour, nous disposons de sept années de mesure des niveaux d'eau depuis les travaux d'écrêtage du seuil, il est par ailleurs impossible d'appliquer le test d'homogénéité de Wilcoxon, qui requière un minima de dix ans de données. Ce dernier est l'un des plus utilisés et aurait pu servir à justifier ces propos. Ainsi, il a été décidé de calculer les statistiques d'étiage estival à partir des niveaux d'eau historiques mesurés antérieurement à l'année 2010 (incluse).

Les niveaux d'eau à la station hydrométriques 043206 ont commencé à être enregistrés à partir d'octobre 1999. Ainsi, cette station dispose de 11 années de mesure en période estivale (2000 à 2010). Afin d'être plus précis dans le calcul des statistiques d'étiage estival, cette série historique a été gonflée en connaissance des niveaux d'eau aux stations hydrométriques 02OA003 et 043208 et des relations liant les niveaux d'eau à ces stations hydrométriques aux niveaux d'eau mesurés à la station hydrométrique 043206.

4.2.3.2.1 Relations entre les stations hydrométriques 02OA003 et 043208 et la station hydrométrique 043206

La période 2000-2018 est la plus grande période commune à ces trois stations hydrométriques. Les relations sur les niveaux d'eau entre les stations hydrométriques ont été faites sur la base des données estivales mesurées des années 2000 à 2018. La Figure 4-5 montre la relation liant les niveaux d'eau de la station hydrométrique 02OA003 aux niveaux d'eau de la station hydrométrique 043206, tandis que la Figure 4-6 montre la relation liant les niveaux d'eau de la station hydrométrique 043208 aux niveaux d'eau de la station hydrométrique 043206.

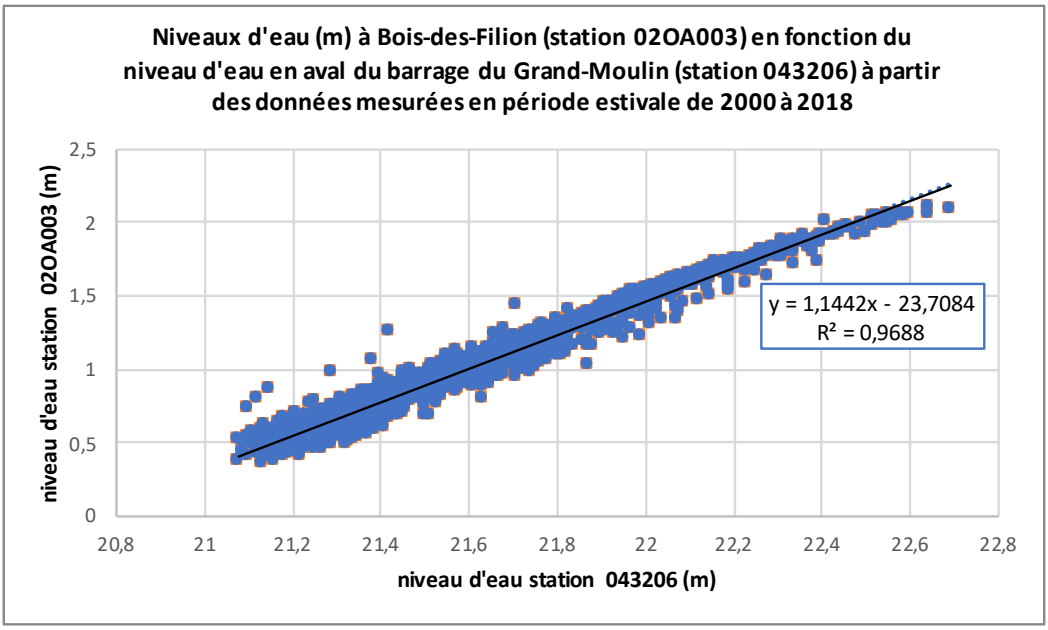

Figure 4-5 : Relation entre les niveaux d'eau aux stations hydrométriques 02OA003 et 043206

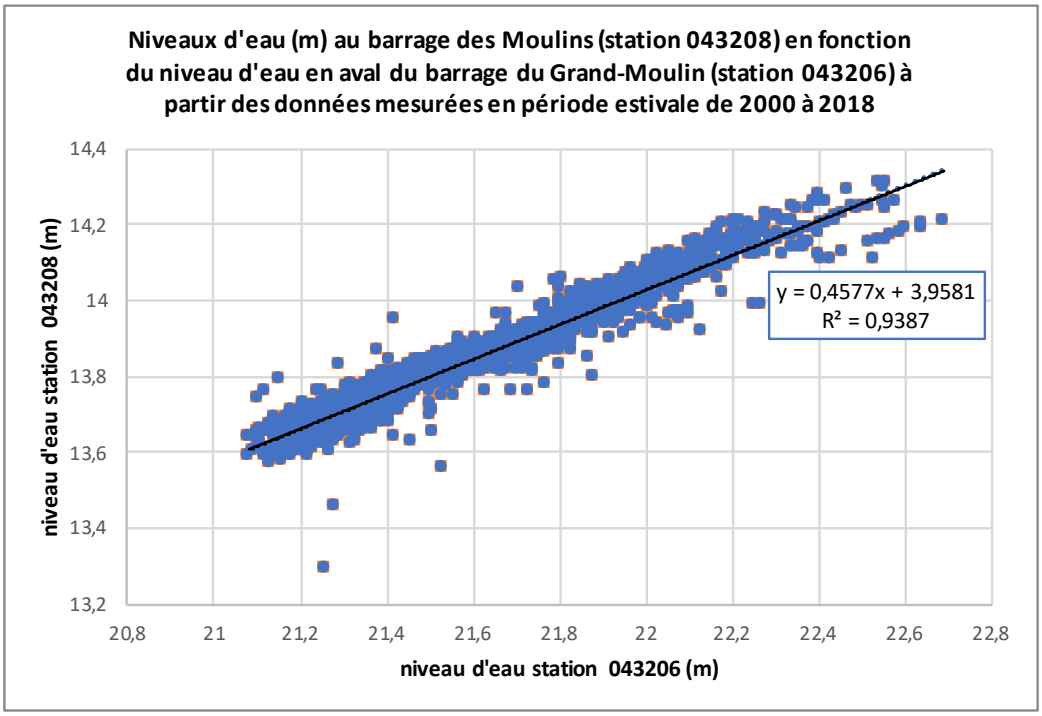

Figure 4-6 : Relation entre les niveaux d'eau aux stations hydrométriques 043208 et 043206

Ces deux figures précédentes mettent en avant une dépendance fortement linéaire entre les niveaux d'eau observés aux stations hydrométriques, ce qui se traduit par des coefficients de détermination de valeur très élevée. Ainsi, ces relations peuvent judicieusement être exploitées pour gonfler la série des niveaux d'eau à la station 043206 puisqu'on dispose davantage de données pour les stations hydrométriques situées plus en aval. Compte tenu que le coefficient de détermination de la relation $N_{E,02OA003} = f(N_{E,043206})$ soit supérieur à celui de la relation $N_{E,043208} = f(N_{E,043206})$, la première relation a été privilégiée à la seconde dans l'estimation des niveaux d'eau à l'entrée de la rivière des Mille Îles lorsque les données à la station hydrométrique 043206 étaient absentes. D'où l'algorithme suivant pour construire une longue série de données de niveaux d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206) :

- Si pas de donnée à la station hydrométrique 043206
    - Si donnée disponible à la station hydrométrique 02OA003, alors prendre le niveau estimé par la relation $N_{E,043206} = f(N_{E,02OA003})$
    - Sinon prendre le niveau estimé par la relation $N_{E,043206} = f(N_{E,043208})$ à partir du niveau disponible à la station hydrométrique 043208.
- Sinon, prendre la donnée réellement mesurée à la station hydrométrique 043206

Par cette méthode, il a été possible de construire une série des niveaux d'eau à la station hydrométrique 043206 qui compte 43 années de périodes estivales (1er juin-31 octobre). Plus précisément, les années considérées sont celles de 1962 à 1978, de 1983 à 1991, de 1993 à 1994, et de 1996 à 2010 (bornes incluses).

La Figure 4-7 représente les niveaux d'eau moyens sur 7 (orange) et 30 (bleu) jours minimal à l'été, en aval du barrage du Grand-Moulin, pour ces 43 années de mesures.

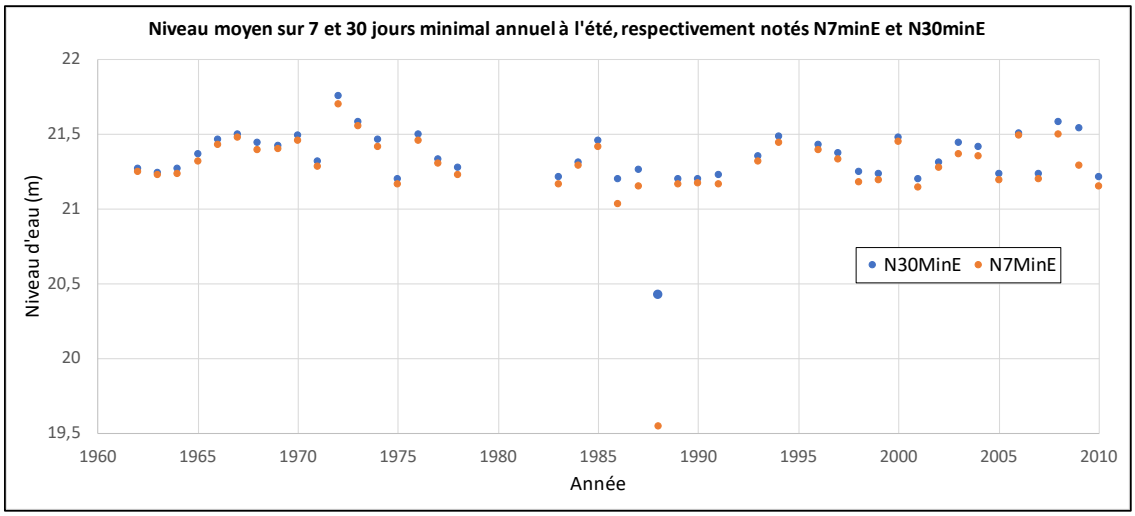

Figure 4-7 : Niveau moyen sur 7 et 30 jours minimal annuel à l'été, respectivement notés N_7min_E et $N_{30}min_E$

4.2.3.2.2 Calculs des statistiques d'étiage estival à la station hydrométrique 043206

Le régime de la rivière des Mille Îles étant influencé par divers ouvrages anthropiques situés dans son propre bassin versant et dans le bassin versant des Outaouais, les statistiques d'étiage estival ont été déterminées à partir des fréquences empiriques. Un calcul à partir d'une distribution statistique aurait ajouté une source d'incertitude supplémentaire quant à l'identification de la distribution statistique des niveaux d'étiage estival. Sur le continent nord-américain, les formules de probabilités empiriques les plus couramment utilisées sont les formules de Cunnane (1978) et de Weibull (1939). Elles présentent l'avantage d'être indépendantes de la distribution parente des niveaux d'eau moyens minimaux sur 7 et 30 jours. Leur expression apparait dans le Tableau 4-5.

Tableau 4-5 : Expressions des formules de probabilité empirique de Weibull et de Cunnane

Formule de Weibull	$\frac{i}{n+1}$	Avec : - ***i*** le rang de la valeur échantillonnée - ***n*** la taille de l'échantillon
Formule de Cunnane	$\frac{i-0{,}4}{n+0{,}2}$	

La formule de Cunnane (1978) a toutefois été retenue puisqu'elle est peu influencée par la distribution réelle des niveaux minimums d'étiage en été comparativement à la formule de Weibull

(1939) (Fortin, V., 1994). Néanmoins, les résultats obtenus sur les statistiques d'étiage d'intérêt sont quasi-identiques avec les deux formules comme l'atteste le Tableau 4-6.

Tableau 4-6 : Statistiques d'étiage estival (N_7min2_E, N_7min10_E, $N_{30}min5_E$) à la station 043206 obtenues à partir des formules de probabilité empirique de Cunnane et de Weibull

	Cunnane	*Weibull*
N_7min10_E	21.141	21.141
N_7min2_E	21.281	21.281
$N_{30}min5_E$	21.219	21.216

Il est important de souligner que les valeurs des statistiques d'étiage ci-dessus sont comprises dans l'intervalle de validité des relations préalablement construites.

La Figure 4-8 et Figure 4-9 indiquent respectivement le niveau d'eau minimal sur 7 jours consécutifs en été et sur 30 jours consécutifs en été à l'aval du barrage du Grand-Moulin en fonction de la période de retour, exprimée en années.

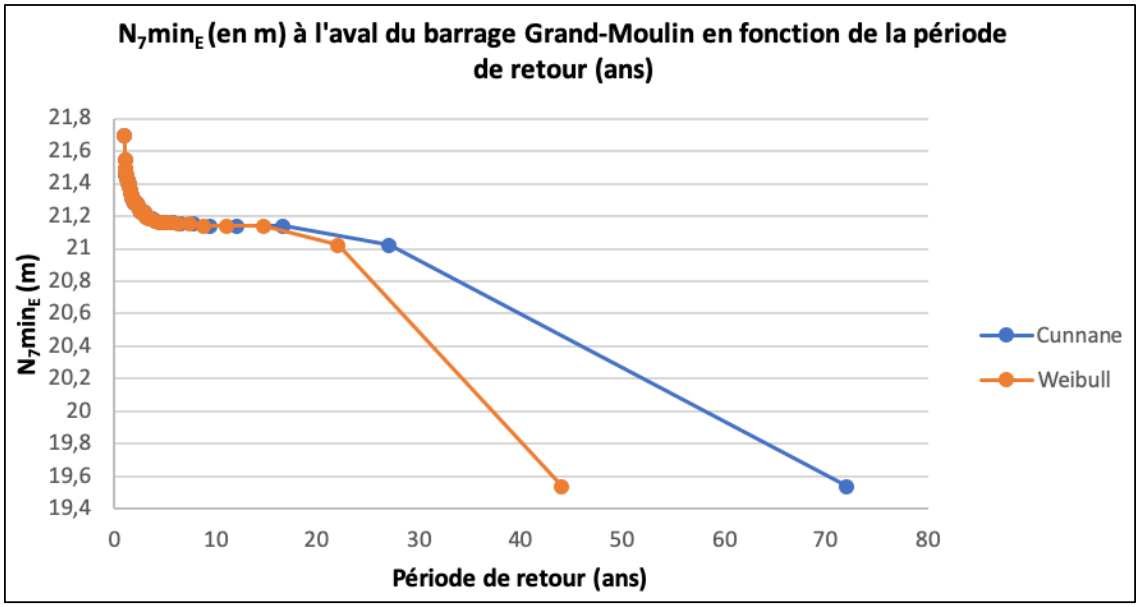

Figure 4-8 : Niveau minimal sur 7 jours consécutifs en été en aval du barrage du Grand-Moulin en fonction de la période de retour (ans)

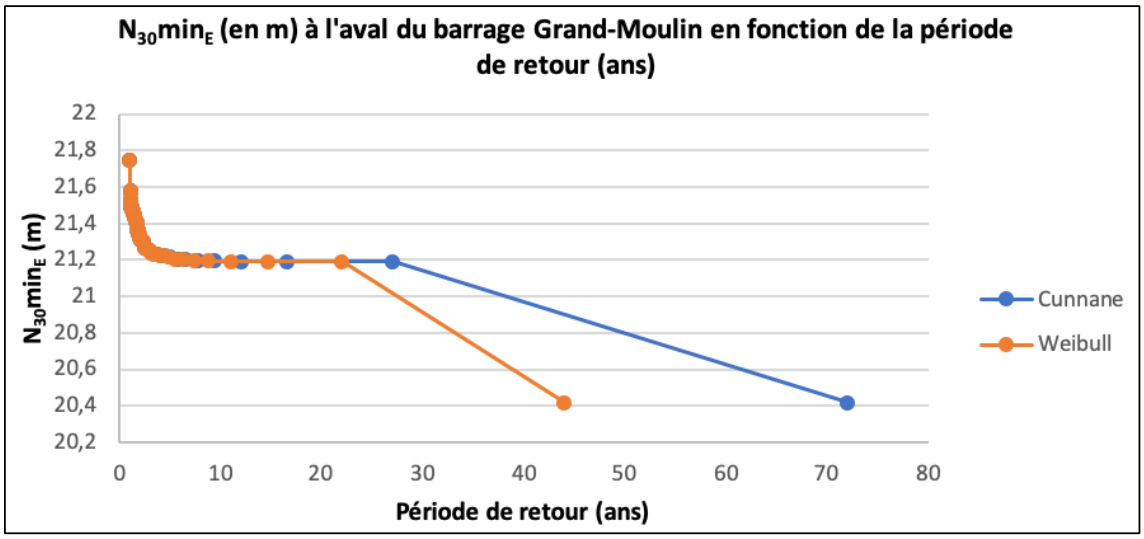

Figure 4-9 : Niveau minimal sur 30 jours consécutifs en été en aval du barrage du Grand-Moulin en fonction de la période de retour (ans)

On remarque que les valeurs des niveaux d'eau de période de retour inférieure à 20 ans sont quasiment identiques avec les deux formules empiriques. À l'inverse, pour des périodes de retour élevées, le choix de la formule empirique aura des conséquences sur le niveau d'eau associé. Pour une période de retour identique, le niveau d'eau obtenu par la formule de Weibull sera plus faible que celui obtenu par la formule empirique de Cunnane. Toutefois, le fait d'avoir privilégié la formule de Cunnane à celle de Weibull n'aura pas de conséquence sur ces travaux étant donné qu'on limitera la période de retour à 5 ans.

4.2.3.3 Calcul des statistiques d'étiage à l'entrée de la rivière des Mille Îles (station 043206)

Finalement, il a été possible d'estimer les statistiques d'étiage estival aux PEP. Celles-ci ont été déterminées à partir des relations établies à la section 4.2.3.2.1 (cf. Tableau 4-4) avec pour données d'entrée les statistiques d'étiage estival préalablement calculées à la station 043206 (cf. Tableau 4-6). Les résultats obtenus figurent dans le Tableau 4-7.

Tableau 4-7 : Statistiques d'étiage estival (N_7min2_E, N_7min10_E, $N_{30}min5_E$) aux PEP

	N_7min2_E	N_7min10_E	$N_{30}min5_E$
PEP_1	19.658	19.427	19.556
PEP_2	19.417	19.234	19.336
PEP_3	19.416	19.234	19.335
PEP_4	19.415	19.238	19.337
PEP_5	15.394	15.295	15.350

4.2.4 Étape 3 : projections des changements anthropiques et climatiques affectant les prélèvements d'eau et les niveaux d'eau de la rivière des Mille Îles

À l'horizon futur, il est prévu une croissance démographique pour l'ensemble des municipalités du BV étudié (Institut de la statistique du Québec, 2019b). Couplée aux changements comportementaux, à l'introduction et/ou modification des politiques relatives à l'eau potable, et toute autre action impactant directement les prélèvements d'eau depuis les PEP de la rivière des Mille Îles, il va de soi qu'il est difficile de quantifier les prélèvements d'eau futurs à partir d'une seule valeur. C'est pourquoi, il a été décidé d'appliquer des facteurs de variation positifs et négatifs par rapport aux données actuelles. En effet, bien qu'une croissance démographique soit souvent synonyme d'une augmentation de la demande moyenne en eau potable, des mesures structurales et non-structurales réfléchies et conçues en amont sont tout à fait aptes à maitriser les conséquences négatives d'une l'augmentation de la population. Ce faisant, des mesures d'adaptation efficaces seraient en mesure de réduire les quantités d'eau prélevées dans la rivière des Mille Îles depuis les PEP. À court terme, ces mesures viseraient à satisfaire l'objectif énoncé par le gouvernement dans la stratégie d'économie d'eau potable québécoise. Celui-ci consiste à réduire de 20% les quantités d'eau potable distribuées par personne d'ici 2025 par rapport aux données de 2016 (MAMH, 2019). À plus long terme, d'autres mesures allant dans le sens de ces actions devront viser à maintenir, voire réduire davantage les quantités d'eau potable distribuées. Ainsi, les intervalles de variation ont été choisis en fonction de mesures envisageables et des chiffres annoncés par l'Institut de la

statistique du Québec (2019b). Le Tableau 4-8 dresse des exemples de scénarios associés à chaque intervalle de variation sur les prélèvements d'eau.

Tableau 4-8 : Scénarios des changements de prélèvement d'eau brute aux PEP

Intervalle de variation (signification)	Scénarios plausibles associés à l'intervalle de variation
[-50 % ; -20 %[(des efforts majeurs ont été faits permettant d'aller au-delà de l'objectif relatif à la réduction de la quantité d'eau distribuée énoncé dans la stratégie d'économie d'eau potable québécoise)	• Mise en place de systèmes d'économies d'eau chez les particuliers (au niveau des robinets, douches, toilettes) ; • Mise en place d'une gestion efficace des eaux pluviales ; • Réduction de la consommation de la part des établissements industriels, commerciales et institutionnels (ICI) (déconnexion des ICI des usines de production d'eau potable en ce qui concerne le fonctionnement des systèmes de production et équipements de transfert de chaleur, optimisation et amélioration des systèmes et équipements consommateurs d'eau, propre système de production d'eau, etc.) ; • Mesures restrictives pour les consommations aberrantes (remplissage des piscines, lavage des voitures, nettoyage des routes, arrosage des jardins publics et privés) ; • Restauration des réseaux de distribution d'eau potable pour réduire significativement les pertes d'eau ; • Croissance très faible de la population ou sinon tous les efforts sont faits pour ne pas subir les effets négatifs d'une croissance démographique modérée.
[-20 % ; 0 %[(des efforts ont été faits pour faire respecter l'objectif de la stratégie d'économie d'eau potable québécoise)	• Gestion des eaux pluviales chez les particuliers, de la part des municipalités ; au niveau des établissements ICI ; • Réduction notable des pertes d'eau dans les réseaux de distribution ; • Réduction de la quantité d'eau distribuée par habitant mais une croissance modérée de la population peut rendre difficile les efforts mis en place pour satisfaire l'objectif énoncé dans la stratégie d'économie d'eau potable québécoise.

Tableau 4-8 : Scénarios des changements de prélèvement d'eau brute aux PEP (suite)

[0 % ; 40 %[(efforts insuffisants pour faire respecter l'objectif de la stratégie d'économie d'eau potable québécoise)	• Faible croissance de la population et peu voire pas d'initiative pour réduire les pertes dans les réseaux de distribution ; aucune mesures structurales et non structurales pour encourager les économies d'eau chez les citoyens et au niveau des établissement ICI ; aucune mise en place de bonnes pratiques de gestion des eaux pluviales ; • Croissance démographique modérée couplée à de faibles efforts ; • Forte croissance de la population qui va au-delà des mesures structurales et non-structurales visibles à l'échelle des municipalités. Même si d'importants efforts ont été faits, des mesures drastiques doivent être entreprises pour pallier aux impacts négatifs de la croissance démographique (construction d'une nouvelle usine de production d'eau potable, réduction du nombre de personnes alimentées par l'usine en utilisant des sources d'eau potable alternatives : eaux souterraines, recyclage des eaux pluviales, transferts d'eau potable entre les différentes stations de production situées sur le BV de la rivière des Mille Îles.
[40 % ; 100 %[(efforts mineurs voire inexistants allant à l'opposé de l'objectif de la stratégie d'économie d'eau potable québécoise)	• Forte croissance démographique avec peu de mesures, qui en plus se montrent inefficaces pour contrer les effets négatifs de l'urbanisation ; • Croissance démographique modérée et aucun effort. Dégradation des réseaux suite à un manque d'entretien, pas de mesures préventives ou restrictives de réduction d'eau, consommations aberrantes, etc.

Outre les variations par rapport aux quantités d'eau prélevées en 2016, les changements climatiques modifieront le régime hydrodynamique de la rivière des Mille Îles, donc la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau. La plupart des projections envisagent une réduction des niveaux d'eau en période d'étiage. Seulement, les incertitudes de ces projections sont élevées et une hausse des niveaux d'eau reste envisageable. Sur la base des études d'impacts des changements climatiques exposées à la section 2.7.2.1, des récentes projections de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional sur les rivières situées sur le bassin versant des Outaouais, et des travaux de

2011 qui ont eu pour but d'accroitre le débit à l'entrée de la rivière en période d'étiage, il a été conclu qu'un intervalle de variation de **[-50% ; +50%]** des débits d'étiage estival calculés sur la période 1981-2010 encadrait suffisamment la plage des changements attendus à l'horizon futur. Ces débits d'étiage estival ont été calculés à la station hydrométrique de Bois-Des-Filion en utilisant la même méthodologie que celle utilisée pour calculer les statistiques d'étiage sur les niveaux d'eau. Les résultats sont indiqués dans le Tableau 4-9. Puis, à partir de la relation liant les niveaux d'eau mesurés à la station hydrométrique située en aval du barrage du Grand-Moulin aux débits mesurés à la station hydrométrique située à Bois-Des-Filion (voir Figure 4-10), il a été possible de déterminer la plage de variation des niveaux en aval du barrage du Grand-Moulin correspondant à la plage de variation des débits d'étiage estival mentionnée ci-dessus. Cette relation a été construite pour les faibles débits (<170 m^3/s à la station 02OA003), et n'est donc valable que sur une certaine plage de débits à la station 02OA003 ([11.80 m^3/s ; 170.00 m^3/s]), ou bien de niveaux d'eau à la station 043206 ([21.08 m^3/s ; 21.88 m^3/s]).

Tableau 4-9 : Débits d'étiage estival à la station hydrométrique 02OA003 calculés selon la formule de Cunnane à partir des données de 1981 à 2010

Q_7min2_E (m^3/s)	**Q_7min10_E (m^3/s)**	**$Q_{30}min5_E$ (m^3/s)**
39.69	20.85	32.59

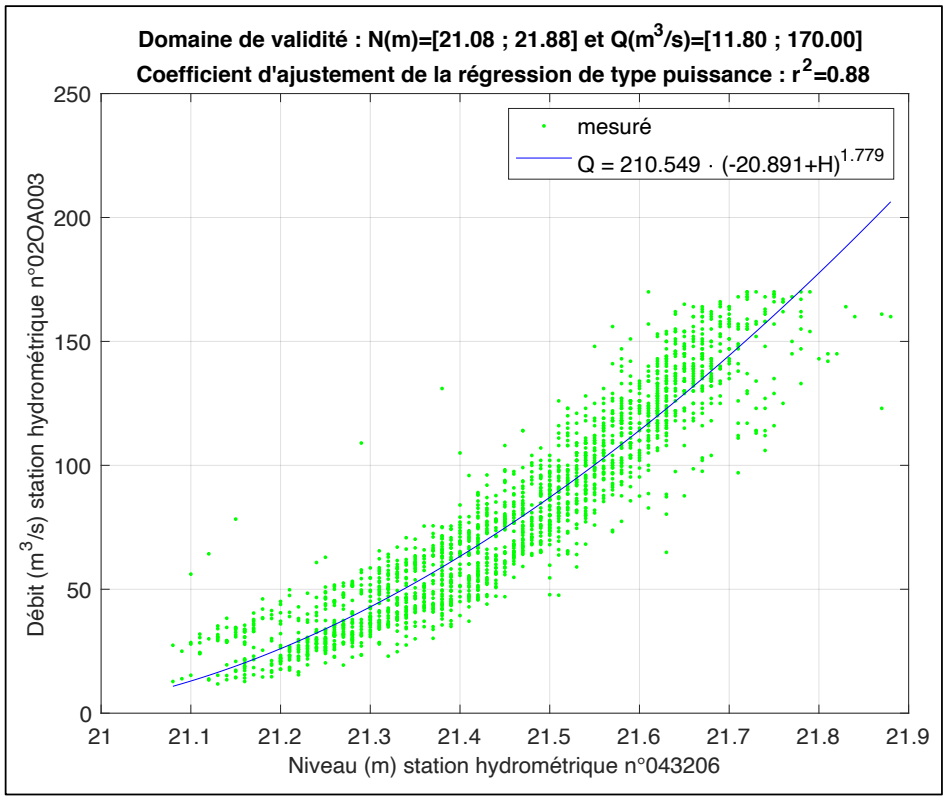

Figure 4-10 : Débits mesurés à la station hydrométrique de Bois-des-Filion (n°02OA003) en fonction des niveaux d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (n°043206)

L'analyse des résidus a été faite graphiquement et analytiquement à partir de tests statistiques, le but étant de vérifier les hypothèses d'homogénéité de la variance des résidus (test de la variance du Chi-Deux; H0= « la dispersion des résidus est homogène ») et d'une distribution normale des résidus (test de Shapiro-Wilk; H0= « les résidus sont normalement distribués »). Les tests ont été appliqués sur les résidus normalisés avec un seuil α=0.05. La valeur-p de chaque test et la conclusion du test sont résumés dans le Tableau 4-10.

Tableau 4-10 : Test de normalité et d'homoscédasticité des résidus

Test de la variance du Chi-Deux	$p = 0.9520$	Non-rejet de H0 au seuil α=0.05
Test de Shapiro-Wilk	$p = 3.53 \times 10^{-14}$	Rejet de H0 au seuil α=0.05

Au final, les tests valident l'hypothèse d'homoscédasticité des résidus, mais rejettent celle d'une distribution gaussienne des résidus, ce qui est en accord avec les figures ci-dessous. La Figure 4-11 indique cependant la présence de valeurs aberrantes, en particulier pour les valeurs prédites (des débits) les plus élevées.

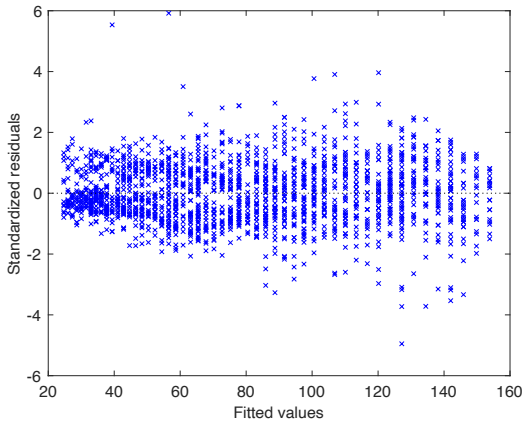

Figure 4-11 : Résidus standardisés en fonction des valeurs prédites

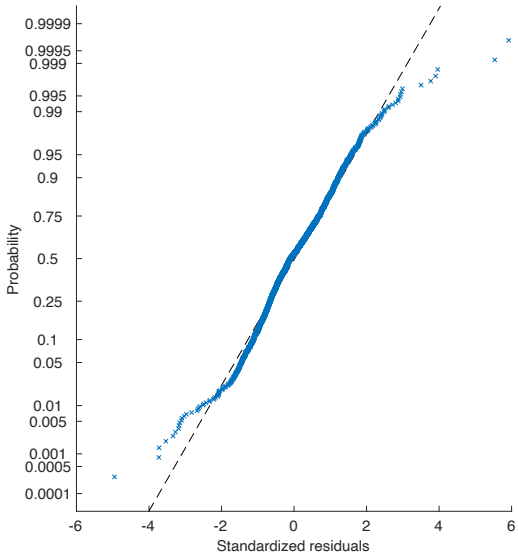

Figure 4-12: Droite de Henry des résidus standardisés

4.2.5 Étape 4 : évaluation de la vulnérabilité des PEP à la pénurie d'eau

4.2.5.1 Définition de l'indice de vulnérabilité de la PEP à la pénurie d'eau

L'étape finale consiste à évaluer la vulnérabilité historique et future des PEP à la pénurie d'eau suite à des problèmes d'ordre quantitatif (faibles niveaux d'eau). Les données sur le régime hydrique qui ont pu être collectées concernent les niveaux d'eau. Ce faisant, les indices élaborés par Nantel (2006), basés sur les débits, n'ont pas pu être utilisés en l'état et de nouveaux indices de vulnérabilité ont dû être construits. Ces derniers ont été établis sur la base de plusieurs études (Carrière et al., 2007; Nantel, 2006; Touttée, 2019) et des données à disposition. La vulnérabilité de la PEP à la pénurie d'eau a été quantifiée à partir d'un indice, noté $V_{PE,}$ déterminé à partir de deux sous-indices. La vulnérabilité a été étudiée sur la base de l'indicateur d'étiage $N_{30}min5_E$, car l'indicateur utilisé pour le critère de qualité relatif à la protection de l'approvisionnement en eau

potable est le $Q_{30}min5_{annuel}$. Ce critère devant être respecté à la prise d'eau (Cloutier et al., 2007). Puisque la rivière des Mille Îles n'a qu'une seule période d'étiage (à l'été), le $N_{30}min5_{annuel}$ est égal au $N_{30}min5_E$.

Le premier sous-indice de vulnérabilité à la pénurie d'eau est un indice sur le niveau d'eau, noté I_{niv}, calculé selon la formule suivante :

$$\begin{cases} I_{niv} = \dfrac{H_c}{N_{30}min5_E} \; si \; H_c < N_{30}min5_E \\ I_{niv} = 1 \; sinon \end{cases} \tag{4.2}$$

Où :

- H_c : le niveau d'eau critique de la prise d'eau potable calculé depuis le lit du cours d'eau, exprimé en mètres ;
- $N_{30}min5_E$: le niveau moyen sur 30 jours [N_{30}] minimal annuel [min] de récurrence de 5 ans [5] à l'été [E].

Le second sous-indice de vulnérabilité à la pénurie d'eau est un indice sur la demande en eau, noté I_{dem}, calculé selon la formule suivante :

$$\begin{cases} I_{dem} = \dfrac{PMJ}{\min(DPA, CMP)} \; si \; PMJ < \min\,(DPA, CMP) \\ I_{dem} = 1 \; sinon \end{cases} \tag{4.3}$$

Où :

- DPA : le débit maximal de prélèvement autorisé, exprimé en m^3/j ;
- CMP : la capacité maximale de production, exprimée en m^3/j ;
- FP : le facteur de pointe journalier calculé selon la formule de Goodrich pour t=1 jour ;
- PMA : le prélèvement moyen annuel en eau potable, exprimée en m^3/j ;
- PMJ : le prélèvement maximal journalier en eau potable, exprimée en m^3/j.

Les deux sous-indices I_{niv} et I_{dem} correspondent à des exigences complémentaires sur la quantité d'eau, relativement à des pressions graduelles. I_{niv} évalue la vulnérabilité des PEP aux pressions climatiques, tandis que I_{dem} évalue la vulnérabilité des PEP aux pressions anthropiques. Plus les valeurs des indices sont proches de l'unité, plus la PEP est vulnérable au sous-objectif considéré. Pour évaluer globalement la vulnérabilité de la PEP à la pénurie d'eau, les deux sous-indices ont été agrégés selon un opérateur d'agrégation évitant la compensation d'une mauvaise valeur (proche

de 1) par une bonne valeur (proche de 0), principal inconvénient de l'agrégation additive (Langhans, Reichert, & Schuwirth, 2014). Aussi, l'agrégation maximale n'a pas été retenue afin d'éviter de surestimer la vulnérabilité de la PEP, autrement dit, d'éviter le biais de pessimisme (Sharot, 2011). Dans ce contexte, Langhans et al. (2014) suggèrent qu'une combinaison d'un opérateur additif avec un opérateur maximal permet une agrégation optimale. L'opérateur mixte « add-max » a été choisi, avec les coefficients de pondération $C_{add} = 0.4$ et $C_{max} = 0.6$ afin de ne pas camoufler les vulnérabilités élevées sur les sous-indices et de réduire les effets de la compensation. Les valeurs des coefficients de pondération ont été déterminées par essais-erreurs. La formule générale de cet opérateur est la suivante :

$$f_{add-max} = C_{add}.\sum_{i=1}^{n} w_i I_i + C_{max}.\max\,(I_1, I_2, \dots, I_n) \tag{4.4}$$

Avec w_i les poids sur les sous-indices I_i, ici égaux à $w_i = 0.5$, car les sous-indices ont été jugés complémentaires et d'égale importance. Aussi, il a été décidé d'imposer une vulnérabilité globale égale à l'unité lorsqu'au moins un des deux sous-indices est égal à l'unité.

Finalement, la vulnérabilité de la PEP à la pénurie d'eau a été évaluée à partir de la formule suivante :

$$\begin{cases} \boldsymbol{V_{PE} = C_{add}\,.\,[0.5I_{niv} + 0.5I_{dem}] + C_{max}\,.\,\max(I_{niv}, I_{dem})}\ si\ I_{niv} < 1\ \cap\ I_{dem} < 1 \\ \boldsymbol{V_{PE} = 1}\ si\ I_{niv} \geq 1\ \cup\ I_{dem} \geq 1 \end{cases} \tag{4.5}$$

4.2.5.2 Résultats sur la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau

Initialement, seules les PEP comprenant toutes les données nécessaires à l'analyse de vulnérabilité avaient été retenues, ce qui représentait un très mince échantillon, soit deux PEP. Pour étendre l'analyse à d'autres PEP, quelques hypothèses supplémentaires ont été posées :

- Si la hauteur d'eau de la PEP (depuis le fond du lit) est connue, mais pas le niveau critique, alors le niveau critique est supposé égal à la hauteur de la PEP, plus 1.64 m. Il s'agit d'une valeur « sécuritaire » qui nous a été donnée par un opérateur d'une station de production d'eau potable du bassin versant de la rivière des Mille Îles. Par contre, si la hauteur de la PEP n'est pas connue, alors la PEP est éliminée de l'analyse.

- Si le DPA ou la CMP sont manquantes, alors on effectue l'analyse sur la valeur à disposition. Mais si le DPA et la CMP sont manquantes, alors la PEP est éliminée de l'analyse.

Finalement, quatre PEP sur les cinq recensées ont été analysées. Une des quatre PEP a une hauteur critique qui a été estimée, à savoir la PEP-1.

Le Tableau 4-11 contient les valeurs ponctuelles sur les sous indices de la vulnérabilité actuelle sur le niveau d'eau (I_{niv}) et sur la demande en eau (I_{dem}) pour les 4 PEP, ainsi que les valeurs sur la vulnérabilité actuelle des PEP à la pénurie d'eau (V_{PE}). Les cellules en orange sont celles où la hauteur critique a été estimée à 1.64 m.

Tableau 4-11 : Résultats sur les sous-indices de vulnérabilité (I_{niv} et I_{dem}) et sur la vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) pour quatre PEP de la rivière des Mille Îles

	I_{niv}	I_{dem}	V_{PE}
PEP_1	0.24	0.73	0.64
PEP_2	0.24	0.90	0.76
PEP_3	0.25	0.70	0.61
PEP_5	0.10	0.75	0.62

Les figures ci-dessous représentent les résultats obtenus sur le sous-indice de vulnérabilité sur le niveau d'eau (I_{niv}). Le point rouge indique la vulnérabilité actuelle, la droite noire, la vulnérabilité sur le niveau d'eau en fonction du $N_{30}min5_E$ (H_c supposée constante), et les droites verticales rouges, les bornes extrêmes du $N_{30}min5_E$ correspondant à une variation de -50% à +50% du débit d'étiage $Q_{30}min5_E$.

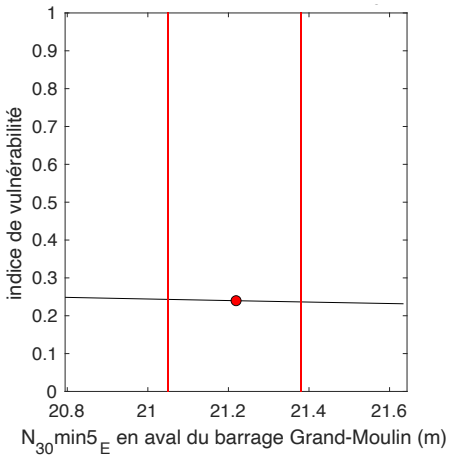

Figure 4-13 : Vulnérabilité de la PEP-1 sur le sous-indice I_{niv} (H_c estimée)

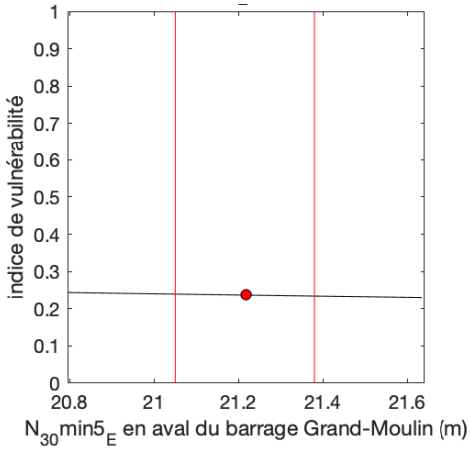

Figure 4-14 : Vulnérabilité de la PEP-2 sur le sous-indice I_{niv}

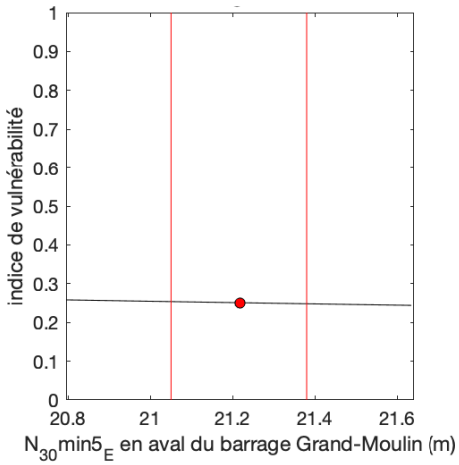

Figure 4-15 : Vulnérabilité de la PEP-3 sur le sous-indice I_{niv}

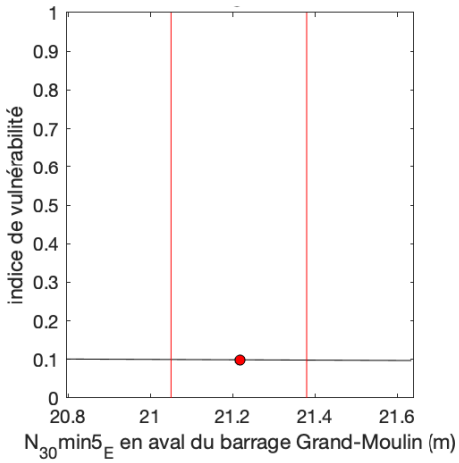

Figure 4-16 : Vulnérabilité de la PEP-5 sur le sous-indice I_{niv}

Les figures ci-dessous représentent les résultats obtenus sur le sous-indice de vulnérabilité à la demande en eau (I_{dem}). Le point rouge indique la vulnérabilité actuelle, et la droite noire, la vulnérabilité sur la demande en fonction du facteur de variation sur le PMJ actuel (CMP et DPA supposés constants).

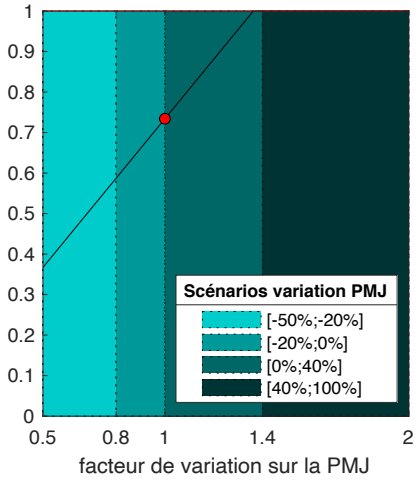

Figure 4-17 : Vulnérabilité de la PEP-1 sur le sous-indice I_{dem}

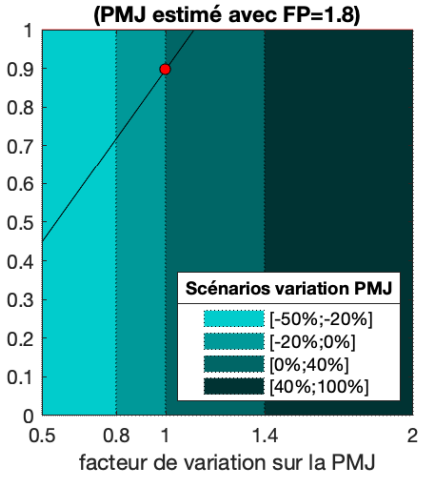

Figure 4-18 : Vulnérabilité de la PEP-2 sur le sous-indice I_{dem}

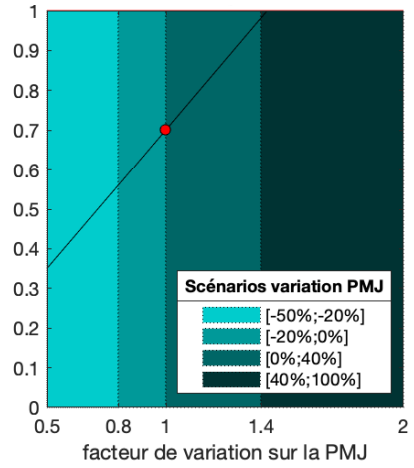

Figure 4-19 : Vulnérabilité de la PEP-3 sur le sous-indice I_{dem}

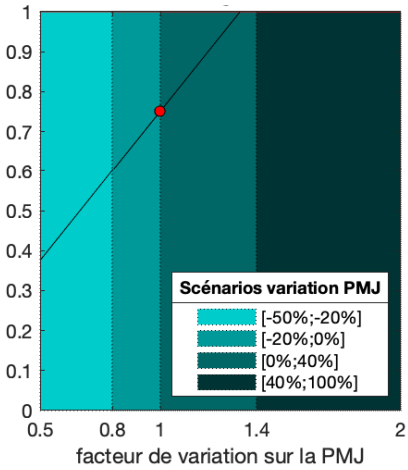

Figure 4-20 : Vulnérabilité de la PEP-5 sur le sous-indice I_{dem}

Les figures ci-dessous représentent les résultats obtenus sur la vulnérabilité globale de la PEP à la pénurie d'eau (V_{PE}). Le point blanc indique la vulnérabilité actuelle sur la pénurie d'eau et les droites verticales rouges, les bornes extrêmes du $N_{30}min5_E$ correspondant à une variation de -50% à +50% du débit d'étiage $Q_{30}min5_E$.

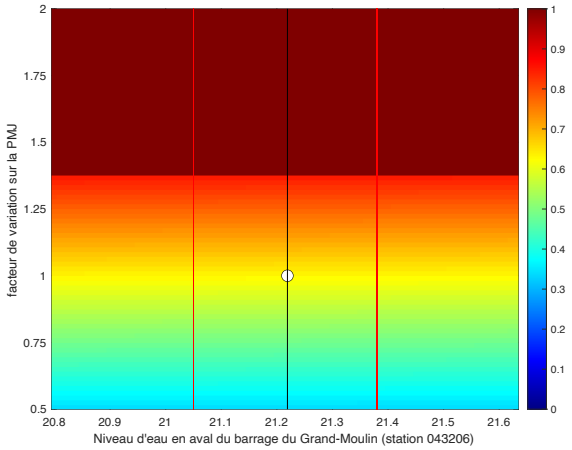

Figure 4-21 : Vulnérabilité globale de la PEP-1 à la pénurie d'eau

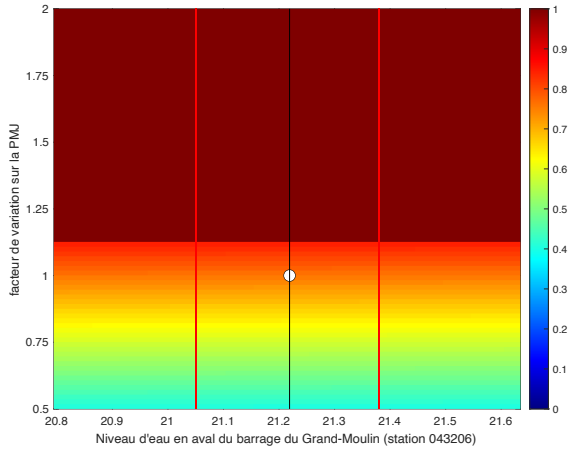

Figure 4-22 : Vulnérabilité globale de la PEP-2 à la pénurie d'eau

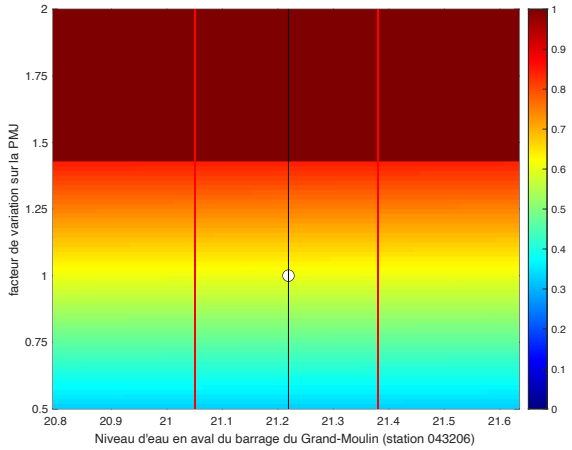

Figure 4-23 : Vulnérabilité globale de la PEP-3 à la pénurie d'eau

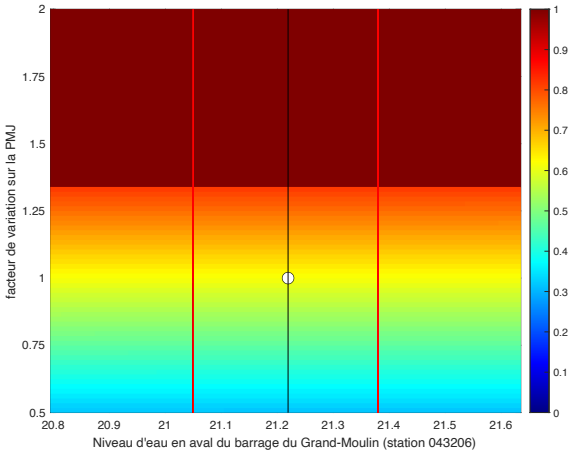

Figure 4-24 : Vulnérabilité globale de la PEP-5 à la pénurie d'eau

La Figure 4-25 indique la valeur de l'indice de la vulnérabilité globale à la pénurie d'eau en fonction des deux sous-indices I_{niv} et I_{dem}, ainsi que les valeurs de la vulnérabilité des quatre PEP de la rivière des Mille Îles à la pénurie d'eau.

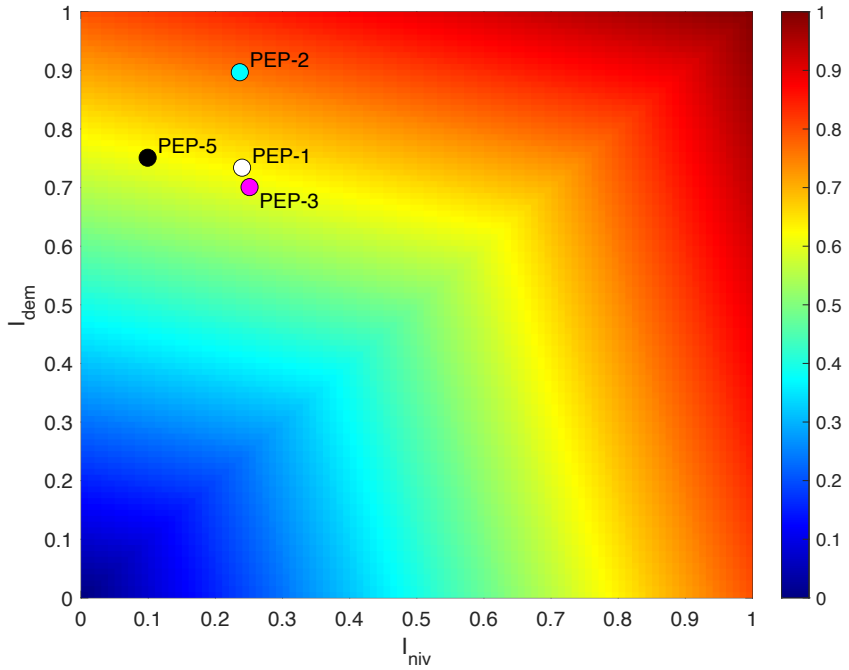

Figure 4-25 : Vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) selon les couples (I_{niv}, I_{dem})

4.2.5.3 Analyse des résultats sur la vulnérabilité des PEP au risque d'insuffisance en eau

Plusieurs points intéressants ressortent de ces résultats :

- ⇨ L'analyse de sensibilité, effectuée en faisant varier sur une large plage de valeurs les variables d'entrée principales, permet d'avoir un meilleur aperçu de l'impact des variations des variables explicatives sur le niveau de vulnérabilité de la PEP. Ici, toutes les PEP ne sont pas directement vulnérables aux impacts du changement climatique, c'est-à-dire aux futurs changements des niveaux d'étiage de la rivière des Mille Îles. Par contre, les PEP sont vulnérables aux changements sur les patrons de prélèvement d'eau brute, en particulier la PEP-2. Cela peut aussi s'expliquer par le fait d'avoir appliqué un facteur de pointe journalier égal à 1.8 pour la PEP-2. Abstraction faite de la PEP-3, toutes les PEP analysées ont une vulnérabilité égale à l'unité suite à une variation de +40% du PMJ.

- ⇨ Il est intéressant d'analyser la vulnérabilité des PEP à partir de plusieurs sous-indicateurs complémentaires, en particulier dans un contexte de changements globaux, car les sous-objectifs ne sont pas sensibles de la même façon aux différentes pressions appliquées sur les PEP. L'utilisation d'un seul indicateur considérant à la fois les pressions anthropiques et climatiques aurait eu tendance à masquer certains effets des changements globaux, et la possibilité qu'une PEP défaillît sur une de ses fonctions. Par exemple, une PEP peut avoir une hauteur critique bien inférieure au niveau d'étiage, et pourtant elle pourrait ne pas répondre à la demande en eau exigée. Pour la PEP-5, en supposant le niveau d'étiage identique à sa valeur actuelle, une variation de +40% du PMJ suffit pour que la vulnérabilité globale de la PEP-5 soit égale à l'unité. Pourtant, sa hauteur critique est largement inférieure à l'indice d'étiage $N_{30}min5_E$, avec un écart relatif de -90%, autrement dit une différence de niveau d'eau de 13.83 mètres.
- ⇨ La fonction d'agrégation choisie se montre performante pour quantifier la vulnérabilité globale de la PEP à la pénurie d'eau. Ainsi, les sous-indicateurs pourraient être analysés dans une seconde étape, si un doute émerge quant à la pression qui menace le plus la PEP. Par exemple, en portant la comparaison entre la PEP-3 et la PEP-5, on remarque que la PEP-5 a un indice de vulnérabilité globale plus élevé que la PEP-3, alors que la valeur de l'indice de vulnérabilité sur le niveau est beaucoup plus faible pour la PEP-5 que la PEP-3. L'opérateur d'agrégation mixte « add-max », avec ces valeurs de pondération, permet de faire ressortir les niveaux élevés sur les sous-indices, sans toutefois tomber dans le biais de pessimisme. Si on porte la comparaison entre les PEP 1, 2 et 3, qui ont toute la même valeur sur l'indice de niveau, la PEP-2 a une vulnérabilité globale qui se démarque des deux autres PEP (voir Figure 4-25). L'opérateur parvient bien à faire ressortir la valeur élevée de la vulnérabilité sur la demande pour la PEP-2.
- ⇨ La fonction d'agrégation semble efficace pour déterminer des niveaux de vulnérabilité sur une échelle de 3, 4 ou 5 niveaux. L'indice de vulnérabilité développé a donc un potentiel pour s'intégrer dans le *Guide d'analyse des vulnérabilités des sources d'eau destinées à l'alimentation en eau potable*. Par exemple, en se basant sur une classification en trois niveaux de vulnérabilité : faible ($V_{PE} \in [0\,;0.3]$), modérée ($V_{PE} \in]0.3\,;0.7]$) et élevée ($V_{PE} \in]0.7\,;0.1]$), on remarque que sur la rivière des Mille Îles, trois PEP auraient une

vulnérabilité modérée à la pénurie d'eau, et une PEP, une vulnérabilité élevée (voir Figure 4-26).

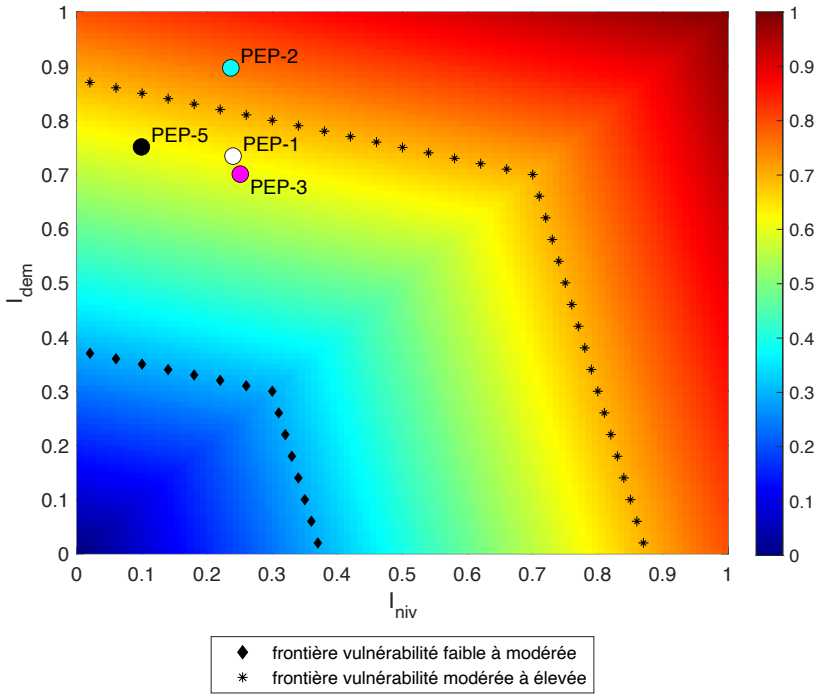

Figure 4-26 : Vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE}) selon les couples (I_{niv}, I_{dem}), avec une classification de la vulnérabilité en trois niveaux : faible, modérée, élevée

En conclusion, l'analyse de sensibilité a permis de mettre en avant que, vis-à-vis du risque de pénurie d'eau, toutes les PEP de la rivière des Mille Îles sont vulnérables aux pressions anthropiques (demande en eau) et faiblement vulnérables aux pressions naturelles (changements des débits d'étiage). Ce résultat vient corroborer avec d'autres études effectuées sur des territoires développés (Brown, C. et al., 2019; Jollands et al., 2007; Kulshreshtha, 1998). Par ailleurs, l'indice de vulnérabilité proposé réussit à limiter les effets de la compensation, sans toutefois tomber dans le biais du pessimisme. Il se prête efficacement à une classification de la vulnérabilité en plusieurs niveaux.

4.3 Discussion des résultats

Cette partie de l'étude s'est concentrée à évaluer la vulnérabilité des PEP de la rivière des Mille Îles au risque de pénurie d'eau. Contrairement aux autres approches, la vulnérabilité des PEP a été

évaluée à partir d'une analyse de sensibilité, et non pas sur la base d'une unique valeur. Cette approche présente des avantages et des inconvénients.

Tout d'abord, elle permet d'identifier les principales menaces, sur la base de l'indicateur de vulnérabilité développé, c'est-à-dire des variables explicatives considérées. Ici, on voit clairement que les PEP de la rivière des Mille Îles sont davantage vulnérables aux changements de la demande en eau (changements anthropiques) qu'aux changements des niveaux d'eau (changements climatiques). Néanmoins, de tels jugements partent du postulat que l'indicateur utilisé performe pour évaluer la vulnérabilité de la PEP au risque de pénurie d'eau. Or, dans cette étude, la performance de l'indicateur développé a été évaluée pour quatre PEP et qu'il serait souhaitable d'étendre l'analyse à plus de PEP. Quelques données fondamentales à l'analyse, comme la hauteur critique des PEP, sont confidentielles et parfois pas connues par les opérateurs des stations de production d'eau potable. Ainsi, il pourrait être pertinent d'évaluer, à partir de l'indicateur développé, la vulnérabilité de PEP déjà vulnérables à la pénurie d'eau afin de voir si cet indicateur réussit à signaler leur vulnérabilité élevée.

De plus, l'approche utilisée ici a l'intérêt d'être moins sensible aux valeurs incertaines que les approches évaluant la vulnérabilité des PEP à partir d'une seule valeur. Grâce à une analyse de sensibilité, il est possible de voir l'impact des sources d'incertitudes sur les résultats finaux. Notamment, dans notre contexte, il est possible de voir qu'une fluctuation raisonnable de la valeur de la hauteur critique n'aura pas d'impact majeur sur les conclusions faites à propos de la vulnérabilité des PEP au risque de pénurie d'eau. Il faudrait une variation très importante de la hauteur critique pour que les PEP deviennent davantage vulnérables aux impacts des changements climatiques (variation des statistiques d'étiage) qu'aux impacts des changements anthropiques (augmentation de la demande en eau potable).

De même, quelques points doivent être améliorés sur l'indicateur de vulnérabilité, en particulier sur la hauteur critique. Ici, on s'est basé sur les valeurs fournies par les opérateurs des stations, mais aucune indication nous a été donnée en ce qui a trait à la méthode qui a permis de déterminer ces hauteurs critiques. Il semblerait qu'elles soient issues d'un jugement professionnel plutôt que d'une réelle expertise. Des mesures de terrain, telles qu'effectuées par Carrière et al. (2007), devraient être pratiquées pour valider ou déterminer plus proprement les hauteurs critiques, incluant les pertes de charge. Les pertes de charge sont aussi amenées à changer au cours du temps

suite à l'usure des conduites et leur réfection, mais aussi à la présence de moules zébrées ou de frasil. Ce faisant, il pourrait être intéressant de formuler un indicateur de vulnérabilité dynamique s'incluant dans un modèle de vieillissement des conduites au cours du temps, celui-ci pouvant être basé sur une loi de Weibull ou exponentielle. Carrière et al. (2007) ont proposé d'intégrer les effets des moules zébrées ou du frasil sur l'approvisionnement en eau potable directement dans la relation calculant la hauteur critique des PEP, ceci en modifiant le coefficient de rugosité. Néanmoins, leurs effets sur les pertes de charge est difficile à quantifier, outre que les moules zébrées et le frasil ne soient pas des menaces constantes, mais généralement ponctuelles. Dans ce contexte, il pourrait être pertinent de coupler une échelle de niveaux de vulnérabilité avec une échelle de probabilité d'apparition des moules zébrées et/ou du frasil. En s'inspirant du Guide, la matrice pourrait avoir la forme suivante :

Tableau 4-12 : Vulnérabilité des PEP à la pénurie d'eau selon la probabilité d'apparition des moules zébrées ou du frasil

Probabilité d'apparition des moules zébrées et/ou du frasil	**Niveau de vulnérabilité à la pénurie d'eau (V_{PE})**		
	Faible [0 ; 0.3]	**Modéré**]0.3 ; 0.7]	**Élevé**]0.7 ; 1]
Presque certain	Modéré	Élevé	Élevé
Possible	Faible	Modérée	Élevé
Peu probable	Faible	Modéré	Élevé

Aussi, cet indicateur de vulnérabilité à la pénurie d'eau a été développé sur la base des niveaux d'eau de la rivière, car il devait prendre en considération le contexte de l'étude, à savoir, l'impossibilité de connaître le débit à l'entrée de la rivière des Mille Îles. Or, pour les eaux de surface comme les rivières, il serait plus judicieux d'utiliser les débits, car les statistiques d'étiage sont calculées sur cette variable, ainsi que les projections hydroclimatiques de l'Atlas hydroclimatique du Québec méridional. Pour étendre plus facilement cet indicateur de vulnérabilité aux autres cours d'eau du Québec, il faudrait donc effectuer quelques modifications. Notamment, il faudrait remplacer les niveaux par les débits, puis transformer la hauteur critique en débit critique, soit à partir de mesures de terrain, soit à l'aide de modèles hydrodynamiques, qui peuvent être utilisés pour construire les courbes de tarage en des points précis sur le cours d'eau étudié. La

vulnérabilité serait toujours calculée à partir de la formule de l'équation 4.5, mais l'équation 4.2 serait la suivante (équation 4.6) :

$$I_{niv} = \begin{cases} \frac{Q_c}{Q_{30}min5_E} \ (Q_c < Q_{30}min5_E) \\ 1 \ (Q_c \geq Q_{30}min5_E) \end{cases} \tag{4.6}$$

Où Q_c est le débit critique, calculé à partir d'une courbe de tarage et de la hauteur critique.

D'autres améliorations sont possibles, notamment en incluant les réserves d'eau potable présentes à l'usine de production d'eau potable. Aussi, l'indicateur présenté ici part du postulat que la pénurie d'eau intervient suite à un niveau d'étiage inférieur à la hauteur critique de la PEP ou bien à une demande en eau excédant les capacités de prélèvement. Dans un contexte plus global, la pénurie d'eau, évaluée à l'échelle du bassin versant, doit également prendre en considération d'autres types de prélèvement, comme ceux destinés à l'agriculture ou aux activités économiques, le tout sous une approche écologique, c'est-à-dire en incluant les débits d'eau nécessaires au maintien de la vie aquatique. Au Québec, la probabilité qu'une réelle pénurie d'eau (incapacité à répondre à la demande journalière minimale permettant d'assurer les besoins primaires) se produise est faible. Par contre, la probabilité que l'approvisionnement en eau potable soit perturbé est tout à fait plausible. Le contexte historique le démontre. Les sécheresses historiques de forte sévérité ont perturbé les schémas de prélèvement, avec l'apparition de conflits sociaux sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles, et des actions humaines (barrages artisanaux illégaux) qui ont amplifié la sévérité des étiages (COBAMIL, 2013). Néanmoins, un tel indicateur de vulnérabilité est difficile à développer, car les données sur les prélèvements agricoles, institutionnels et à des fins économiques sont rares. Pourtant, la cinétique des changements climatiques devrait motiver les décideurs à organiser la collecte de ces données. Dans un contexte de profondes incertitudes, tant sur le climat que sur la croissance de la population et le développement socio-économique, le principe de précaution devrait être adopté, et l'adaptation climatique, encouragée.

Enfin, l'approche présentée ici a l'avantage de pouvoir être mise à jour assez facilement. Une fois l'espace de vulnérabilité développé, un suivi de l'information climatique et du développement socio-économique à l'échelle du territoire permet de suivre l'évolution de la vulnérabilité des PEP au cours du temps. Par exemple, la Figure 4-27 ci-dessous, montre une évolution hypothétique de la vulnérabilité d'une PEP suite à l'acquisition de nouvelles informations sur le prélèvement

maximal journalier en eau brute (augmentation de 20% du PMJ par rapport à la période de référence) et sur les statistiques d'étiage (diminution de 10 cm du $N_{30}min5_E$). Les variables H_c, DPA, CMP sont supposées constantes. Le point noir représente la vulnérabilité future, le point blanc, la vulnérabilité initiale.

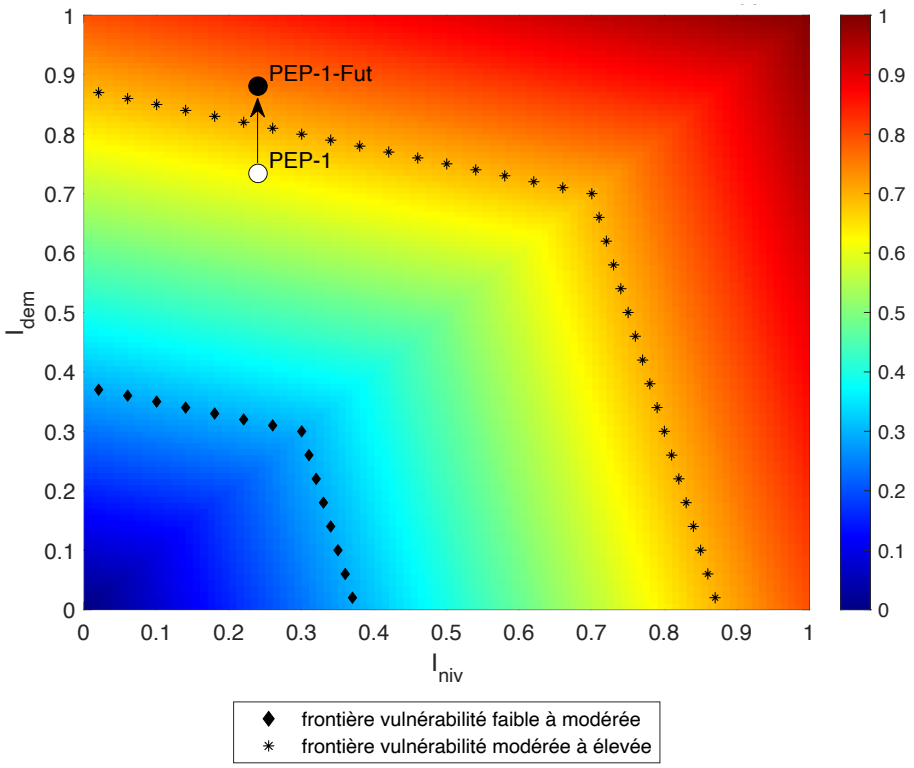

Figure 4-27 : Évolution hypothétique de la vulnérabilité d'une PEP à la pénurie d'eau sous le scénario d'une augmentation de 20% du PMJ par rapport à la période de référence 2013-2017 et une diminution de 10 cm du $N_{30}min5_E$

Sur cet exemple, on peut voir qu'une augmentation de 20% du PMJ, couplée à une diminution de 10 cm du $N_{30}min5_E$, changent le niveau de vulnérabilité de la PEP de modéré à élevé.

CHAPITRE 5 ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ FACE AU RISQUE DE CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE

5.1 Contexte et objectif

Ce chapitre réfère au second objectif de cette étude, qui est l'évaluation ascendante de la vulnérabilité des prises d'eau potable (PEP) de la rivière des Mille Îles à la contamination microbiologique par les surverses pendant la période d'étiage estival (1er mai-31 octobre). La vulnérabilité à la contamination microbiologique a été évaluée à partir de l'indicateur *Escherichia coli* (*E. coli*), car il y a un consensus à utiliser *E. coli* comme indicateur de contamination fécale récente (World Health Organization, 2016). De même, au Québec, le design des processus de traitement de potabilisation et les exigences d'enlèvement sont établies en fonction des mesures d'*E. coli* observées dans les eaux brutes au site de prélèvement (Gouvernement du Québec, 2019b). Par évaluation ascendante, on réfère au fait qu'on contrôle directement la valeur des variables d'entrée qui sont principalement responsables des évènements de contamination microbiologique à la PEP. Les sources de pollution considérées étant les ouvrages de surverse (ODS, sauf pluviaux), les variables explicatives de la contamination microbiologique à la PEP sont la durée, la fréquence et les charges en *E. coli* des surverses, produit du débit et de la concentration en *E. coli* au point de rejet. Le nombre de surverses simultanées est aussi un autre facteur important à considérer (Jalliffier-Verne et al., 2017), de même que le débit de la rivière. Toutes ces variables seront impactées par les changements globaux. En particulier, il est très probable qu'en climat futur (changements des caractéristiques des précipitations extrêmes), le nombre et les charges des surverses augmentent (Patz, Vavrus, Uejio, & McLellan, 2008), mais pas nécessairement leurs concentrations, car si les volumes d'eau entrants dans les réseaux d'égouts augmentent, les masses de contaminants seront davantage diluées. Les étiages estivaux de la rivière des Mille Îles seront également impactés par les changements climatiques, mais la direction et l'amplitude des changements sont très incertaines, d'une part, parce qu'aucune projection hydroclimatique n'a été publiquement partagée pour cette rivière; d'autre part, sa forte régulation et les travaux d'écrêtage du seuil rocheux à l'entrée de la rivière complexifient l'étude des impacts des changements climatiques sur le régime hydrique de la rivière.

Hormis la fréquence des surverses, dont l'étude est sujette à d'importants temps de calcul, toutes les autres variables explicatives de la contamination d'*E. coli* à la PEP ont été étudiées dans ces travaux.

5.2 Évaluation de la vulnérabilité de la PEP au risque de contamination microbiologique (*E. coli*)

5.2.1 Site de l'étude

Cette partie de ces travaux de recherche s'est plus spécifiquement concentrée sur un tronçon de la rivière des Mille Îles, à savoir de l'entrée de la rivière des Mille Îles jusqu'à 50 m en aval de la PEP-3 (cf. Figure 5-1), le but étant de démontrer l'application de la méthodologie tout en limitant les temps de calcul.

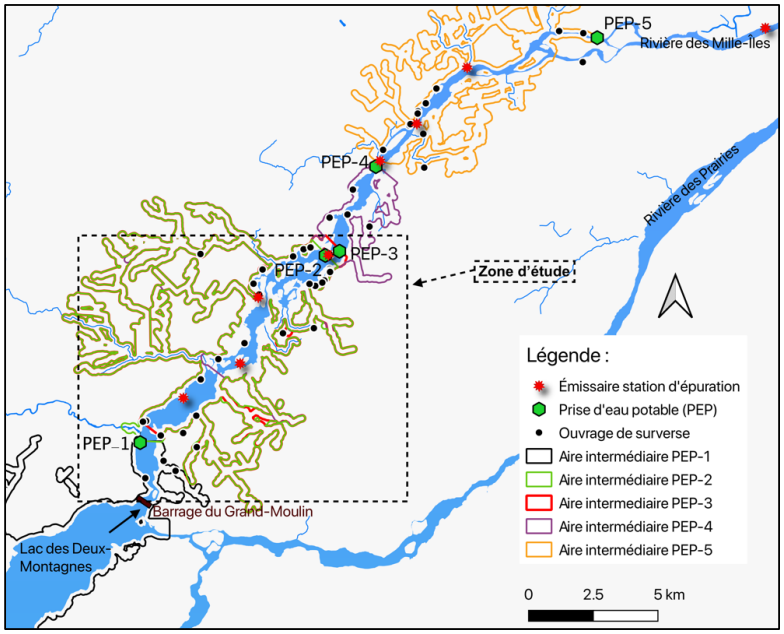

Figure 5-1 : Zone d'étude considérée dans l'analyse de la vulnérabilité des prises d'eau à la contamination microbiologique (*E. coli*) par les surverses

Sur ce tronçon, on recense trois PEP, quatre effluents de STations d'ÉPuration d'eaux usées (STEP) et 33 ODS, avec 17 ODS situés sur la rive nord et 16 ODS sur la rive sud. Le but étant d'analyser l'impact des changements des caractéristiques des surverses sur la contamination à la PEP, seuls

les ODS ont été modélisés. Aussi, seule la vulnérabilité de la PEP-3 à la contamination microbiologique a été évaluée, l'objectif étant de démontrer l'application de cette méthodologie.

5.2.2 Méthodologie

La vulnérabilité de la PEP à la contamination microbiologique a été évaluée selon la procédure suivante : 1) localisation des ODS et détermination de leurs caractéristiques intrinsèques et extrinsèques (diamètre, population raccordée aux ODS); 2) génération des surverses à partir d'une méthode semi-probabiliste proposée par Taghipour, Tolouei, et al. (2019); 3) application du modèle hydrodynamique développé par Irakiza Shyaka (2019); 4) analyse des résultats.

5.2.2.1 Localisation des ODS et de leurs caractéristiques intrinsèques et extrinsèques

Les données directement issues des municipalités, ainsi que celles disponibles sur le site du Portail des connaissances sur l'eau (PCE) ont permis de déterminer la localisation des ODS, leur diamètre (D), et dans le cas échéant où le diamètre n'était pas disponible, le pourcentage du débit transitant à l'ODS par rapport au débit à l'affluent de la STEP à laquelle il est rattaché, noté $\%Q_{transit}$.

Pour la plupart des ODS, la population rattachée à l'ODS a été déterminée à partir de la méthodologie proposée par Touttée (2019) (voir Annexe B). Pour les autres ODS où la population n'était pas connue, tous situés sur la rive nord, la population à l'ODS a été déterminée à partir de la formule suivante :

$$Pop_{ODS} = \%Q_{transit} \times Pop_{STEP} \tag{5.1}$$

Où Pop_{STEP} est le nombre d'habitants associés à la STEP à laquelle l'ODS appartient. Cette population a été déterminée à partir des données des municipalités.

5.2.2.2 Génération des surverses à partir d'une méthode semi-probabiliste

Les scénarios de surverses ont été construits à partir de la méthode proposée par Taghipour, Tolouei, et al. (2019), qui permet, à partir des concentrations maximales en *E. coli*, des débits de pointe à l'ODS et de la durée des surverses, de générer stochastiquement les concentrations d'*E. coli* au cours du temps, et de générer de façon déterministe, les hydrogrammes des surverses. La génération des surverses s'est faite à partir de la procédure suivante, en trois étapes : 1) déterminer

les durées des surverses; 2) déterminer les hydrogrammes des surverses; 3) déterminer les pollutogrammes en *E. coli* des surverses.

5.2.2.2.1 Durée des surverses

Le manque d'information sur les ODS complexifie les études d'impact des surverses sur la qualité des eaux de surface. Les travaux d'échantillonnage de quelques ODS au sud du Québec ont mis en avant une très grande variabilité des durées des surverses (Madoux-Humery et al., 2013), suggérant qu'une approche stochastique est plus appropriée qu'une méthode déterministe. Les surverses en automne, intervenant à la fin de l'étiage estival, ont tendance à être plus longues que les surverses des mois d'été, même si de longues durées (>10h) ont pu être mesurées suite à des pluies d'été (Madoux-Humery et al., 2013). Pour ces travaux, quatre durées de surverses (T) ont été choisies : 90 min, 300 min, 690 min et 990 min, qui sont des durées représentatives de celles enregistrées par Madoux-Humery et al. (2013) en été/automne. On posera l'hypothèse simpliste que les durées aux ODS sont identiques, bien que pour être plus réaliste, il faudrait donner des durées propres à chaque ODS, ce qui est difficile à faire en l'absence de données observées.

5.2.2.2.2 Hydrogrammes des surverses

Les hydrogrammes des surverses ont été élaborés de façon déterministe, à partir du modèle développé par Taghipour, Tolouei, et al. (2019), basé sur les paramètres normalisés et formulé de la façon suivante :

$$\begin{cases} \dfrac{Q_{ODS}(t)}{Q_{p_{ODS}}} = 7.69 \times \dfrac{t}{T}\ pour \dfrac{t}{T} < 0.13 \\ \dfrac{Q_{ODS}(t)}{Q_{p_{ODS}}} = -0.5 \times \ln\left(\dfrac{t}{T}\right) - 0.02\ pour \dfrac{t}{T} \geq 0.13 \end{cases} \tag{5.2}$$

Où $Q_{p_{ODS}}$ (m^3/s) est le débit de pointe à l'ODS, Q_{ODS} (m^3/s), le débit à l'ODS pendant l'événement de surverse, et T, la durée totale de la surverse (min), déterminée précédemment. Le débit de pointe est aussi un paramètre à déterminer. Pour les ODS dont le diamètre est connu, le débit de pointe a été calculé à partir de la formule de Manning-Strickler appliquée à l'exutoire des ODS :

$$Q_{p_{ODS}} = \frac{1}{n}.S.R_h^{\frac{2}{3}}.I^{1/2} \tag{5.3}$$

Avec n, le coefficient de Manning, S, la surface mouillée (m^2), R_h, le rayon hydraulique (m), I, la pente du gradient hydraulique (m/m), c'est-à-dire la pente de l'ouvrage en régime permanent et uniforme.

Considérant que les ODS sont circulaires et en béton, le coefficient de Manning a été supposé égal à 0.013 pour l'ensemble des ODS. Cette valeur est celle recommandée par le Ministère du Développement durable (2014) dans le guide de gestion des eaux pluviales.

Initialement, l'hypothèse de conduite coulant pleine a été considérée. Celle-ci est conservatrice car le débit maximal d'une conduite circulaire se produit à 93% du diamètre total de la conduite. Pour une conduite circulaire coulant pleine (débit maximum possible), le rayon hydraulique est $R_h = D/4$, où D est le diamètre de la conduite (m). Dans ce cas, la surface d'écoulement est S=$\frac{\pi.D^2}{4}$. Néanmoins, des facteurs de réduction ont été appliqués sur le débit de pointe, notés FP_q, afin d'étudier l'influence du débit des surverses sur la contamination à la PEP. Au total, trois facteurs de réduction ont été étudiés : FP_q =0.8, FP_q =0.5 et FP_q =0.3, en plus du scénario initial avec FP_q =1.

Une pente minimale des conduites des réseaux d'égout est exigée permettant d'assurer les conditions d'autocurage. Pour les canalisations dont le diamètre est inférieur à 1 000 mm, Schütz (1985) recommande une pente minimale calculée selon la formule empirique suivante :

$$S(\frac{m}{m}) = \frac{1}{D(mm)} \tag{5.4}$$

Tandis que Sander (1994) suggère l'utilisation de la formule suivante pour éviter la sédimentation en réseau :

$$S(\frac{m}{m}) = \frac{1.2}{D(mm)} \tag{5.5}$$

Pour les diamètres supérieurs à 1 000 mm, la pente minimale absolue convenant d'être utilisée est ainsi de 0.1% selon Schütz (1985) et de 0.12% selon Sander (1994). Sur le territoire, les pentes des canalisations des ODS ne sont pas connues. Néanmoins, l'étude de Fuamba, Walliser, Daynou, Rousselle et Rivard (2010), effectuée sur une partie du territoire considéré dans cette étude (secteur Ouest de la ville de Laval), rapporte une pente moyenne des conduites de 0.3%. Cette valeur sera

considérée comme étant représentative de l'ensemble de la zone d'étude, et sera appliquée à chacun des ODS.

Finalement, sur la base de ces hypothèses, la formule permettant de déterminer les débits de pointe des ODS peut être réécrite comme suit :

$$Q_{p_{ODS}}(D) = FP_q \frac{1}{0.013} \frac{\pi . D^{8/3}}{4^{5/3}} 0.003^{1/2} \tag{5.6}$$

Pour les ODS dont le diamètre n'est pas connu, la formule suivante a été utilisée pour déterminer les débits de pointe :

$$Q_{p_{ODS}} = FP_q \times \%Q_{transit} \times Q_{STEP} \tag{5.7}$$

Avec Q_{STEP} (m^3/s) le débit moyen aux affluents des STEP en période estivale, calculé à partir des données les plus récentes dont nous disposions, à savoir les débits mesurés des périodes estivales de 2011 à 2013.

À titre d'exemple, la Figure 5-2 présente l'hydrogramme généré à un ODS quelconque pour une durée de surverse de 690 min et un facteur de pointe sur le débit égal à 1.

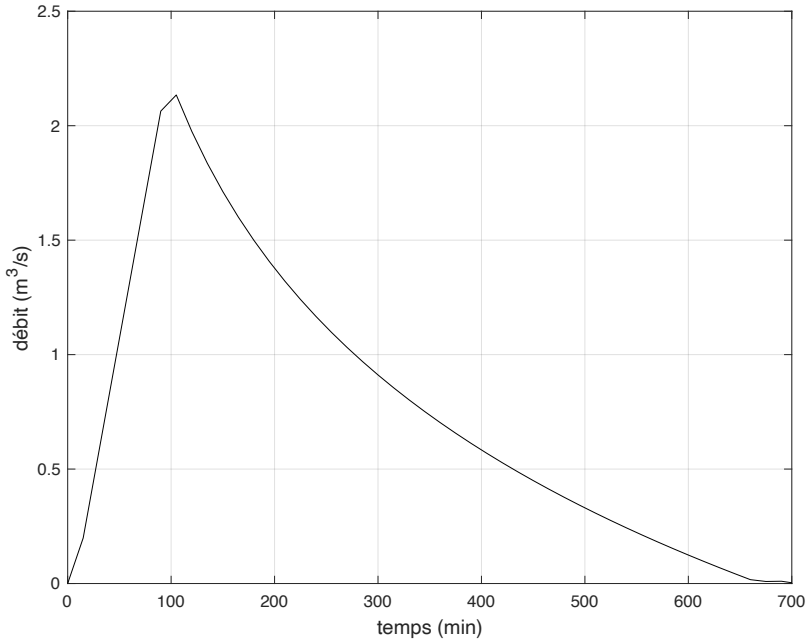

Figure 5-2 : Hydrogramme d'une surverse de 690 min à un ouvrage de surverse quelconque

5.2.2.2.3 Concentrations en E. coli des surverses

La troisième étape consiste à déterminer les pollutogrammes en *E. coli* des surverses, autrement dit, la concentration en *E. coli* au cours du temps. À un ODS donné, les concentrations en *E. coli* dans les surverses présentent une importante variabilité intra- et inter-évènementielle, pouvant atteindre jusqu'à trois ordres de grandeur (Madoux-Humery et al., 2015). Considérant cette forte variabilité, un modèle stochastique est plus approprié qu'un modèle déterministe (Taghipour, Tolouei, et al., 2019). Le modèle stochastique développé par Taghipour, Tolouei, et al. (2019) a été utilisé pour générer les pollutogrammes. Ce modèle se base sur les concentrations normalisées d'*E. coli,* supposées suivre trois types de distribution de probabilité, chacune de ces distributions étant associée à une période spécifique de l'événement de surverse (1er décile, 2nd décile, reste de l'événement). Le Tableau 5-1 résume les types de distribution de la concentration normalisée d'*E. coli* et les valeurs des paramètres des lois en fonction des trois périodes spécifiques d'un événement de surverse.

Tableau 5-1 : Distributions de probabilité de la concentration normalisée d'*E. coli* et les valeurs des paramètres des lois en fonction de la période considérée dans l'évènement de surverse. Adapté de Taghipour, Tolouei, et al. (2019)

Période	**Loi de probabilité**	**Paramètres des lois**
1er décile	Gamma	Facteur de forme = 2.31 Facteur d'échelle = 0.22
2nd décile	Weibull	Facteur de forme = 0.70 Facteur d'échelle = 0.29
Reste de l'évènement	Gamma	Facteur de forme = 2.38 Facteur d'échelle = 0.09

Pour appliquer le modèle stochastique, la concentration maximale d'*E. coli* doit être connue pour chacun des ODS. Le manque de données sur le territoire ne permet pas la connaissance des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS. Cependant, les travaux de Jalliffier-Verne et al. (2016), conduits sur un territoire situé à proximité de notre site d'étude, ont montré que la concentration moyenne d'*E. coli* par habitant aux ODS était approximativement de 5.5 UFC/100ml/hab. En supposant cette valeur applicable aux ODS de notre site d'étude, la

concentration moyenne d'*E. coli* aux ODS ($C_{moy_{ODS}}$) lors d'un événement de surverses a été déterminée à partir de la formule suivante :

$$C_{moy_{ODS}} = 5.5 \frac{UFC}{100\ ml.hab.} \times Pop_{ODS} \tag{5.8}$$

Au regard de la forte variabilité intra-évènementielle, les valeurs de $C_{moy_{CSO}}$ ont été multipliées par différents facteurs, notés FP_c. Les facteurs considérés pour estimer une concentration maximale d'*E. coli* propre à chaque ODS sont FP_c=1, FP_c=10 et FP_c=100.

Le modèle stochastique a pu être appliqué pour le contexte climatique et démographique actuel. Ce modèle a permis d'établir les concentrations d'*E. coli* au cours d'un événement de surverse, notées $C_{CSO}(t)$. Il est important de noter que les corrélations temporelles dans un décile donné ne sont pas considérées selon cette approche stochastique (Taghipour, Tolouei, et al., 2019).

L'utilisation des facteurs appliqués sur la concentration maximale d'*E. coli* (FP_c) a permis d'évaluer l'impact des changements globaux sur le territoire. Aux horizons futurs, la population du territoire devrait très probablement croître (Institut de la statistique du Québec, 2014, 2019a). De 2011 à 2016, la population du territoire a augmenté de 7% en moyenne. Sur la base des perspectives démographiques régionales de l'Institut de la statistique du Québec (2019a) et en supposant une variation homogène de la population dans chaque région, la population du bassin versant de la rivière des Mille Îles devrait croître de 22% de 2016 à 2041. Cette croissance démographique sera à l'origine d'une augmentation des charges d'*E. coli* dans les réseaux d'égouts unitaires et pseudo-séparatifs, mais également sur les surfaces urbaines. Actuellement, il est difficile de savoir dans quelle proportion les concentrations de pointe d'*E. coli* seront modifiées, car cela dépendra surtout des politiques d'aménagement du territoire (réfection des réseaux, gestion des eaux pluviales, etc.). On supposera toutefois que les concentrations augmenteront de façon non-linéaire, comme démontré par plusieurs études (Gooré Bi, Monette, Gachon, et al., 2015; Nie, Lindholm, Lindholm, & Syversen, 2009), contrairement à l'hypothèse émise par Jalliffier-Verne et al. (2015) où la concentration évoluait linéairement avec la croissance de la population, d'où l'utilisation des facteurs FP_c=10 et FP_c=100.

La Figure 5-3 représente un pollutogramme d'*E. coli* généré stochastiquement à un ODS quelconque pour une durée de surverse de 690 min et un facteur de pointe FP_c égal à 10. La courbe

en noir représente la concentration d'*E. coli* générée à un pas de temps de 1 min, tandis que les points verts représentent la moyenne mobile à un pas de temps de 15 min, et la courbe rouge la moyenne de la concentration d'*E. coli* toutes les 15 min. Pour ces travaux, les surverses ont été modélisées avec un pas de temps de 15 min de façon à optimiser les temps de calcul. La Figure 5-3 montre qu'avec ce pas de temps, les pointes de concentration d'*E. coli* et la variabilité intra-événementielle sont conservées.

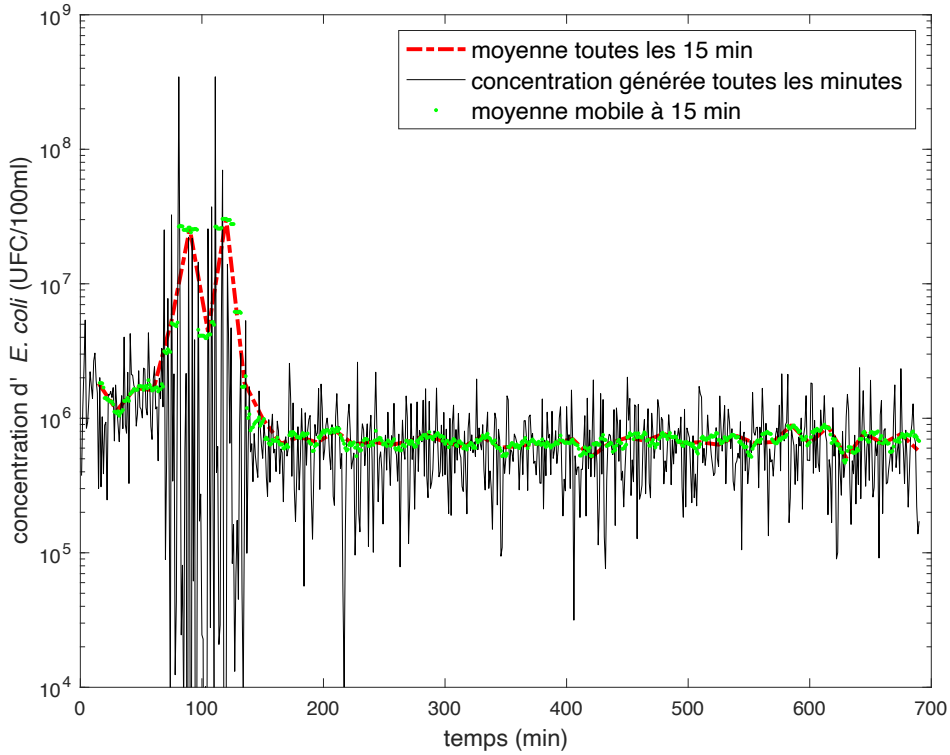

Figure 5-3 : Pollutogramme d'*E. coli* à un pas de temps de 1 min, la moyenne mobile à 15 min et la moyenne de la concentration d'*E. coli* toutes les 15 min

5.2.2.3 Modélisation hydrodynamique couplée à un modèle de qualité de l'eau

L'impact des surverses sur la contamination en *E. coli* de la rivière des Mille Îles a été étudié à partir d'une modélisation hydrodynamique 3D, ce qui a pour effet d'accroitre les temps de calcul. Pour limiter au maximum les temps de calcul, il a été décidé d'utiliser le moins de couches possible, le but étant de comprendre les phénomènes de propagation des *E. coli* en rivière depuis les ODS. Ainsi, la rivière des Mille Îles a été décomposée en cinq couches verticales. Les simulations

montrent des différences de concentrations d'*E. coli* négligeables le long de la colonne d'eau, d'où l'utilisation de la concentration moyenne sur la colonne d'eau dans l'analyse des résultats.

Le modèle a été développé sur le logiciel open source Deflt3D. Plusieurs modules sont disponibles, mais pour ces travaux, seuls les modules FLOW et WAQ ont été utilisés. Le module FLOW permet la simulation hydrodynamique multidimensionnelle de la rivière, et couplé avec le module WAQ, la qualité de l'eau peut être étudiée. Pour plus de détails sur la construction du modèle, on réfère le lecteur aux travaux d'Irakiza Shyaka (2019), tandis que les détails des équations et des schémas numériques du modèle couplé hydrodynamique-qualité sont directement disponibles sur (Deltares, 2019b, 2020).

Le scénario hydrodynamique de base correspond à la série des débits d'eau du 02/06/17 au 05/06/17, soit un débit moyen de 207 m^3/s à la PEP-3. Deux autres séries de débits ont été utilisées. Celle du 17/06/17 au 20/06/17 et celle du 12/08/10 au 15/08/10, qui correspondent respectivement à un débit moyen de 110 m^3/s et de 11 m^3/s. Le débit de 11 m^3/s est le débit minimum journalier enregistré sur la période historique 1961-2020. Il représente un débit d'étiage extrême, en climat futur également, car les travaux d'écrêtage du seuil rocheux en 2011 ont eu pour objectif d'accroitre les faibles niveaux d'eau. La Figure 5-4 représente les trois scénarios de débits à la PEP-3.

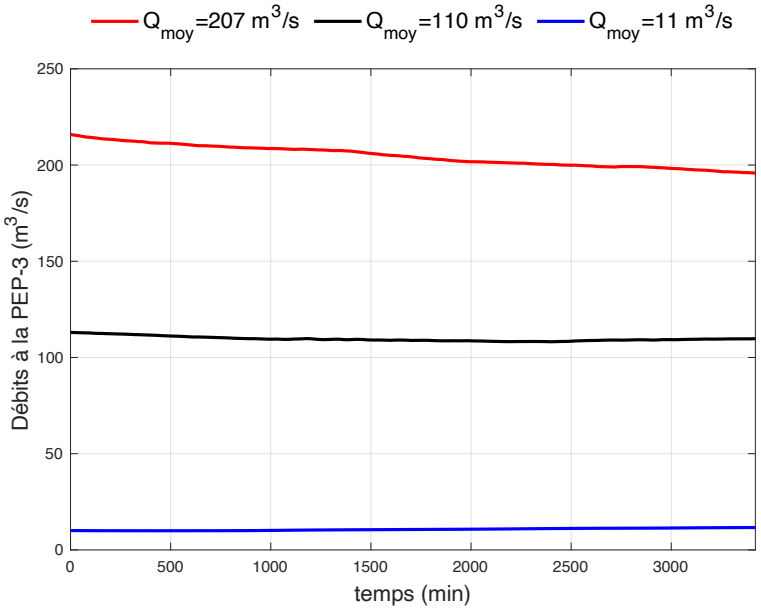

Figure 5-4 : Débits d'eau (m^3/s) à la PEP-3 sur les périodes 02/06/17-05/06/17 (Q=207 m^3/s), 17/06/17-20/06/17 (Q=110 m^3/s) et 12/06/10-15/06/10 (Q=11 m^3/s)

Les simulations hydrodynamiques ont été faites avec un pas de temps de 15 secondes afin d'assurer la stabilité du schéma numérique. Pour la partie qualité, les simulations ont été effectuées avec un pas de temps de 5 min, mais les résultats ont été exportés avec un pas de temps de 15 min, jugé suffisant pour déterminer les évènements de pointe.

Depuis les sources de contamination d'*E. coli* (surverses) jusqu'à la PEP, la concentration d'*E. coli* se voit suivre une réaction de dégradation de premier ordre, suivant la loi de Chick-Watson. Dans le module qualité, l'inactivation des *E. coli* dépend de la salinité, de la température de l'eau et de la radiation solaire (Deltares, 2020). La salinité est représentée par la concentration de l'eau en sel dissous, qui a été supposée constante, égale à 0.5 g/kg. Il s'agit d'une valeur représentative des eaux douces, choisie par le concepteur du modèle (Irakiza Shyaka, 2019). La rivière des Mille Îles n'est pas instrumentée avec des thermomètres qui mesurent en continue la température de l'eau. Il n'est donc pas possible de modéliser l'évolution de la température de l'eau au cours de l'année. La modélisation du transport des *E. coli* a été faite avec une température constante de la rivière, égale à 15°C. Cette valeur, qui a été retenue par Irakiza Shyaka (2019) lors de la construction du modèle, est proche de la température moyenne estivale à la station 04320006 du Réseau-rivières (Figure 3-1), qui était de 16°C sur la période 2015-2017. Enfin, la radiation solaire a aussi été supposée constante, égale à 230 W/m^2, selon les recommandations du concepteur. Cette valeur est en conformité avec la littérature, car les valeurs recommandées sont généralement comprises entre 190 et 250 W/m^2 pour les mois d'été (Deltares, 2019a).

Il est important de noter que le modèle ne prend pas en considération l'accumulation et le relâchement des *E. coli* dans les sédiments, ni l'éventuelle croissance des *E. coli* dans la rivière.

Pour les conditions aux frontières, il a été supposé une valeur constante de la concentration d'*E. coli* à l'entrée de la rivière, fixée à 43 UFC/100ml. La valeur de 43 UFC/100ml représente la moyenne de la concentration en coliformes fécaux mesurée en période estivale à la station n°04320021 du Réseau-rivières (cf. Figure 3-1), de 2015 à 2017 (taille de l'échantillon : n=18). Dans ces travaux, le ratio *E. coli*/coliformes fécaux a été supposé égal à 1.

Enfin, les simulations en partie qualité ont été faites en supposant une dispersion uniforme dans les trois directions. Le modèle a été calibré avec la valeur de 1 m^2/s pour les coefficients de dispersion selon la 1ère et la 2ème direction, et 1.10^{-7} m^2/s pour le coefficient de dispersion verticale. Il s'agit des valeurs recommandées dans la littérature (Deltares, 2020).

5.2.2.4 Résumé de la méthodologie et des scénarios de surverses

De base, tous les ODS ont été supposés simultanément actifs, mais l'influence du nombre d'ODS simultanément actifs sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 a aussi été étudiée. Pour ce faire, les mêmes hydrogrammes et pollutogrammes obtenus avec les données d'entrée (FP_c=1 ; T=300 min) et (FP_c=10 ; T=690 min) ont été appliquées aux X ouvrages les plus proches de la PEP-3, avec X=33 (ensemble des ODS), 20 et 10.

Considérant la nature stochastique du générateur des charges d'*E. coli* des surverses, pour un même jeu d'entrée, les pollutogrammes d'*E. coli* aux ODS ont été générés trois fois. Finalement, 87 simulations ont pu être étudiées (voir annexe C), permettant ainsi une bonne caractérisation des impacts des surverses sur la contamination d'*E. coli* à la PEP-3.

La Figure 5-5 résume la méthodologie d'évaluation des impacts des surverses sur la contamination microbiologique à la PEP-3.

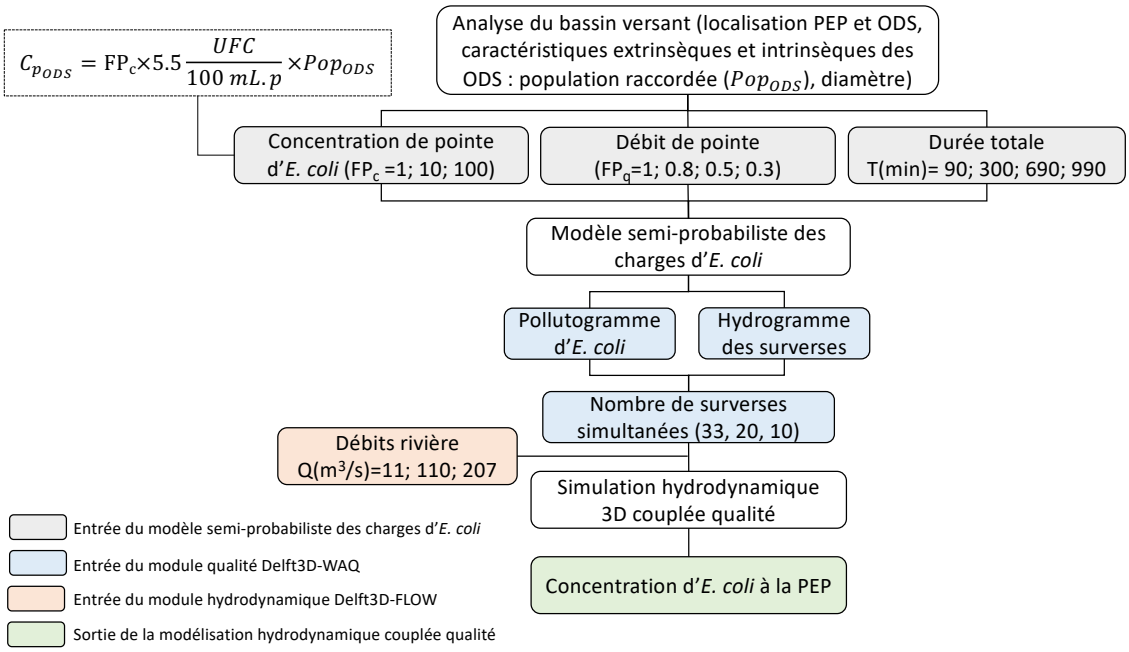

Figure 5-5 : Résumé de la méthodologie d'évaluation des impacts des surverses sur la contamination microbiologique (*E. coli*) à la PEP

5.2.3 Résultats et analyse

Dans cette partie, seuls les résultats jugés les plus pertinents à l'évaluation du risque de contamination microbiologique à la PEP sont présentés. De même, dans un souci de clarté, toutes les simulations de chacun des scénarios n'ont pas été affichées. Néanmoins, les simulations manquantes sont disponibles dans l'annexe D.

5.2.3.1 Impact du nombre de surverses simultanées

La Figure 5-6 illustre l'impact du nombre de surverses simultanées (33, 20 et 10 ODS les plus proches de la PEP-3) sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3, pour deux couples de données d'entrée : (FP_c=1 ; T=300 min) et (FP_c=10 ; T=690 min). Les simulations ont été faites à partir de la série de débits présentant un débit moyen de 207 m^3/s.

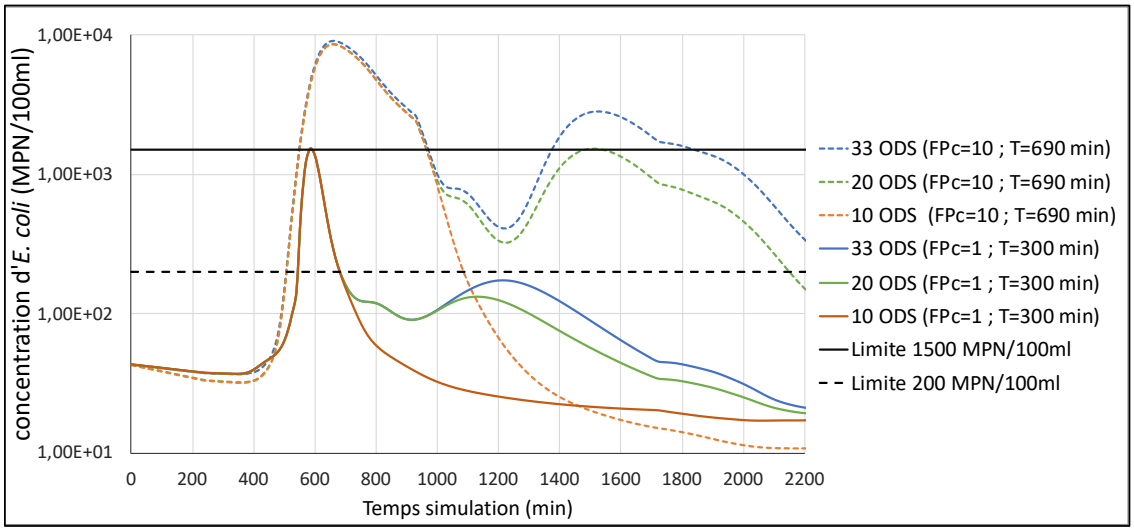

Figure 5-6 : Impact du nombre de surverses simultanées sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour deux scénarios : (FP_c=1; T=300 min) et (FP_c=10; T=690 min) lorsque Q_{moy}=207 m^3/s

Pour les deux jeux d'entrée, la conclusion est similaire : les ODS les plus proches contribuent à la première pointe de concentration d'*E. coli* à la PEP-3, qui est la plus élevée, donc la plus problématique en matière de santé publique, car au-delà d'un certain seuil, les capacités d'enlèvement des microorganismes pathogènes aux usines de traitement d'eau potable risquent d'être surpassées. Toutefois, les ODS situés plus en amont de la PEP-3 ont aussi un impact qui est non négligeable. Pour des longues durées de surverses et des concentrations élevées d'*E. coli*, la

seconde pointe à la PEP peut être importante, dépassant la limite de 1 500 MPN/100ml (Gouvernement du Québec, 2019b). De plus, l'augmentation du nombre de surverses simultanées accroit la concentration moyenne d'*E. coli* à la PEP, en maintenant les fortes concentrations d'*E. coli* sur une plus longue durée.

5.2.3.2 Impact de la durée et concentration maximale d'*E. coli* des surverses

La Figure 5-7 résume l'impact de la durée et des concentrations maximales d'*E. coli* dans les eaux déversées aux ODS en supposant l'ensemble des ODS simultanément actifs. Pour chaque scénario, trois simulations ont été faites, mais pour rendre les résultats plus clairs, seules deux d'entre elles ont été représentées, à savoir les simulations donnant la plus petite et la plus grande pointe de concentration d'*E. coli* à la PEP-3. Les simulations ont été faites à partir de la série de débits présentant un débit moyen de 207 m^3/s.

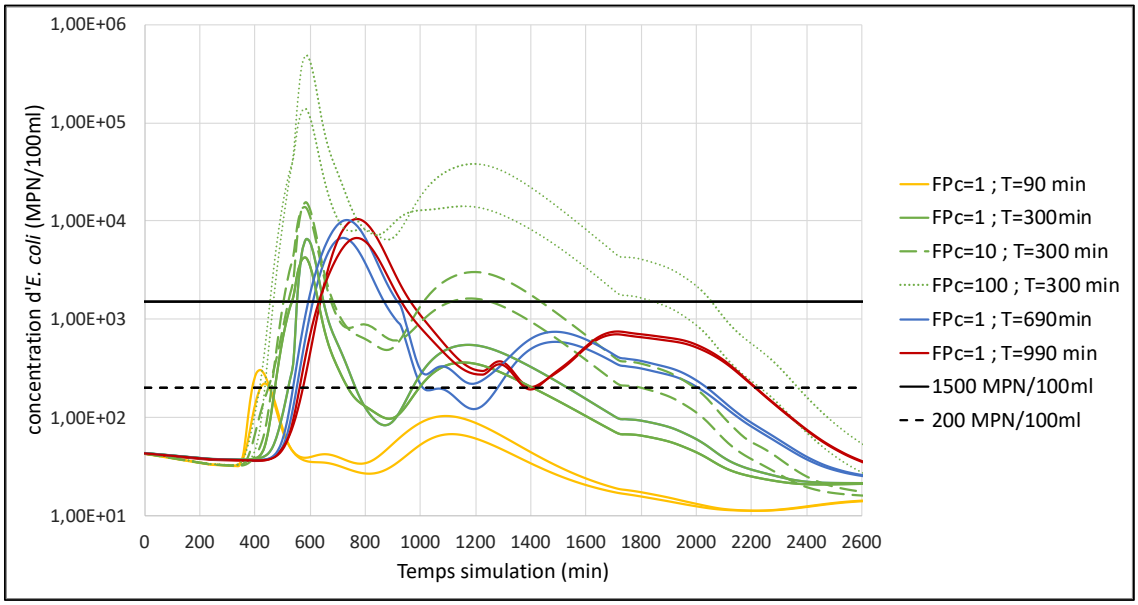

Figure 5-7 : Impact de la durée (T=90, 300, 690 et 990 min) et des concentrations maximales d'*E. coli* (FP_c = 1, 10, 100) aux ODS sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 lorsque Q_{moy}=207 m^3/s

Plusieurs observations peuvent être émises de la Figure 5-7 :

- L'augmentation de la durée des surverses contribue à accroître les pointes de concentration d'*E. coli* à la PEP-3, de près de 2 log entre une durée de 90 min et une durée de 690 min ou 990 min. Toutefois, il semblerait qu'au-delà d'une certaine durée, la pointe de concentration

reste invariante. Au final, l'augmentation des pointes de concentration d'*E. coli* à la PEP est particulièrement visible et importante entre des courtes et longues durées de surverse (>690 min).

- L'augmentation de la durée des surverses tend à maintenir plus longtemps des concentrations élevées d'*E. coli* à la PEP. Tandis que le seuil de 200 UFC/100ml n'est guère dépassé pour des courtes durées (90 min), ce seuil est dépassé sur un laps de temps plus long au fur et à mesure de l'augmentation des durées des surverses.
- Le décalage entre les apparitions des pics de concentration d'*E. coli* à la PEP selon les différentes durées de surverse provient du modèle semi-probabiliste, non pas du transport des *E. coli* en rivière. Selon les hypothèses de construction du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli*, plus la durée des surverses augmente, plus la pointe d'*E. coli* à l'ODS intervient tardivement.
- L'augmentation des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS a un impact important sur la concentration de pointe à la PEP. Des surverses plus concentrées en *E. coli* augmentent de façon non linéaire les concentrations de pointe retrouvées à la PEP. Alors qu'une augmentation par 10 du facteur de pointe FP_c augmente d'environ 0.5 log le premier pic de concentration d'*E. coli* à la PEP, une augmentation par 100 du FP_c augmente ce premier pic d'*E. coli* de 1 à 1.5 log.
- L'augmentation des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS a un impact plus important sur la deuxième pointe de concentration d'*E. coli* à la PEP-3 que sur la première pointe. Pour une durée identique des surverses, augmenter par 100 par la concentration maximale d'*E. coli* aux ODS contribue à accentuer le deuxième pic d'*E. coli* de près de 2 log, ce qui est non négligeable à l'usine de traitement d'eau potable.
- L'augmentation des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS semble avoir un impact plus important sur la concentration d'*E. coli* à la PEP qu'une augmentation de la durée des surverses, du moins, pour des surverses de moyenne à longue durée.
- En appliquant des facteurs de pointe sur la concentration aux ODS égaux à 1 ou 10, les résultats obtenus sur la concentration d'*E. coli* à la PEP- 3 à l'issue de la simulation sont réalistes, ceci quelle que soit la durée considérée. Cela démontre le caractère robuste de

cette méthodologie, qui permet d'analyser les impacts des surverses, même en l'absence de données observées sur les concentrations d'*E. coli* aux ODS.

5.2.3.3 Impact du débit de pointe des surverses

La Figure 5-8 illustre l'impact du débit de pointe des surverses sur la concentration d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour le scénario où FP_c=100 et T= 690 min. Le facteur de pointe de 100 a été considéré pour les simulations, car un des objectifs sous-jacents était de savoir si la surestimation des concentrations d'*E. coli* à la PEP ne provenait pas plutôt du débit maximal que de la concentration maximale, tous deux donnés à l'entrée du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli.* Ici aussi les simulations ont été produites à partir de la série de débits présentant un débit moyen de 207 m^3/s.

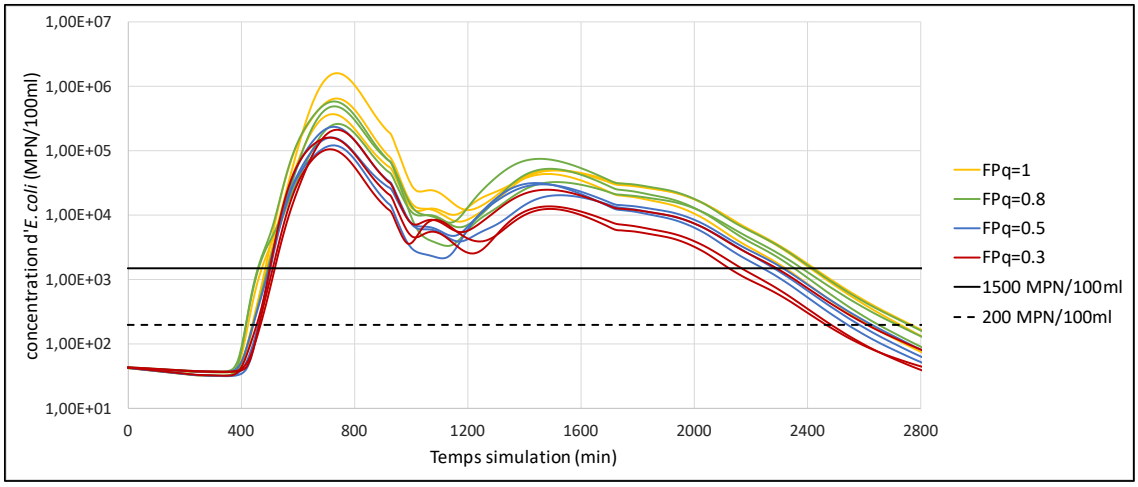

Figure 5-8 : Impact du débit de pointe des surverses sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour le scénario où FP_c=100, T= 690 min et un débit moyen de la rivière de 207 m^3/s

Le Tableau 5-2 résume les concentrations maximales d'*E. coli* simulées à la PEP-3, ainsi que les concentrations moyennes d'*E. coli* sur la période de simulation de 0 min à 2800 min. Il figure également les moyennes des concentrations maximales et des concentrations moyennes *d'E. coli* à la PEP-3, calculées sur la base des trois simulations pour chacun des cas de débit de pointe.

Tableau 5-2 : Concentrations maximales et moyennes d'*E. coli* à la PEP-3 sur la période de simulation 0 min à 2800 min, et les moyennes des concentrations moyennes et maximales d'*E. coli*, calculées à partir des trois simulations pour chacun des cas de débit de pointe aux ODS

		Concentration maximale *E. coli* (MPN/100ml)	Moyenne conc. max. *E. coli* (MPN/100ml)	Ecart relatif (par rapport au cas 100%Qmax)	Concentration moyenne *E. coli* (*) (MPN/100ml)	Moyenne conc. moy. *E. coli* (MPN/100ml)	Ecart relatif (par rapport au cas 100%Qmax)
100%Qmax	jeu 1	646753	871402	--	54836	65824	--
	jeu 2	1601050			108774		
	jeu 3	366402			33863		
80%Qmax	jeu 1	575681	440581	-49%	46961	40006	-39%
	jeu 2	485757			45556		
	jeu 3	260304			27502		
50%Qmax	jeu 1	118856	172248	-80%	14201	17775	-73%
	jeu 2	161285			17791		
	jeu 3	236603			21332		
30%Qmax	jeu 1	105390	158774	-82%	10073	14684	-78%
	jeu 2	213468			19347		
	jeu 3	157463			14632		

(*) concentration moyenne établie sur la période de simulation de 0 min à 2800 min

La Figure 5-8 montre qu'une diminution du débit de pointe tend à réduire les concentrations de pointe d'*E. coli*, ainsi que la concentration moyenne d'*E. coli* à la PEP-3. La diminution du débit des surverses conduit à une translation verticale vers le bas du pollutogramme d'*E. coli* établi à la PEP-3. Bien que le débit des surverses ait une influence significative sur le risque de forte contamination d'*E. coli* à la PEP-3, son impact est moins important que l'impact des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS. Le Tableau 5-2 montre qu'une réduction de 50% à 70% du débit de pointe peut entrainer une réduction d'environ 1 log la concentration d'*E. coli* à la PEP, mais cette réduction est moins significative pour des diminutions de l'ordre de 20% du débit de pointe des surverses. Par ailleurs, même avec une importante réduction du débit des surverses, les concentrations simulées avec FP_c=100 restent élevées, bien supérieures à celles qu'on devrait possiblement mesurer en réalité.

5.2.3.4 Impact du débit d'étiage de la rivière des Mille Îles

La Figure 5-9 résume l'impact du débit d'étiage de la rivière des Mille Îles sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 lorsque tous les ODS sont actifs, considérant le facteur de pointe sur la concentration d'*E. coli* FP_c=1 et différentes durées (T=90, 300 et 690 min). Les simulations ont été faites pour des débits moyens égaux à 207 m^3/s, 110 m^3/s et 11 m^3/s. Le premier débit apparait plutôt au début de la période estivale et à la fin de l'automne. Il s'agit d'un débit élevé de la période

étudiée. Le second débit est un débit jugé normal, tandis que le troisième débit correspond à un étiage extrême, qui a très peu de chance de se reproduire en climat futur.

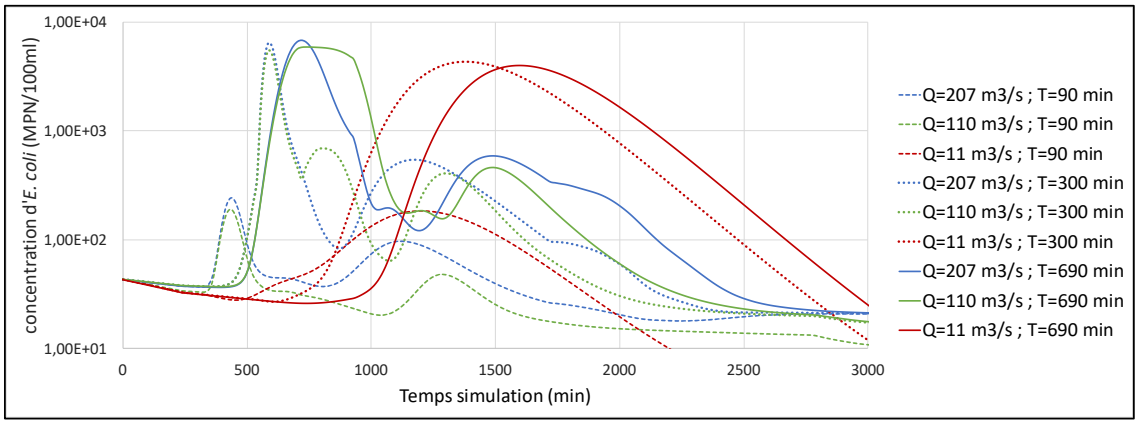

Figure 5-9 : Impact du débit de la rivière des Mille Îles et des durées des surverses (T=90 min, 300 min, 690 min) sur la concentration d'*E. coli* à la PEP-3 pour FP_c=1

Plusieurs points intéressants ressortent de ces simulations présentent sur la Figure 5-9 :

- La diminution du débit d'étiage modifie profondément la forme du pollutogramme d'*E. coli* à la PEP-3. Quelle que soit la durée des surverses, la deuxième pointe de concentration *d'E. coli* n'apparaît plus lorsque le débit de la rivière est extrêmement faible, laissant place à une unique pointe de concentration d'*E. coli*. Cela s'explique par les vitesses d'écoulement extrêmement réduites qui favorisent la dégradation des charges d'*E. coli* issues des ODS les plus éloignés de la PEP-3.

- La réduction du débit de la rivière, donc des vitesses d'écoulement, conduit à faire apparaître plus tardivement le pic de concentration d'*E. coli* à la PEP-3 induit par les dix premiers ODS les plus proches de cette PEP, d'environ 12 heures en moyenne. Néanmoins, l'augmentation du temps d'inactivation semble être en partie compensée par la réduction de la capacité de dilution des contaminants dans la rivière, et au final, la concentration de pointe à la PEP reste relativement semblable pour des débits d'étiage restant élevés (>110 m^3/s). Toutefois, cette concentration maximale d'*E. coli* est plus réduite pour les surverses de longue durée se produisant lors de très faibles débits comparativement à des surverses se produisant lors des débits élevés. Le Tableau 5-3 met en avant ces propos en affichant la concentration maximale d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour les différentes durées et débits

de la rivière, ainsi que l'écart relatif rapport à la concentration maximale d'*E. coli* obtenue lorsque le débit moyen est de 207 m^3/s.

Tableau 5-3 : Concentration maximale d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s

	Q = 207 m^3/s	**Q = 110 m^3/s (-47%)**	**Q = 11 m^3/s (-95%)**
T = 90 min	223	189 (-15%)	183 (-18%)
T = 300 min (+233%)	6418	5464 (-15%)	4337 (-32%)
T = 690 min (+667%)	6748	5828 (-14%)	3974 (-41%)

- Les très faibles débits de la rivière tendent à faire croître significativement la concentration moyenne à la PEP, ce qui est critique en matière de santé publique, car le risque annuel en santé publique dépend davantage de la concentration moyenne que des pointes d'*E. coli* (Taghipour, Shakibaeinia, et al., 2019). Le Tableau 5-4 indique les concentrations moyennes d'*E. coli* à la PEP-3 pour chaque scénario, ainsi que l'écart relatif par rapport à la concentration moyenne d'*E. coli* obtenue lorsque le débit moyen est de 207 m^3/s.

Tableau 5-4 : Concentration moyenne d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s

	Q = 207 m^3/s	**Q = 110 m^3/s (-47%)**	**Q = 11 m^3/s (-95%)**
T = 90 min	30	26 (-14%)	47 (+55%)
T = 300 min (+233%)	244	214 (-12%)	840 (+244%)
T = 690 min (+667%)	484	621 (+28%)	773 (+60%)

Les résultats exposés dans le tableau ci-dessus montrent que les changements les plus significatifs ont lieu entre les forts et très faibles débits de la période estivale, en particulier pour la durée de surverse de 300 min. Pour des courtes à moyennes durées, une faible réduction du débit tend à diminuer la concentration moyenne d'*E. coli* à la PEP. Ceci pourrait s'expliquer par la réduction de la capacité de dilution qui ne parvient pas à compenser l'augmentation du temps d'inactivation due à la diminution des vitesses d'écoulement. Par contre, pour des durées de surverse plus longues (>690 min), les charges d'*E. coli* issues des ODS sont plus importantes, ce qui a pour effet de surpasser la capacité de dilution de la rivière, donc d'accroitre les concentrations d'*E. coli* à la PEP, cela malgré l'augmentation du temps d'inactivation.

- Le 95ème percentile de la concentration d'*E. coli* à la PEP-3, utilisé dans le *Guide d'analyse des vulnérabilités des sources d'approvisionnement en eau potable au Québec* pour quantifier la vulnérabilité des PEP au risque de contamination microbiologique, est lui aussi fortement impacté par le débit de la rivière des Mille Îles en période estivale, comme l'illustre le Tableau 5-5 où est également affiché l'écart relatif par rapport au 95ème percentile de la concentration d'*E. coli* obtenue lorsque le débit moyen est de 207 m^3/s.

Tableau 5-5 : 95ème percentile de la concentration d'*E. coli* simulée à la PEP-3 pour différentes durées des surverses (T=90, 300, 690 min) et débits de la rivière (Q=207, 110, 11 m^3/s), en supposant tous les ODS actifs, sous le scénario FP_c=1. Les valeurs entre parenthèses indiquent l'écart relatif par rapport à la valeur obtenue pour le débit moyen de 207 m^3/s

	Q = 207 m^3/s	**Q = 110 m^3/s (-47%)**	**Q = 11 m^3/s (-95%)**
T = 90 min	67	47 (-29%)	173 (+158%)
T = 300 min (+233%)	540	675 (+25%)	4060 (+651%)
T = 690 min (+667%)	3034	5328 (+76%)	3727 (+23%)

Les remarques émises sur la concentration moyenne d'*E. coli* à la PEP-3 s'appliquent également pour le 95ème percentile de la concentration d'*E. coli*, mais avec une amplitude des changements plus importante, surtout pour les surverses de courte à moyenne durée.

5.2.4 Discussion des résultats

Plusieurs remarques peuvent être émises de l'analyse de ces résultats. Tout d'abord, la méthode proposée ici s'avère robuste pour simuler stochastiquement les concentrations d'*E. coli* à la PEP sous divers scénarios de surverses (concentration, durée, débit des surverses, nombre de surverses simultanées), cela, même en l'absence de données observées. Pour des facteurs de pointe FP_c=1 (concentration maximale en *E. coli* comprise entre $1.8x10^2$ et $1.0x10^4$) ou FP_c=10 (concentration maximale en *E. coli* comprise entre $8.9x10^2$ et $9.5x10^4$), les concentrations d'*E. coli* simulées à la PEP sont plus réalistes que celles obtenues pour un FP_c égal à 100 (concentration maximale en *E. coli* comprise entre $1.13x10^4$ et $1.6x10^6$), qui conduit à surestimer fortement les concentrations d'*E. coli* à la PEP, bien au-delà des valeurs plausibles (voir Annexe D : Tableau D-1 pour plus de détails). L'impact des facteurs de pointe sur les débits des surverses (FP_q) est moins important que celui sur les concentrations (FP_c). Toutefois, à la vue des résultats, il conviendrait d'adopter des valeurs comprises entre 0.8 et 0.5 pour le FP_q, qui sont d'autant plus réalistes qu'un FP_q égal à 1. En effet, lors des débordements, il est très peu probable que les conduites coulent à plein. Il est plus probable que le débit de pointe à l'ODS soit compris entre 50% et 80% de la capacité maximale de l'ODS. Considérant l'impact plus élevé du FP_c que du FP_q sur la concentration d'*E. coli* à la PEP, dans un premier temps, il serait pertinent d'axer les efforts sur l'estimation des concentrations d'*E. coli* aux ODS (e.g. travaux d'échantillonnage), plutôt que sur les débits, bien que cela ne s'applique pas nécessairement à d'autres polluants.

Pour la PEP-3, le nombre de surverses simultanées ne semble pas influencer la plus forte pointe d'*E. coli*, qui est due aux dix ODS en amont situés le plus proche de cette PEP. Ainsi, il serait important de concentrer les efforts sur les ODS situés à proximité des PEP pour les protéger de tout risque de contamination microbiologique. Toutefois, les ODS éloignés de la PEP peuvent avoir une influence non négligeable sur le risque en santé publique, cela d'autant plus que le débit estival est important, et que la durée et les concentrations d'*E. coli* des surverses sont élevées. Il est certain que l'hypothèse de l'ensemble des ODS simultanément actif est forte, mais pour s'en dispenser, il y a un réel besoin d'avoir un meilleur suivi des ODS. Cela permettrait d'identifier les ODS les plus critiques en matière de fréquence de surverse, puis de simuler des scénarios de surverse avec ces ODS identifiés comme étant sensibles aux évènements de précipitations d'été et/ou d'automne. Ceci devrait donc encourager les décideurs des bassins versants à mettre en place au plus vite des

enregistreurs électroniques de débordement (EED) aux ODS, à l'instar de la ville de Laval qui s'est fixée l'objectif d'installer 150 EED sur l'ensemble de son territoire (Desplanques, 2018).

Outre d'approfondir les connaissances sur la fréquence des surverses, les EED permettraient d'améliorer les connaissances sur la durée des surverses, qui est une variable critique en matière de contamination microbiologique à la PEP, car les longues durées de surverse tendent à maintenir plus longtemps les concentrations élevées d'*E. coli*. Une meilleure connaissance des durées moyennes et maximales propres à chaque ODS permettrait d'améliorer significativement la méthodologie proposée ici. Il serait alors possible d'attribuer des plages de durées plausibles pour chaque ODS, puis de faire plusieurs simulations en faisant varier stochastiquement la durée des surverses, qui sera ainsi différente pour chaque ODS. L'attribution d'une durée spécifique à chaque ODS lors d'un événement de pluie pourrait aussi se faire grâce à un modèle hydrologique du bassin versant, couplé au modèle hydrodynamique de la rivière.

Le débit de la rivière en période d'étiage influence significativement les concentrations d'*E. coli*, le moment d'apparition des pointes d'*E. coli*, ainsi que la forme du pollutogramme à la PEP. Il y a donc un réel intérêt à développer des projections hydroclimatiques pour la rivière des Mille Îles, malgré sa forte régularisation qui complexifie l'utilisation directe des variables climatiques simulées par les modèles climatiques. Dans ce contexte, une approche semblable à celle de Huaringa Alvarez et al. (2014), utilisant les réseaux neurones, s'avère pertinente. Toutefois, en l'absence de ces données, le débit d'étiage de 2010 peut être considéré comme un événement extrême, en climat futur également[22]. Considérant la diminution projetée des débits d'étiages estivaux dans le sud du Québec, et les conséquences illustrées ici d'une forte diminution des débits sur la concentration moyenne et le 95ème percentile d'*E. coli* à la PEP, il est nécessaire d'entreprendre au plus vite une adaptation au changement climatique, car la vulnérabilité de la PEP-3 à la contamination microbiologique pourrait s'amplifier avec les changements globaux. La croissance de la population et l'urbanisation, couplées à l'allongement des périodes de temps sec et à l'intensification des pluies extrêmes, devraient accroitre les concentrations d'*E. coli* dans les

[22] Les travaux d'écrêtage du seuil à l'entrée de la rivière sont censés assurer un débit minimal de 25 m^3/s pour les futurs étiages estivaux, ce qui correspond à un niveau d'eau du lac des Deux Montagnes d'une période de retour de 100 ans (Côté, C., 2012) et plus du double du débit mesuré en 2010.

surverses. Si les périodes de temps sec s'allongent, il y a une forte probabilité que les débits d'étiage diminuent. Les surverses surviendraient donc à un moment où la capacité de dilution de la rivière sera limitée, ce qui est critique en matière de santé publique, car le risque d'avoir une concentration élevée d'*E. coli* pendant une longue durée augmentera.

La méthodologie présentée ici s'applique spécifiquement à des rivières aux rives densément urbanisées soumises à la problématique des surverses. Il pourrait être possible d'introduire d'autres sources ponctuelles de contamination microbiologique, comme les effluents des STEP, qui sont mieux connus grâce à leur suivi en continu. Des premiers travaux ont été faits par Irakiza Shyaka (2019) quant à l'impact des effluents des STEP sur la contamination à la PEP-3. Les résultats de ces travaux restent toutefois incertains et mériteraient d'être développés davantage. De même, il serait judicieux d'intégrer également les tributaires de la rivière des Mille Îles qui sont connus pour transporter une part non négligeable de contaminants microbiologiques, issus de l'agriculture et de l'élevage. Pour les sources diffuses, il faudrait entreprendre une analyse plus approfondie du bassin versant afin d'identifier les trajectoires préférentielles d'écoulement en surface qui ont pour exutoire la rivière des Mille Îles. Dans ces travaux, le ruissellement a été indirectement pris en considération, en supposant que l'ensemble du ruissellement de surface parvient aux réseaux d'égouts. Ici encore, un modèle hydrologique serait d'une grande utilité pour caractériser l'impact des différentes sources de contamination microbiologique sur la contamination à la PEP. De tels résultats permettraient d'orienter plus facilement les politiques d'adaptation et d'atténuation aux changements globaux.

Par ailleurs, il serait intéressant d'analyser l'impact de la température de l'eau de la rivière sur l'inactivation des *E. coli* depuis les points de rejet jusqu'à la PEP. Dans ces travaux, la température a été supposée constante, mais il y aurait un réel intérêt à installer des thermomètres en différents points de la rivière. D'une part, cela permettra d'avoir une idée de l'évolution de la température au cours du temps et des écarts saisonniers. Ainsi, les simulations pourront intégrées cet effet dynamique, donc simuler des évènements de surverse avec une température de l'eau qui soit représentative de la saison simulée. Ceci est fondamental, car la température influe sur l'inactivation des *E. coli*, donc sur les résultats des simulations. Ces données pourront aussi servir à de futures études d'impact des changements climatiques, car en climat futur, le réchauffement de l'air contribuera à accroitre la température des eaux de surface, donc l'inactivation des *E. coli*. Cette conséquence des changements climatiques sur le risque de contamination à la PEP pourra

donc être quantifiée. D'autre part, ces thermomètres permettront de voir la variation spatiale de la température, celle-ci pouvant évoluer en fonction du niveau de l'eau et des rejets des eaux industrielles, des stations d'épuration et des surverses.

Aussi, la méthodologie de ces travaux pourrait facilement s'étendre à d'autres polluants contenus dans les surverses (nutriments, substances inorganiques et organiques), eux-mêmes inclus dans l'analyse des vulnérabilités des sources d'alimentation en eau potable au Québec.

D'autres travaux futurs concernent plus spécifiquement le modèle hydrodynamique de la rivière. Tout d'abord, il faudrait optimiser davantage les temps de calcul afin de pouvoir appliquer cette méthodologie sur un très grand nombre de scénarios de surverses. Notamment, il faudrait permettre au module qualité d'accepter en entrée les simulations hydrodynamiques 2D du module FLOW. Les simulations seraient plus pertinentes dans le cadre de ces travaux, car elles seront moins coûteuses en temps de calcul comparativement à des simulations 3D, mais les résultats générés seront exploités de la même façon. De plus, il serait très intéressant de développer davantage le modèle en intégrant les effets de la sédimentation et de la remise en suspension, car il est reconnu que les sédiments jouent un rôle très important dans le transport et le devenir des *E. coli* dans les cours d'eau (Dorner, S. M. et al., 2006; Kiefer et al., 2012). Puisque l'érosion des sols devrait s'intensifier en raison des changements globaux (urbanisation, augmentation de l'intensité des pluies extrêmes), l'impact sur la contamination microbiologique à la PEP pourra être étudiée, ainsi que le risque d'obstruction des PEP. Enfin, il serait important d'effectuer une analyse de sensibilité sur la constante d'inactivation des *E. coli* considérée pour ces simulations, car une valeur trop élevée serait à l'origine d'une sous-estimation des concentrations d'*E. coli* à la PEP.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Au Québec, les responsables des prélèvements d'eau visés par le RPEP sont tenus de rédiger un rapport d'analyse des vulnérabilités de leurs sources d'approvisionnement en eau potable, dont les méthodes d'évaluation sont présentées dans un Guide rédigé par le gouvernement. Les méthodes sont complexes, en particulier pour les petites municipalités qui peuvent manquer d'outils de mesure et/ou d'experts nécessaires à l'analyse des vulnérabilités. De plus, les méthodes présentées n'introduisent que superficiellement le contexte des changements globaux. L'objectif principal de ces travaux était donc de développer une méthode d'évaluation ascendante tenant compte de ce contexte en période d'étiage estival (1er juin-31 octobre), d'une part, pour le risque d'insuffisance en eau, d'autre part, pour le risque de contamination microbiologique. Les résultats de ces travaux permettent de tirer des conclusions générales relativement à ces deux risques dans le contexte climatique et d'utilisation des ressources en eau pour des rivières du sud du Québec aux rives densément urbanisées.

L'évaluation ascendante du risque de pénurie d'eau sur une rivière connue pour ses étiages historiques extrêmes s'avère efficace pour identifier les causes à l'origine des pénuries d'eau, définies ici comme l'incapacité de la PEP à prélever le volume d'eau nécessaire pour répondre aux exigences des municipalités. Les PEP de la rivière étudiée sont actuellement plus vulnérables aux pressions anthropiques (demande en eau) qu'aux pressions hydroclimatiques (disponibilité de l'eau en rivière), à l'instar d'autres rivières situées sur des territoires fortement urbanisés. Considérant le contexte des changements globaux attendus dans le sud du Québec, ces tendances devraient se poursuivre, en particulier sur le bassin versant de la rivière des Mille Îles, qui devrait connaître une croissance démographique importante au cours des trente prochaines années. L'indice de vulnérabilité développé mériterait toutefois d'être validé sur d'autres PEP de la province, notamment sur celles réputées vulnérables à ce type de risque.

Aussi, ces travaux ont posé les bases d'une méthodologie présentant un potentiel de développement important. Ces travaux ont proposé une façon d'introduire l'impact du frasil et des moules zébrées sur l'approvisionnement en eau potable, en particulier par l'utilisation d'une matrice de vulnérabilité. D'autres travaux futurs consisteraient à introduire les résultats des projections hydroclimatiques pour attribuer des probabilités de changement climatique à l'espace des risques, développé en agrégeant les deux sous-indices de vulnérabilité à la pénurie d'eau. Enfin, la notion

de pénurie d'eau pourrait s'élargir davantage en intégrant les prélèvements industriels et agricoles considérant l'influence notable de ces secteurs d'activité sur les schémas d'approvisionnement en eau potable à l'échelle du territoire. Néanmoins, ces perspectives de recherche sont conditionnées aux données disponibles à l'échelle du bassin versant. Or, les prélèvements de ces activités sont rarement connus et souvent gardés confidentiels. Il y a donc un intérêt à favoriser le partage de l'information entre les différents acteurs du bassin versant de façon à ce que l'adaptation et l'atténuation aux changements globaux puissent répondre à la fois aux problématiques d'ordre social, environnemental et économique.

Bien que les résultats de ces travaux soient incertains en n'intégrant pas l'ensemble des prélèvements effectués sur la rivière des Mille Îles, ni même les réserves d'eau potable, ils devraient néanmoins encourager les décideurs à contextualiser de nouveau leurs stratégies d'adaptation afin d'éviter toute interruption de l'approvisionnement en eau potable, donc d'hypothétiques crises de l'eau aux lourdes conséquences humaines et environnementales à l'échelle du bassin versant. Pour éviter de telles conséquences, les gestionnaires du bassin de la rivière des Mille Îles pourraient s'inspirer du système de prévision aux étiages mis en place sur le bassin versant de la rivière Yamaska (Brissette et al., 2013). Aussi, il pourrait être avantageux d'enclencher rapidement le pas vers l'adaptation, en réfléchissant dès à présent aux solutions d'approvisionnement en eau potable en contexte de crise de l'eau, comme par exemple, en fermant les boucles à travers le recyclage des eaux usées, ou en complexifiant le réseau de distribution d'eau potable en le connectant avec des sources lointaines pouvant être utilisées temporairement lors des situations de crise. Pour faire face aux problématiques induites par les étiages sur l'approvisionnement en eau potable, il est également primordial d'avoir une meilleure connaissance du *continuum* hydrologique, en particulier en améliorant les modèles hydrogéologiques et leur couplage avec les modèles hydrologiques.

Relativement au risque de contamination microbiologique à la PEP lors des étiages estivaux, quelques résultats de ces travaux de recherche corroborent avec une précédente étude effectuée dans le sud du Québec (Jalliffier-Verne, 2015). En particulier, ce n'est pas le nombre de surverses simultanées qui dicte les pointes élevées d'*E. coli*, mais un grand nombre de surverses simultanées est à l'origine de fortes concentrations d'*E. coli* à la PEP. Toutefois, les fortes concentrations d'*E. coli* à la PEP semblent dépendre davantage de la localisation des ODS par rapport à la PEP que du nombre d'ODS conjointement actifs, justifiant l'intérêt de positionner les PEP le plus loin possible

des ODS. De même, l'amplitude des pointes d'*E. coli* dépend surtout des charges d'*E. coli* et des durées des surverses, moins de l'hydraulicité de la rivière. Les forts débits en période estivale favorisent la dispersion des *E. coli*, ce qui est à l'origine d'une première pointe élevée d'*E. coli* à la PEP, et d'une seconde pointe, dont l'amplitude dépend du nombre de surverses, de leur concentration, durée et débit. Néanmoins, les faibles débits d'étiage, qui devraient apparaître plus souvent en climat futur, réduisent la capacité de dilution de la rivière, ce qui accentue fortement la concentration moyenne d'*E. coli* à la PEP lors d'un événement de surverses. Lors des étiages critiques, les concentrations élevées d'*E. coli* perdurent plus longtemps que lors des débits importants, ce qui accentue le risque en santé publique. C'est pourquoi, il faudrait dès à présent réfléchir à des solutions permettant de limiter les charges d'*E. coli* et les durées des surverses en période d'étiage, car il est très probable que l'urbanisation du territoire et la densification de la population, couplées aux changements sur les régimes de précipitations d'été/automne soient responsables d'une augmentation des charges d'*E. coli* aux points de rejet.

Ainsi, l'adaptation aux changements globaux devrait se faire, d'une part, à l'échelle locale en ce qui concerne les charges de contaminant, d'autre part, à l'échelle régionale en ce qui concerne l'hydraulicité de la rivière en période d'étiage. Les infrastructures vertes présentent un potentiel de développement très intéressant, mais leurs bénéfices sur les charges de contaminants restent encore à démontrer, notamment par des simulations en continue qui tiennent comptent des périodes de temps sec, où l'accumulation des contaminants en surface et dans les réseaux d'égouts est importante. En effet, les infrastructures vertes réagissent très bien aux précipitations de faible intensité, favorisant la réduction de la fréquence des surverses. Toutefois, en climat futur, les périodes de temps sec devraient s'allonger et les précipitations, s'intensifier. Ainsi, les infrastructures vertes pourraient s'avérer inefficaces dans un tel contexte, et leur capacité à répondre aux précipitations peu intenses pourrait même favoriser l'accumulation des contaminants dans l'environnement terrestre, accentuant davantage les charges de contaminants lors des surverses d'été et/ou d'automne. Dans ce sens, il pourrait être intéressant de développer un modèle hydrologique sur une zone témoin du bassin versant, de le coupler au modèle hydrodynamique de la rivière, et d'effectuer des simulations en continue pour des événements de pluie d'intensité et de durée différentes. Dans l'attente de tels travaux, la mise en place d'outils de mesure en temps réel, tant pour les volumes rejetés que pour les concentrations et durées des surverses, s'avérera bénéfique à de multiples égards. D'une part, les ODS critiques en matière de volumes de

débordement et charges d'*E. coli* seront identifiés, ce qui orientera les plans de protection des eaux de surface. D'autre part, ces données serviront à améliorer la méthodologie de ces travaux pour la rendre plus robuste, notamment à l'égard des décideurs, qui pourraient s'appuyer directement sur les résultats des simulations pour orienter leur plan d'action. La modélisation hydrodynamique couplée qualité a la capacité de mettre en avant des problématiques qui ne seraient pas visibles en utilisant des modèles empiriques ou conceptuels. Sur la rivière des Mille Îles, la présence d'îles influe significativement sur le transport des contaminants, qui se concentrent sur les rives et là où le nombre d'îles est important. Enfin, il est urgent que de nouveaux projets de recherche aient pour objectif de modéliser l'impact des sédiments et de leur remise en suspension sur la concentration d'*E. coli* dans les eaux de surface. Les changements climatiques modifieront profondément la géomorphologie des cours d'eau, et les activités anthropiques favoriseront le transport des sédiments des surfaces terrestres vers les cours d'eau. Les conséquences de ces changements sur la vulnérabilité des PEP à la contamination microbiologique se doivent d'être quantifiées afin d'orienter au plus vite les schémas d'aménagement du territoire, qui se doivent d'évoluer en phase avec les avancées scientifiques sur l'impact des changements climatiques sur la vulnérabilité des sources d'alimentation en eau potable à la contamination.

BIBLIOGRAPHIE

Abi-Zeid, I., & Bobée, B. (1999). La modélisation stochastique des étiages: une revue bibliographique. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, 12*(3), 459-484. doi:10.7202/705360ar

Agriculture et Environnement. (2016). La culture du maïs est grande consommatrice d'eau. Tiré de https://www.agriculture-environnement.fr/2016/07/07/la-culture-du-mais-est-grande-consommatrice-deau-baliverne-10

Aguilera, P. A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., & Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software, 26*(12), 1376-1388. doi:10.1016/j.envsoft.2011.06.004

Al Aukidy, M., & Verlicchi, P. (2017). Contributions of combined sewer overflows and treated effluents to the bacterial load released into a coastal area. *Science of The Total Environment, 607-608*, 483-496. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.050

Alodah, A., & Seidou, O. (2019). Assessment of Climate Change Impacts on Extreme High and Low Flows: An Improved Bottom-Up Approach. *Water, 11*(6). doi:10.3390/w11061236

Anctil, F., Rousselle, J., & Lauzon, N. (2005). *Hydrologie - cheminements de l'eau*: Presses internationales Polytechnique.

Assani, A., Chalifour, A., Légaré-Couture, G., Manouane, C.-S., & Leroux, D. (2011). *Temporal Regionalization of 7-Day Low Flows in the St. Lawrence Watershed in Quebec (Canada)* (vol. 25).

Bahadur, R., Amstutz, D. E., & Samuels, W. B. (2013). Water contamination modeling—a review of the state of the science. *Journal of Water Resource and Protection, 5*(02), 142.

Baird, R. B., Bridgewater, L. L., Eaton, A. D., Rice, E. W., Water Environment, F., American Water Works, A., & American Public Health, A. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater: prepared and published jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation ; joint editorial board, Rodger B. Baird (WEF, Chair) Andrew D. Eaton (AWWA), Eugene W. Rice (APHA) ; managing editor, Laura L. Bridgewater* (23rd --e éd.). Washington, DC: American Public Health Association.

Barton, D., Saloranta, T., Moe, J., Eggestad, H. O., & Kuikka, S. (2008). Bayesian Belief Networks as a Meta-Modelling Tool in Integrated River Basin Management – Pros and Cons in Evaluating Nutrient Abatement Decisions Under Uncertainty in a Norwegian River Basin. *Ecological Economics, 66*, 91-104. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.02.012

Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. (2008). *Le changement climatique et l'eau*. Genève, Suisse: GIEC. Tiré de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/climate-change-water-fr.pdf

Belzile, L., Bérubé, P., Hoang, V. D., & Leclerc, M. (1997). *Méthode écohydrologique de détermination des débits réservées pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec* (Rapport nº R494). Québec, QC: INRS-Eau. Tiré de http://espace.inrs.ca/610/1/R000494.pdf

Ben-Haim, Y. (2006). *Info-gap decision theory: decisions under severe uncertainty*: Elsevier.

Bernard, C., Jean-Luc, B.-K., & Sylvie, B. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. *Techniques de l'ingénieur Gestion des eaux par les collectivités territoriales, base documentaire : TIB444DUO*(ref. article : w6800). Tiré de https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/gestion-des-eaux-par-les-collectivites-territoriales-42444210/eaux-pluviales-urbaines-et-rejets-urbains-par-temps-de-pluie-w6800/

Bérubé, J. (2007). *Évaluation d'un indice de pression sur les approvisionnements municipaux en eau potable au Québec à l'aide d'une méthode de régionalisation des débits d'étiage.* (Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, QC). Tiré de http://espace.inrs.ca/id/eprint/438

Bickerton, M., Petts, G., Armitage, P., & Castella, E. (1993). Assessing the ecological effects of groundwater abstraction on chalk streams: Three examples from Eastern England. *Regulated Rivers: Research & Management, 8*(1-2), 121-134. doi:10.1002/rrr.3450080115

Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G. R., & Vondracek, B. (2009). Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 39*(11), 909-1001. doi:10.1080/10643380801977966

Blaustein, R. A., Pachepsky, Y., Hill, R. L., Shelton, D. R., & Whelan, G. (2013). Escherichia coli survival in waters: Temperature dependence. *Water Research, 47*(2), 569-578. doi:10.1016/j.watres.2012.10.027

Bleau, N., Bissaillon, A., & Duval, V. (2018). *Inventaire et suivi de l'utilisation des ressources en adaptation des milieux urbains aux changements climatiques* Montréal, QC: Ouranos.

Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology, 55*(1), 3-23. doi:10.1016/0022-1694(82)90117-2

Boxall Alistair, B. A., Hardy, A., Beulke, S., Boucard, T., Burgin, L., Falloon Peter, D., . . . Williams Richard, J. (2009). Impacts of Climate Change on Indirect Human Exposure to Pathogens and Chemicals from Agriculture. *Environmental Health Perspectives, 117*(4), 508-514. doi:10.1289/ehp.0800084

Boyer, C., Chaumont, D., Chartier, I., & Roy, A. G. (2010). Impact of climate change on the hydrology of St. Lawrence tributaries. *Journal of Hydrology, 384*(1), 65-83. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.01.011

Brière, F. G. (2012). *Distribution et collecte des eaux, troisième édition*. Montréal, Québec: Presses internationales Polytechnique.

Brissette, F., Chen, J., Gatien, P., Arsenault, R., & Li, Z. (2013). *Système de prévision des étiages comme moyen d'adaptation aux impacts des changements climatiques* Montréal, QC: ÉTS. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportBrissette2013_FR.pdf

Brodeur, C., Brassard, D., Dionne, N., Laberge, V., Labrecque, R., J., T., & Turmel, P. (2012). *Portrait des bassins versants de la Capitale*. Organisme des bassins versants de la Capitale.

Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M. D., Ashbolt, N. J., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environment International, 30*(5), 741-759. doi:10.1016/j.envint.2003.11.006

Brouillette, D. (2007). *Qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles 2000-2005*. Québec. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/mille_iles/rapport_00-05.pdf

Brown, C. (2011). Decision-scaling for robust planning and policy under climate uncertainty. *World Resources Report Uncertainty Series*, 14.

Brown, C., Ghile, Y., Laverty, M., & Li, K. (2012). Decision scaling: Linking bottom-up vulnerability analysis with climate projections in the water sector. *Water Resources Research, 48*(9). doi:10.1029/2011WR011212

Brown, C., Steinschneider, S., Ray, P., Wi, S., Basdekas, L., & Yates, D. (2019). Decision Scaling (DS): Decision Support for Climate Change. Dans V. A. W. J. Marchau, W. E. Walker, P. J. T. M. Bloemen, & S. W. Popper (édit.), *Decision Making under Deep Uncertainty: From Theory to Practice* (p. 255-287). Cham: Springer International Publishing.

Brown, C., Werick, W., Leger, W., & Fay, D. (2010). *A new angle on adaptive management - Reducing plausible vulnerability in the Upper Great Lakes.* Communication présentée à World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change, May 16, 2010 - May 20, 2010, Providence, RI, United states (p. 2150-2161). doi:10.1061/41114(371)223

Brown, C., Werick, W., Leger, W., & Fay, D. (2011). A Decision-Analytic Approach to Managing Climate Risks: Application to the Upper Great Lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 47*(3), 524-534. doi:10.1111/j.1752-1688.2011.00552.x

Brown, C., & Wilby, R. L. (2012). An alternate approach to assessing climate risks. *Eos, Transactions American Geophysical Union, 93*(41), 401-402. doi:10.1029/2012EO410001

Brown, R. D. (2010). Analysis of snow cover variability and change in Québec, 1948–2005. *Hydrological Processes, 24*(14), 1929-1954. doi:10.1002/hyp.7565

Burnet, J.-B., Dinh, Q. T., Imbeault, S., Servais, P., Dorner, S., & Prévost, M. (2019). Autonomous online measurement of β-D-glucuronidase activity in surface water: is it suitable for rapid E. coli monitoring? *Water Research, 152*, 241-250. doi:10.1016/j.watres.2018.12.060

Byappanahalli, M. N., & Fujioka, R. S. (1998). Evidence that tropical soil environment can support the growth of Escherichia coli. *Water Science and Technology, 38*(12), 171-174. doi:10.1016/S0273-1223(98)00820-8

Carrer, G., Rousseau, A. N., & Rivard, C. (2009). *Effets des changements climatiques sur la recharge de bassins versants de l'est du canada* (Rapport nº R-1049). Québec, QC: INRS-ETE. Tiré de http://espace.inrs.ca/720/1/R001049.pdf

Carrière, A., Barbeau, B., & Cantin, J. F. (2007). Vulnerability of Drinking Water Treatment Plants to Low Water Levels in the St. Lawrence River. *Journal of Water Resources Planning and Management, 133*(1), 33-38. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2007)133:1(33)

CCME. (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*. Whitehorse, YT: Conseil canadien des ministres de l'environnement. Tiré de

https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_mwwe/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf

CEHQ. (2015). *Atlas hydroclimatique du Québec méridional - Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050* (p. 81). Tiré de https://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf

Chang, J. C., Ossoff, S. F., Lobe, D. C., Dorfman, M. H., Dumais, C. M., Qualls, R. G., & Johnson, J. D. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology, 49*(6), 1361. Tiré de http://aem.asm.org/content/49/6/1361.abstract

Charron, D. F., Thomas, M. K., Waltner-Toews, D., Aramini, J. J., Edge, T., Kent, R. A., . . . 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. doi:10.1080/15287390490492313

Charron, I. (2016). *Guide sur les scénarios climatiques : Utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation* (p. 94). Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/GuideScenarios2016_FR.pdf

Charron, I., Logan, T., & Houle, D. (2013). *Analyse rétrospective des cycles gel-dégel sur le territoire québécois pour la période 1951 à 2010.* . Montréal: Ouranos.

Chen, J., Brissette, F. P., & Leconte, R. (2010). A daily stochastic weather generator for preserving low-frequency of climate variability. *Journal of Hydrology, 388*(3), 480-490. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.05.032

Chen, J., Brissette, F. P., & Leconte, R. (2011). Uncertainty of downscaling method in quantifying the impact of climate change on hydrology. *Journal of Hydrology, 401*(3-4), 190-202. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.02.020

Chen, J., P. Brissette, F., Leconte, R., & Caron, A. (2012). A Versatile Weather Generator for Daily Precipitation and Temperature. *Transactions of the ASABE, 55*(3), 895-906. doi:10.13031/2013.41522

Cheng, L., Zhang, L., Chiew, F. H. S., Canadell, J. G., Zhao, F., Wang, Y.-P., . . . Lin, K. (2017). Quantifying the impacts of vegetation changes on catchment storage-discharge dynamics using paired-catchment data. *Water Resources Research, 53*(7), 5963-5979. doi:10.1002/2017WR020600

Chick, H. (1908). An Investigation of the Laws of Disinfection. *Journal of Hygiene, 8*(1), 92-158. doi:10.1017/S0022172400006987

Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Oliver, D. M., Muirhead, R. W., Park, Y., Quilliam, R. S., & Shelton, D. R. (2016). Modeling fate and transport of fecally-derived microorganisms at the watershed scale: State of the science and future opportunities. *Water Research, 100*, 38-56. doi:10.1016/j.watres.2016.04.064

ClimateData.ca. (2019). Explore - Location : Sainte-Thérèse, QC. Tiré de https://climatedata.ca/explore/location/?loc=8996

Cloutier, S., Gélineau, M., & Guay, I. (2007). *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejets pour les contaminants du milieu aquatique* d. l. E. e. d. P.

Ministère du Développement Durable, Direction du suivi de l'état de l'environnement (édit.), (2e éd., p. 56). Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/Calcul_interpretation_OER.pdf

COBAMIL. (2013). *Portrait de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL.* Sainte-Thérèse, Québec: Tiré de http://www.cobamil.ca/sites/default/files/files/Vol_2_PDE_COBAMIL_Portrait_version%20finale_compressee.pdf

COBAMIL. (2014). *Diagnostic de la zone de gestion intégrée de l'eau par bassins versants du COBAMIL*. Sainte-Thérèse, Québec: Tiré de http://www.cobamil.ca/sites/default/files/files/Vol_3_PDE_COBAMIL_Diagnostic_vfinale.pdf

Cosandey, C., & Robinson, M. (2012a). Chapitre 4 - L'eau du sol. Les réserves hydriques. Dans *Hydrologie continentale* (p. 153-196). Paris: Armand Colin.

Cosandey, C., & Robinson, M. (2012b). *Hydrologie continentale*: Armand Colin.

Côté, B., Leconte, R., & Trudel, M. (2013). *Développement d'un prototype de système d'alerte aux faibles débits et aux prélèvements excessifs dans le bassin versant pilote de la rivière Yamaska*. Université de Sherbrooke.

Côté, C. (2012, 14/08/2012). Des travaux améliorent le débit de la rivière des Mille Îles. *La Presse*. Tiré de https://www.lapresse.ca/environnement/en-vrac/201207/14/01-4543638-des-travaux-ameliorent-le-debit-de-la-riviere-des-mille-iles.php

Côté, H., Logan, T., & Charron, I. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1: Évolution climatique au Québec.* Montréal, Québec: Ouranos. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/SynthesePartie1.pdf

Craun, M. F., Craun, G. F., Calderon, R. L., & Beach, M. J. (2006). Waterborne outbreaks reported in the United States. *Journal of Water and Health, 4*(S2), 19-30. doi:10.2166/wh.2006.016

Croley II, T. E. (2003). *Great Lakes Climate Change Hydrologic Impact Assessment: IJC Lake Ontario-Saint Lawrence River Regulation Study*. Ann Arbor, MI: NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory.

Culhuac, K. (2012). *La surconsommation de l'eau potable au Québec, analyse critique des engagements gouvernementaux et solutions proposées.* (Essai, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC). Tiré de https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2011/Culhuac_K__03-02-2012_.pdf

Culley, S., Bennett, B., Westra, S., & Maier, H. R. (2019). Generating realistic perturbed hydrometeorological time series to inform scenario-neutral climate impact assessments. *Journal of Hydrology*. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.06.005

Cunnane, C. (1978). Unbiased plotting positions — A review. *Journal of Hydrology, 37*(3), 205-222. doi:10.1016/0022-1694(78)90017-3

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. doi:10.2105/AJPH.91.8.1194

Cyr, J.-F., & Fontin, M. (2005). *Rivière des Mille Îles - Étude des solutions de soutien des étiages critiques. Rapport sommaire*. Québec, Québec: Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Tiré de https://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/mille-iles/mille-iles.pdf

Da Costa, V., Jobard, E., Marquay, J., Ollagnon, M., Plat, B., & Radureau, S. (2015). *Les services publics d'eau et d'assainissement en France - Données économiques, sociales et environnementales* (Rapport nº FP2E/BIPE). BIPE & FP2E.

Davison, B., & van der Kamp, G. (2008). Low-Flows in Deterministic Modelling: A Brief Review. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 33*(2), 181-194. doi:10.4296/cwrj3302181

Dawsey Wesley, J., Minsker Barbara, S., & VanBlaricum Vicki, L. (2006). Bayesian Belief Networks to Integrate Monitoring Evidence of Water Distribution System Contamination. *Journal of Water Resources Planning and Management, 132*(4), 234-241. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:4(234)

Delpla, I., Jung, A. V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International, 35*(8), 1225-1233. doi:10.1016/j.envint.2009.07.001

Deltares. (2019a). *D-Water Quality: Versatil water quality modelling in 1D, 2D or 3D systems including physical, (bio)chemical and biological processes*. Tiré de https://oss.deltares.nl/documents/183920/185723/D-Water_Quality_User_Manual.pdf

Deltares. (2019b). *Delft3D-FLOW: Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments - User Manual*. Tiré de https://content.oss.deltares.nl/delft3d/manuals/Delft3D-FLOW_User_Manual.pdf

Deltares. (2020). *D-Water Quality : Versatile water quality modelling in Delta Shell - User Manual*. Tiré de https://content.oss.deltares.nl/delft3d/manuals/D-Water_Quality_User_Manual.pdf

Deser, C., Knutti, R., Solomon, S., & S. Phillips, A. (2012). *Communication of the Role of Natural Variability in Future North American Climate* (vol. 2).

Desplanques, A. C. (2018). Rivière des Prairies: patauger parmi les déchets. *Le Journal de Montréal*. Tiré de https://www.journaldemontreal.com/2018/06/15/patauger-parmi-les-dechets

Dessai, S., & Hulme, M. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy, 4*(2), 107-128. doi:10.1080/14693062.2004.9685515

Dingman, S. L. (1994). *Physical hydrology : S. Lawrence Dingman*. Engewood Cliffs: Prentice Hall.

Direction de l'eau potable et des eaux souterraines. (2016). *Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable*. ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Tiré de http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf

Donat, M. G., Alexander, L. V., Yang, H., Durre, I., Vose, R., Dunn, R. J. H., . . . Kitching, S. (2013). Updated analyses of temperature and precipitation extreme indices since the beginning of the twentieth century: The HadEX2 dataset. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 118*(5), 2098-2118. doi:10.1002/jgrd.50150

Dong Kim, J., Do Kim, Y., Lyu, S., & Won Seo, I. (2009). Numerical Modeling of Two-Dimensional Pollutnant Transport in Nakdong River. *Advances in Water Resources and Hydraulic Engineering*, 694-698. doi:10.1007/978-3-540-89465-0_122

Dong, Z., Pan, Z., An, P., Wang, L., Zhang, J., He, D., . . . Pan, X. (2015). A novel method for quantitatively evaluating agricultural vulnerability to climate change. *Ecological Indicators, 48*, 49-54. doi:10.1016/j.ecolind.2014.07.032

Donnéesclimatiques.ca. (2019). Glossaire. Tiré de https://donneesclimatiques.ca/glossaire/

Dorner, S. (2013). *IMPACTS ET ADAPTATIONS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES DES INFRASTRUCTURES MUNICIPALES EN EAU DE LA RIVIÈRE DES PRAIRIES*. École Polytechnique & Université Sherbrooke.

Dorner, S., Shi, J., & Swayne, D. (2007). Multi-objective modelling and decision support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. *Environmental Modelling & Software, 22*(2), 211-222. doi:10.1016/j.envsoft.2005.07.020

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. doi: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. doi:10.1021/es060426z

Doucet-Généreux, P.-L., & Bertrand, C. (2015). *Simulation Des Débits D'étiage Dans Un Contexte de Changements Climatiques: Incertitude Liée Au Choix Du Modèle Et Au Critère de Calage.* (Université de Sherbrooke).

Dubé, S., Larouche, W., Cyr, J.-F., & Dumont, R. (2005). *Rivière des Mille Îles. Villes de Boisbriand, de Bois-des-Filion, de Deux Montagnes, de Laval, de Lorraine, de Rosemère, de Saint-Eustache et de Terrebonne. Révision des côtes de crues.* . Québec: Centre d'expertise hydrique du Québec. Tiré de http://www.cehq.gouv.qc.ca/zones-inond/cartes-rapports/Des_Mille_Iles_region_de_Laval_CEHQ_13-001_(rapport).pdf

Duran-Encalada, J. A., Paucar-Caceres, A., Bandala, E. R., & Wright, G. H. (2017). The impact of global climate change on water quantity and quality: A system dynamics approach to the US–Mexican transborder region. *European Journal of Operational Research, 256*(2), 567-581. doi:10.1016/j.ejor.2016.06.016

Durocher, M., & Roy, A. (1986). Les conséquences du déboisement d'un versant sur la morphologie d'un petit cours d'eau. *Géographie physique et Quaternaire, 40*(1), 99-104. doi:10.7202/032627ar

E. Trenberth, K., Dai, A., M. Rasmussen, R., & Parsons, D. (2003). *The Changing Character of Precipitation* (vol. 84).

ECCC. (2019). *Examen de la gouvernance des données existantes, des indicateurs potentiels et des valeurs dans le Bassin Versant de la Rivière des Outaouais*.

Éditeur officiel du Québec. (2009). *C-6.2 - Loi affirmant le caractère collectif ddes ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés*. Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/C-6.2

Éditeur officiel du Québec. (2017). *Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*. Tiré de http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=5&file=2017C14F.PDFhttp://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=5&file=2017C14F.PDF

Edzwald, J. K., & Kelley, M. B. (1998). Control of Cryptosporidium: From reservoirs to clarifiers to filters. *Water Science and Technology, 37*(2), 1-8. doi:10.1016/S0273-1223(98)00004-3

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. doi:10.1016/j.watres.2017.01.036

Environnement Canada. (2019a). Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010. Tiré de http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=5285&autofwd=1

Environnement Canada. (2019b). Niveau d'eau et débit. Tiré de https://eau.ec.gc.ca/

Environnement et ressources naturelles Canada. (2019). Niveau d'eau et débit - Données historiques. Tiré de https://eau.ec.gc.ca/download/index_f.html?results_type=historical

Fagnan, N., Nastev, M., Lefebvre, R., Martel, R., & Savar, L. (2001). *Recherches en cours 2001 - D7 : Résultats initiaux d'une partie des travaux de caractérisation hydrogéologique des aquifères fracturés du sud-ouest du Québec*. Commission géologique du Canada, Recherches en cours 2001-D7.

Ferguson, C., Husman, A. M. d. R., Altavilla, N., Deere, D., & Ashbolt, N. (2003). Fate and Transport of Surface Water Pathogens in Watersheds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 33*(3), 299-361. doi:10.1080/10643380390814497

Ficklin, D. L., Abatzoglou, J. T., Robeson, S. M., Null, S. E., & Knouft, J. H. (2018). Natural and managed watersheds show similar responses to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 115*(34), 8553. doi:10.1073/pnas.1801026115

Fletcher, S., Lickley, M., & Strzepek, K. (2019). Learning about climate change uncertainty enables flexible water infrastructure planning. *Nature Communications, 10*(1), 1782. doi:10.1038/s41467-019-09677-x

Flint, K. P. (1987). The long-term survival of Escherichia coli in river water. *Journal of Applied Bacteriology, 63*(3), 261-270. doi:10.1111/j.1365-2672.1987.tb04945.x

Fortier, C., & Mailhot, A. (2015). Climate Change Impact on Combined Sewer Overflows. *Journal of Water Resources Planning and Management, 141*(5), 04014073. doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000468

Fortin, G. R. (1999). *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Lac des Deux Montagnes - Rivières des Prairies et des Mille Îles. Rapport technique. Zones d'intervention prioritaires 24 et 25*. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.

Fortin, L.-G., Turcotte, R., Pugin, S., Cyr, J.-F., & Picard, F. (2007). Impact des changements climatiques sur les plans de gestion des lacs Saint-François et Aylmer au sud du Québec. *Canadian Journal of Civil Engineering, 34*(8), 934-945. doi:10.1139/l07-030

Fortin, V. (1994). *Une méthode rationnelle de comparaison des distributions de crue.* (mémoire de maîtrise, Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau, Sainte-Foy, QC). Tiré de http://espace.inrs.ca/1530/1/T000179.pdf

Foulon, É. (2018). *Prédiction de l'état futur de l'approvisionnement en eau potable de surface : Mise au point d'une méthode d'évaluation ds débits d'étiage à partir de données climatiques.* (Thèse de doctorat en sciences de l'eau, Université du Québec, INRS-ETE, Québec). Tiré de http://espace.inrs.ca/7586/

Foulon, É., & Rousseau, A. N. (2012). *Analyse de la stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable, Québec, Canada* (Rapport nº 1353). Québec, QC: INRS-ETE. Tiré de http://espace.inrs.ca/926/1/R001353.pdf

Foulon, É., Rousseau, A. N., & Gagnon, P. (2018). Development of a methodology to assess future trends in low flows at the watershed scale using solely climate data. *Journal of Hydrology, 557*, 774-790. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.12.064

Foulon, É., Rousseau, A. N., & Rodriguez, M. J. (2014). *Détermination des conditions à risque pour le développement des coliformes fécaux à l'eau brute des prises d'eau potable*. Communication présentée à Congrès INFRA 2014, Montréal, Canada. Tiré de http://espace.inrs.ca/4755/1/C2759.pdf

Fowler, H. J., Blenkinsop, S., & Tebaldi, C. (2007). Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. *International Journal of Climatology, 27*(12), 1547-1578. doi:10.1002/joc.1556

Fowler, H. J., Kilsby, C. G., & O'Connell, P. E. (2003). Modeling the impacts of climatic change and variability on the reliability, resilience, and vulnerability of a water resource system. *Water Resources Research, 39*(8). doi:10.1029/2002WR001778

Frédéric, L., & Freddy, V. (2006). La vulnérabilité, un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels. Dans *La vulnérabilité des sociétés et des territoires face aux menaces naturelles. Analyses géographiques – Géorisques* (p. 9-25): Publications de l'Université Paul-Valéry-Montpellier 3.

Fuamba, M., Walliser, T., Daynou, M., Rousselle, J., & Rivard, G. (2010). Vers une gestion durable et intégrée des eaux pluviales : Une étude de cas pour le Québec. *Canadian Journal of Civil Engineering, 37*(2), 224-235. doi:10.1139/l09-146

Gaertner, J. P., Garres, T., Becker, J. C., Jimenez, M. L., Forstner, M. R. J., & Hahn, D. (2008). Temporal analyses of Salmonellae in a headwater spring ecosystem reveals the effects of precipitation and runoff events. *Journal of Water and Health, 7*(1), 115-121. doi:10.2166/wh.2009.138

García, L., Matthews, J., Rodriguez, D., Wijnen, M., DiFrancesco, K., & Ray, P. (2014). Beyond downscaling: a bottom-up approach to climate adaptation for water resources management.

Garzio-Hadzick, A., Shelton, D. R., Hill, R. L., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., & Rowland, R. (2010). Survival of manure-borne E. coli in streambed sediment: Effects of temperature and sediment properties. *Water Research, 44*(9), 2753-2762. doi:10.1016/j.watres.2010.02.011

Ge, S., Yang, D., & Kane, D. L. (2013). Yukon River Basin long-term (1977–2006) hydrologic and climatic analysis. *Hydrological Processes, 27*(17), 2475-2484. doi:10.1002/hyp.9282

Ghile, Y. B., Taner, M. Ü., Brown, C., Grijsen, J. G., & Talbi, A. (2014). Bottom-up climate risk assessment of infrastructure investment in the Niger River Basin. *Climate Change, 122*(1-2), 97-110. doi:10.1007/s10584-013-1008-9

GIEC. (2001). *Bilan 2001 des changements climatiques : Conséquences, adaptation et vulnérabilité - Résumé à l'intention des décideurs*. Genève, Suisse: GIEC. Tiré de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/wg2sumfrench.pdf

GIEC. (2014a). *Changements climatiques 2014 : Incidences, adaptation et vulnérabilité - Résumés, foire aux questions et encarts thématiques*. Genève, Suisse: Organisation météorologique mondiale. Tiré de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGIIAR5-IntegrationBrochure_fr-1.pdf

GIEC. (2014b). *Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Genève, Suisse: GIEC. Tiré de https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_fr.pdf

Girard, C., Pulido-Velazquez, M., Rinaudo, J.-D., Pagé, C., & Caballero, Y. (2015). Integrating top–down and bottom–up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environmental Change, 34*, 132-146. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.07.002

Gleckler, P. J., Taylor, K. E., & Doutriaux, C. (2008). Performance metrics for climate models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 113*(D6). doi:10.1029/2007JD008972

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. doi:10.1007/s11356-015-4411-0

Gooré Bi, E., Monette, F., Gasperi, J., & Perrodin, Y. (2015). Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled "substance and bioassay" approach. *Environmental Science and Pollution Research, 22*(6), 4460-4474. doi:10.1007/s11356-014-3650-9

Loi sur le développement durable, RLRQ c D-8.1.1 (2006).

Loi affirmant le caractère collectif de ressources en eau et visant à renforcer leur protection, RLRQ c C-6.2 (2009).

Gouvernement du Québec. (2019a). *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Québec, Canada: Éditeur officiel du Québec. Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040/

Gouvernement du Québec. (2019b). *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. Loi sur la qualité de l'environnement*. Éditeur officiel du Québec. Tiré de http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/cr/Q-2,%20R.%2035.2.pdf

Government of Ontario. (2016). B-1-5 - Deriving Receiving Water Based Point Source Effluent Requirements for Ontario Waters. Tiré de https://www.ontario.ca/page/b-1-5-deriving-receiving-water-based-point-source-effluent-requirements-ontario-waters

Grafton, R. Q., & Little, L. R. (2017). RISKS, RESILIENCE, AND NATURAL RESOURCE MANAGEMENT: LESSONS FROM SELECTED FINDINGS†. *Natural Resource Modeling, 30*(1), 91-111. doi:10.1111/nrm.12104

Guan, T. Y., & Holley, R. A. (2003). Pathogen Survival in Swine Manure Environments and Transmission of Human Enteric Illness—A Review Sponsoring organizations: Manitoba Livestock Manure Management Initiative and Manitoba Rural Adaptation Council. *Journal of Environmental Quality, 32*(2), 383-392. doi:10.2134/jeq2003.3830

Guay, C., Minville, M., & Braun, M. (2015). A global portrait of hydrological changes at the 2050 horizon for the province of Québec. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 40*(3), 285-302. doi:10.1080/07011784.2015.1043583

Haasnoot, M., Kwakkel, J. H., Walker, W. E., & ter Maat, J. (2013). Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change, 23*(2), 485-498. doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006

Hallegatte, S., Shah, A., Lempert, R. J., Brown, C., & Gill, S. (2012). *Investment Decision Making Under Deep Uncertainty : Application to Climate Change*. Washington, DC: World Bank. Tiré de http://hdl.handle.net/10986/12028

Haller, L., Amedegnato, E., Poté, J., & Wildi, W. (2009). Influence of Freshwater Sediment Characteristics on Persistence of Fecal Indicator Bacteria. *Water, Air, and Soil Pollution, 203*(1), 217-227. doi:10.1007/s11270-009-0005-0

Haller, L., Poté, J., Loizeau, J.-L., & Wildi, W. (2009). Distribution and survival of faecal indicator bacteria in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Ecological Indicators, 9*, 540-547. doi:10.1016/j.ecolind.2008.08.001

Health Canada. (2017). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality—Summary Table*. Ottawa, Ontario: Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch. Tiré de https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-eng.pdf

Held, I. M., & Soden, B. J. (2006). Robust Responses of the Hydrological Cycle to Global Warming. *Journal of Climate, 19*(21), 5686-5699. doi:10.1175/JCLI3990.1

Hingray, B., Picouet, C., & Musy, A. (2009). *Hydrologie 2 - Une science pour l'ingénieur* (1e éd. vol. 21): PPUR presses polytechniques.

Hofstra, N. (2011). Quantifying the impact of climate change on enteric waterborne pathogen concentrations in surface water. *Current Opinion in Environmental Sustainability, 3*(6), 471-479. doi:10.1016/j.cosust.2011.10.006

Hopkins, J., Hague, H., Hudgin, G., Ross, L., & Moore, D. (2013). INTERNATIONAL PERSPECTIVES: An Outbreak of Cryptosporidium at a Recreational Water Park in Niagara Region, Canada. *Journal of Environmental Health, 75*(9), 28-33. Tiré de www.jstor.org/stable/26329623

Hrudey, S. E., Payment, P., Huck, P. M., Gillham, R. W., & Hrudey, E. J. (2003). A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: comparison with other waterborne outbreaks in the developed world. *Water Science and Technology, 47*(3), 7-14. doi:10.2166/wst.2003.0146

Huaringa Alvarez, U. F., & Leconte, R. (2012). *CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LE SYSTÈME HYDRIQUE DE LA RIVIÈRE DES OUTAOUAIS: DÉBITS DE LA RIVIÈRE DES PRAIRIES ET DE LA RIVIÈRE DES MILLE ÎLES.* Sherbrooke: Université de Sherbrooke.

Huaringa Alvarez, U. F., Trudel, M., & Leconte, R. (2014). Impacts and Adaptation to Climate Change Using a Reservoir Management Tool to a Northern Watershed: Application to Lièvre River Watershed, Quebec, Canada. *Water Resources Management, 28*(11), 3667-3680. doi:10.1007/s11269-014-0694-z

Huziy, O., Sushama, L., Khaliq, M. N., Laprise, R., Lehner, B., & Roy, R. (2013). Analysis of streamflow characteristics over Northeastern Canada in a changing climate. *Climate Dynamics, 40*(7), 1879-1901. doi:10.1007/s00382-012-1406-0

İdil, Ö., Özkanca, R., Darcan, C., & Flint, K. P. (2010). Escherichia coli: Dominance of Red Light over Other Visible Light Sources in Establishing Viable but Nonculturable State. *Photochemistry and Photobiology, 86*(1), 104-109. doi:10.1111/j.1751-1097.2009.00636.x

Institut de la statistique du Québec. (2014). *Perspectives démographiques du Québec et des régions, 2011-2061. Édition 2014*. Québec, QC: Direction des statistiques sociodémographiques.

Institut de la statistique du Québec. (2019a). *Perspectives démographiques du Québec et des régions, 2016-2066. Édition 2019*. Québec, QC: Direction des statistiques sociodémographiques.

Institut de la statistique du Québec. (2019b). Statistiques et publications - Coup d'oeil sur les régions et les MRC : 13 - Laval. Tiré de http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/profils/region_13/region_13_00.htm

Iqbal, M. S., Islam, M. M. M., & Hofstra, N. (2019). The impact of socio-economic development and climate change on E. coli loads and concentrations in Kabul River, Pakistan. *Science of The Total Environment, 650*, 1935-1943. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.347

Irakiza Shyaka, A. (2019). *Développement d'un modèle hydrodynamique couplé qualité de l'eau pour l'étude de la contamination des prises d'eau de la rivière des Mille Îles*. Montréal (QC), Canada: Polytechnique Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines.

Islam, M. M. M., Iqbal, M. S., Leemans, R., & Hofstra, N. (2018). Modelling the impact of future socio-economic and climate change scenarios on river microbial water quality. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 221*(2), 283-292. doi:10.1016/j.ijheh.2017.11.006

Islam, M. M. M., Sokolova, E., & Hofstra, N. (2018). Modelling of river faecal indicator bacteria dynamics as a basis for faecal contamination reduction. *Journal of Hydrology, 563*, 1000-1008. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.06.077

Jalliffier-Verne, I. (2015). *Débordements d'égouts unitaires et protection des sources d'eau potable: intégration des changements globaux.* (Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal). Tiré de https://publications.polymtl.ca/1725/

Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., 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. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.002

Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaringa-Alvarez, U., Heniche, M., Madoux-Humery, A.-S., Autixier, L., . . . Dorner, S. (2017). Modelling the impacts of global change on concentrations of Escherichia coli in an urban river. *Advances in Water Resources, 108*, 450-460. doi:10.1016/j.advwatres.2016.10.001

Jalliffier-Verne, I., Leconte, R., Huaringa-Alvarez, U., Madoux-Humery, A.-S., Galarneau, M., Servais, P., . . . 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. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.059

Jamieson, R., M Joy, D., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. (2005). Resuspension of sediment-associated Escherichia coli in a natural stream. *Journal of environmental quality, 34*, 581-589.

Jiménez Cisneros, B. E., Oki, T., Arnell, N. W., Benito, G., Cogley, J. G., Döll, P., . . . Mwakalila, S. S. (2014). *Freshwater resources* Cambridge, United Kingdom & New-York,NY,USA: GIEC.

Jollands, N., Ruth, M., Bernier, C., & Golubiewski, N. (2007). The climate's long-term impact on New Zealand infrastructure (CLINZI) project—A case study of Hamilton City, New Zealand. *Journal of Environmental Management, 83*(4), 460-477. doi:10.1016/j.jenvman.2006.09.022

Jung, A.-V., Le Cann, P., Roig, B., Thomas, O., Baurès, E., & Thomas, M.-F. (2014). Microbial contamination detection in water resources: interest of current optical methods, trends and needs in the context of climate change. *International journal of environmental research and public health, 11*(4), 4292-4310. doi:10.3390/ijerph110404292

Kasprzyk, J. R., Nataraj, S., Reed, P. M., & Lempert, R. J. (2013). Many objective robust decision making for complex environmental systems undergoing change. *Environmental Modelling & Software, 42*, 55-71. doi:10.1016/j.envsoft.2012.12.007

Keek, J., & Palan, L. (2015). Effects of fog precipitation on water resources and drinking water treatment in the Jizera Mountains, the Czech Republic. *Civil Engineering Journal, 24*(2). doi:10.14311/CEJ.2015.02.0010

Kelly, P. M., & Adger, W. N. (2000). Theory and Practice in Assessing Vulnerability to Climate Change andFacilitating Adaptation. *Climatic Change, 47*(4), 325-352. doi:10.1023/A:1005627828199

Kiefer, L. A., Shelton, D. R., Pachepsky, Y., Blaustein, R., & Santin-Duran, M. (2012). Persistence of Escherichia coli introduced into streambed sediments with goose, deer and bovine animal waste. *Letters in Applied Microbiology, 55*(5), 345-353. doi:10.1111/j.1472-765X.2012.03296.x

Kreutzwiser, R., Moraru, L., De Loë, R., Mills, B., & Schaefer, K. (2003). Drought sensitivity of municipal water supply systems in Ontario. *The Great Lakes Geographer, 9*(2), 59-70. doi:10.1.1.610.6168

Kühn, K. P., Chaberny, I. F., Massholder, K., Stickler, M., Benz, V. W., Sonntag, H.-G., & Erdinger, L. (2003). Disinfection of surfaces by photocatalytic oxidation with titanium dioxide and UVA light. *Chemosphere, 53*(1), 71-77. doi:10.1016/S0045-6535(03)00362-X

Kulshreshtha, S. N. (1998). A Global Outlook for Water Resources to the Year 2025. *Water Resources Management, 12*(3), 167-184. doi:10.1023/A:1007957229865

Kwadijk, J. C. J., Haasnoot, M., Mulder, J. P. M., Hoogvliet, M. M. C., Jeuken, A. B. M., van der Krogt, R. A. A., . . . de Wit, M. J. M. (2010). Using adaptation tipping points to prepare for climate change and sea level rise: a case study in the Netherlands. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, 1*(5), 729-740. doi:10.1002/wcc.64

Lachance-Cloutier, S., Ricard, S., Malenfant, C., & Cyr, J.-F. (2018). *Document d'accompagnement de l'Atlas hydroclimatique*. Québec, QC: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, direction de l'expertise hydrique. Tiré de https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/doc-accompagnement.pdf

Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Barbeau, B., . . . Prévost, M. (2014). Changes in Escherichia coli to Cryptosporidium ratios for various fecal pollution sources and drinking water intakes. *Water Research, 55*, 150-161. doi:10.1016/j.watres.2014.01.050

Lane, P. N. J., Best, A. E., Hickel, K., & Zhang, L. (2005). The response of flow duration curves to afforestation. *Journal of Hydrology, 310*(1), 253-265. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.01.006

Lang Delus, C. (2011). Les étiages : définitions hydrologique, statistiques et seuils réglementaires. *Cybergeo : European Journal of Geography*. doi:10.400/cybergeo.24827

Langhans, S. D., Reichert, P., & Schuwirth, N. (2014). The method matters: A guide for indicator aggregation in ecological assessments. *Ecological Indicators, 45*, 494-507. doi:10.1016/j.ecolind.2014.05.014

Larose, M.-J. (2001). *Les changements climatiques et les variations du niveau d'eau du Saint-Laurent: impacts et adaptations* (Rapport nº 805899). Québec, QC: Ministère des transports du Québec. Tiré de http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1138570.pdf

Leclerc, L., Osorio, B., & Siron, R. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 2 : Vulnérabilités, impacts et adaptation aux changements climatiques.* Montréal, Québec: Ouranos. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/SynthesePartie2.pdf

Lemmen, D. S., Warren, F. J., Lacroix, J., & Bush, E. (2008). *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Tiré de http://adaptation2007.rncan.gc.ca

Lempert, R. J., & Groves, D. G. (2010). Identifying and evaluating robust adaptive policy responses to climate change for water management agencies in the American west. *Technological Forecasting and Social Change, 77*(6), 960-974. doi:10.1016/j.techfore.2010.04.007

Levy, M. C., Lopes, A. V., Cohn, A., Larsen, L. G., & Thompson, S. E. (2018). Land Use Change Increases Streamflow Across the Arc of Deforestation in Brazil. *Geophysical Research Letters, 45*(8), 3520-3530. doi:10.1002/2017GL076526

Li, K., Qi, J., Brown, C., & Ryan, J. (2014). *Effect of scenario assumptions on climate change risk estimates in a water resource system* (vol. 59).

Lopez, A., Fung, F., New, M., Watts, G., Weston, A., & Wilby, R. L. (2009). From climate model ensembles to climate change impacts and adaptation: A case study of water resource management in the southwest of England. *Water Resources Research, 45*(8). doi:10.1029/2008WR007499

Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., . . . Davis, J. P. (1994). A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. *New England Journal of Medicine, 331*(3), 161-167. doi:10.1056/NEJM199407213310304

Madoux-Humery, A.-S. (2015). *Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable.* (thèse de doctorat, École de Polytechnique de Montréal, Montréal, QC).

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, 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. *Water research, 47*, 4370-4382. doi:10.1016/j.watres.2013.04.030

Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2015). Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: Implications for management. *Environ. Sci.: Processes Impacts, 17*. doi:10.1039/C5EM00093A

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. doi:10.1016/j.watres.2015.12.033

Mailhot, A., Beauregard, I., Talbot, G., Caya, D., & Biner, S. (2012). Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations. *International Journal of Climatology, 32*(8), 1151-1163. doi:10.1002/joc.2343

Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D., & Talbot, G. (2007). Assessment of future change in intensity–duration–frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrology, 347*(1), 197-210. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.09.019

Mailhot, A., Duchesne, S., Talbot, G., Rousseau, A. N., & Chaumont, D. (2008). *Approvisionnement en eau potable et santé publique : projections climatiques en matière de précipitations et d'écoulements pour le sud du Québec* (Rapport nº R-977). Québec, QC: INRS-Eau. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportMailhot2008_FR.pdf

Mailhot, A., Talbot, G., & Lavallée, B. (2015). Relationships between rainfall and Combined Sewer Overflow (CSO) occurrences. *Journal of Hydrology, 523*, 602-609. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.01.063

MAMH. (2018). Infrastructures - Stratégie québécoise d'économie d'eau potable : Cartographie et rapports annuels. Tiré de https://www.mamh.gouv.qc.ca/infrastructures/strategie/cartographie-et-rapports-annuels/

MAMH. (2019). *Stratégie québécoise d'économie d'eau potable - Horizon 2019-2025*. Québec, QC: Gouvernement du Québec.

MAMOT. (2014). *Ouvrages de surverse et stations d'épuration : Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013*. Québec, QC: Direction des infrastructures du Québec.

MAPAQ. (2012). *Portrait statistique agricole de la MRC Laval*. Québec, QC: Direction régionale

MAPAQ. (2014). Profil de la région - Production agricole Tiré de https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Regions/laval/VraiProfil/Productionagricole/Pages/productionagricole.aspx

Marchau, V. A. W. J., Walker, W. E., Bloemen, P. J. T. M., & Popper, S. W. (2019). Introduction. Dans V. A. W. J. Marchau, W. E. Walker, P. J. T. M. Bloemen, & S. W. Popper (édit.), *Decision Making under Deep Uncertainty: From Theory to Practice* (p. 1-20). Cham: Springer International Publishing.

Matrosov, E. S., Woods, A. M., & Harou, J. J. (2013). Robust Decision Making and Info-Gap Decision Theory for water resource system planning. *Journal of Hydrology, 494*, 43-58. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.03.006

Mayer-Jouanjean, I., & Bleau, N. (2018). *Projet 551013 : Historique des sinistres d'inondations et d'étiages et des conditions météorologiques associées - Rapport final*. Montréal, QC: Ouranos. Tiré de https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportMayerJouanjean2018.pdf

MDDELCC. (2018a). *Programme pour une Protection accrue des sources d'eau potable : Cadre normatif*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/ppasep/cadre-normatif.pdf

MDDELCC. (2018b). *Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030*. Gouvernement du Québec. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/strategie-quebecoise/strategie2018-2030.pdf

MDDELCC. (n.d.). Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec - Quantité d'eau - Quelle est la situation et quelles sont les causes ? - Les rivières du fleuve Saint-Laurent. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qte-eau-Quelle-situation_Rivieres-Fleuve.htm

MDDEP. (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*. Québec: Direction du suivi de l'état de l'environnement. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/Portrait_Quebec1999-2008.pdf

Mekis, E., & Vincent, L. A. (2008). *Changes in daily and extreme temperature and precipitation indices related to droughts in Canada.* Communication présentée à Proceedings of the 17th Applied Climatology Conference, Whistler, BC, Canada (p. 11-14).

MELCC. (2017). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/documents/volume1.pdf

MELCC. (2018a). Faits saillants - Canicule de juin-juillet 2018 : une chaleur rarement ressentie de manière aussi soutenue. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/Faits-saillants/2018/canicule.htm

MELCC. (2018b). Faits saillants - Octobre 2018 : le plus froid mois d'octobre des quarante-quatre dernières années. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/Faits-saillants/2018/octobre.htm

MELCC. (2018c). *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf

MELCC. (2019a). *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA)*. Québec, QC: Direction générale du suivi de l'état de l'environnement.

MELCC. (2019b). Expertise hydrique et barrages - Niveau d'eau et débit. Tiré de http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/index.htm

MELCC. (2019c). *Guide sur les principes d'atténuation et de compensation des activités agricoles relativement aux installations de prélèvement d'eau.*: Gouvernement du Québec. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/guide_compensation.pdf

MELCC. (2019d). Portrait régional de l'eau - Laval (Région administrative 13). Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/regions/region13/13-laval(suite).htm#5

MELCC. (2019e). Répertoire des installations municipales de distribution d'eau potable. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/distribution/index.asp

MELCC. (2019f). Résumé des principales obligations du Règlement sur la qualité de l'eau potable. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/

Mezrioui, N., & Baleux, B. (1992). Effets de la température, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'intérêt sanitaire dans une eau usée épurée par lagunage. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, 5*(4), 573-591. doi:10.7202/705148ar

MFFP. (2019). *Réglement sur les habitats fauniques*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec

Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008). Stationarity Is Dead: Whither Water Management? *Science, 319*(5863), 573-574. doi:10.1126/science.1151915

Ministère de l'environnement du Québec. (1986). *Au coeur de l'agglomération montréalaise : un lac, deux rivères à préserver*. Direction des études du milieu aquatique.

Ministère de l'environnement du Québec. (2002). *Directive 001 - Captage et distribution de l'eau* Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/installation/documents/Directive001.pdf

Ministère de la Sécurité publique. (2008). *Concepts de base en sécurité civile*. Québec: Direction du développement, Direction générale de la sécurité civile et de la sécurité incendie. Tiré de https://www.securitepublique.gouv.qc.ca/fileadmin/Documents/securite_civile/publications/concepts_base/concepts_base.pdf

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. (2014). *Guide de gestion des eaux pluviales: stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain*. Québec (QC), Canada: Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.

Mohammed, H., Tveten, A.-K., & Seidu, R. (2019). Modelling the impact of climate change on flow and E. coli concentration in the catchment of an ungauged drinking water source in Norway. *Journal of Hydrology, 573*, 676-687. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.04.021

Mortsch, L., Hengeveld, H., Lister, M., Wenger, L., Lofgren, B., Quinn, F., & Slivitzky, M. (2000). Climate Change Impacts on the Hydrology of the Great Lakes-St. Lawrence System. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 25*(2), 153-179. doi:10.4296/cwrj2502153

Muchlis, Pranoto, W. A., & Suyono, T. (2019). Concept of sediment filtration intake design for raw water drinking water. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 508*, 012005. doi:10.1088/1757-899x/508/1/012005

Mukundan, R., Acharya, N., Gelda, R. K., Frei, A., & Owens, E. M. (2019). Modeling streamflow sensitivity to climate change in New York City water supply streams using a stochastic weather generator. *Journal of Hydrology: Regional Studies, 21*, 147-158. doi:10.1016/j.ejrh.2019.01.001

Muma, M., Assani, A., Landry, R., Quessy, J.-F., & Mesfioui, M. (2011). *Effects of the change from forest to agriculture land use on the spatial variability of summer extreme daily flow characteristics in Southern Quebec (Canada)* (vol. 407).

Nantel, È. (2006). *Élaboration d'une méthode d'estimation des vulnérabilités historiques des approvisionnements en eau potable au Québec.* (Mémoire, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, QC). Tiré de http://espace.inrs.ca/id/eprint/431

Nazemi, A., & Wheater, H. S. (2014). Assessing the Vulnerability of Water Supply to Changing Streamflow Conditions. *Eos, Transactions American Geophysical Union, 95*(32), 288-288. doi:10.1002/2014EO320007

Nichols, G., Lane, C., Asgari, N., Verlander, N. Q., & Charlett, A. (2008). Rainfall and outbreaks of drinking water related disease and in England and Wales. *Journal of Water and Health, 7*(1), 1-8. doi:10.2166/wh.2009.143

Nie, L., Lindholm, O., Lindholm, G., & Syversen, E. (2009). Impacts of climate change on urban drainage systems – a case study in Fredrikstad, Norway. *Urban Water Journal - URBAN WATER J, 6*, 323-332. doi:10.1080/15730620802600924

O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., . . . Solecki, W. (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change, 42*, 169-180. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004

O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., . . . van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change, 122*(3), 387-400. doi:10.1007/s10584-013-0905-2

Olyphant, G. A., Thomas, J., Whitman, R. L., & Harper, D. (2003). Characterization and statistical modeling of bacterial (Escherichia coli) outflows from watersheds that discharge into Southern Lake Michigan. *Environmental Monitoring and Assessment, 81*(1-3), 289-300. doi:10.1023/A:1021345512203

Ontario Ministry of Natural Resources. (1994). *Natural Channel Systems, An Approach to Management and Design*. Peterborough, Ontario: Queen's Printer for Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources

Organisation météorologique mondiale. (2012). *Glossaire international d'hydrologie* (p. 461). Tiré de https://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_385-2012.pdf

Ottawa RIVERKEEPER. (2019). Le bassin versant en bref. Tiré de https://www.ottawariverkeeper.ca/fr/le-bassin-versant-en-bref/

Ouarda, T. B. M. J., Jourdain, V., Gignac, N., Gingras, H., Herrera, E., & Bobée, B. (2005). *Rapport final pour le projet Parde : Développement d'un modèle hydrologique visant l'estimation des débits d'étiage pour le Québec habité* (Rapport nº 684-F1). Québec, QC: Chaire de recherche du Canada en estimation des variables hydrologiques, INRS-ETE. Tiré de http://espace.inrs.ca/1133/1/R000684f.pdf

Ouranos. (2016). *Bilan hydrologique des rivières Saint-Charles et Montmorency dans un contexte de changements climatiques*. Tiré de https://cmquebec.qc.ca/wp-content/uploads/2018/11/rapport-final-hydrologie-saint-charles.pdf

Ouranos. (2018). Portraits climatiques. Tiré de https://www.ouranos.ca/portraitsclimatiques/#/

Owen, M. (1991). Groundwater Abstraction and River Flows. *Water and Environment Journal, 5*(6), 697-702. doi:10.1111/j.1747-6593.1991.tb00687.x

Pachepsky, Y., & Shelton, D. R. (2011). Escherichia Coli and Fecal Coliforms in Freshwater and Estuarine Sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 41*, 1067. doi:10.1080/10643380903392718

Park, J., Kim, J. S., Kim, S., Shin, E., Oh, K.-H., Kim, Y., . . . Kim, J. (2018). A waterborne outbreak of multiple diarrhoeagenic Escherichia coli infections associated with drinking

water at a school camp. *International Journal of Infectious Diseases, 66*, 45-50. doi:10.1016/j.ijid.2017.09.021

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. doi:10.1016/j.watres.2010.09.024

Patz, J., Vavrus, S., Uejio, C., & McLellan, S. (2008). Climate Change and Waterborne Disease Risk in the Great Lakes Region of the US. *American journal of preventive medicine, 35*, 451-458. doi:10.1016/j.amepre.2008.08.026

Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, B., & Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Canadian Journal of Microbiology, 46*(6), 565-576. doi:10.1139/w00-022

Payment, P., & Locas, A. (2011). Pathogens in Water: Value and Limits of Correlation with Microbial Indicators. *Groundwater, 49*(1), 4-11. doi:10.1111/j.1745-6584.2010.00710.x

Phan, T. D., Smart, J. C. R., Capon, S. J., Hadwen, W. L., & Sahin, O. (2016). Applications of Bayesian belief networks in water resource management: A systematic review. *Environmental Modelling & Software, 85*, 98-111. doi:10.1016/j.envsoft.2016.08.006

Pielke Sr, R. A., Wilby, R., Niyogi, D., Hossain, F., Dairuku, K., Adegoke, J., . . . Suding, K. (2012). Dealing with complexity and extreme events using a bottom-up, resource-based vulnerability perspective. *Extreme Events and Natural Hazards: The Complexity Perspective, Geophys. Monogr. Ser, 196*, 345-359.

Poff, N. L., Brown, C. M., Grantham, T. E., Matthews, J. H., Palmer, M. A., Spence, C. M., . . . Baeza, A. (2015). Sustainable water management under future uncertainty with eco-engineering decision scaling. *Nature Climate Change, 6*, 25. doi:10.1038/nclimate2765

Poljansek, K., Marin Ferrer, M., De Groeve, T., & Clark, I. (2017). *Science for disaster risk management 2017: knowing better and losing less*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Pongmala, K., Autixier, L., Madoux-Humery, A.-S., Fuamba, M., Galarneau, M., Sauvé, S., . . . 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. doi:10.1016/j.jhydrol.2015.10.042

Pons, W., Young, I., Truong, J., Jones-Bitton, A., McEwen, S., Pintar, K., & Papadopoulos, A. (2015). A Systematic Review of Waterborne Disease Outbreaks Associated with Small Non-Community Drinking Water Systems in Canada and the United States. *PLOS ONE, 10*(10), e0141646. doi:10.1371/journal.pone.0141646

Presser, K. A., Ross, T., & Ratkowsky, D. A. (1998). Modelling the Growth Limits (Growth/No Growth Interface) of Escherichia coli as a Function of Temperature, pH, Lactic Acid Concentration, and Water Activity. *Applied and Environmental Microbiology, 64*(5), 1773. Tiré de http://aem.asm.org/content/64/5/1773.abstract

Prévost, M., Madoux-Humery, A.-S., & Dorner, S. (2017). *Mesures de protection des prélèvements d'eau de surface effectués à des fins de consommation humaine : aires de protection et*

vulnérabilité des sources - Revue bibliographique. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/evaluation-normes/aout2017/Revue-eaux-surfaces-polytechnique.pdf

Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. L., & Andréassian, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology, 420-421*, 171-182. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.11.055

Pyrce, R. S. (2004). *Hydrological Low Flow Indices and their Uses* (Rapport nº 04-2004). Peterborough, Ontario: Watershed Science Centre Tiré de http://files.faksnes.webnode.se/200004594-b3995b5902/LowFlowOntRpt2004.pdf

Radio-Canada.ca. (2011, 18 janvier). 2010 et 2005, les années les plus chaudes. *Radio-Canada.ca,* . Tiré de https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/500918/2010-record-temperature

Rechenburg, A., Koch, C., Claßen, T., & Kistemann, T. (2006). Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research, 54*, 95-99. doi:10.2166/wst.2006.454

RÉSEAU Environnement. (2011). *L'Économie d'eau potable et les municipalités - Deuxième édition*. Québec, QC: ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire.

Rial, J., Pielke Sr, R., Beniston, M., Claussen, M., Canadell, J., Cox, P., . . . Salas, J. (2004). *Nonlinearities, Feedbacks and Critical Thresholds within the Earth's Climate System* (vol. 65).

Richardson, H. Y., Nichols, G., Lane, C., Lake, I. R., & Hunter, P. R. (2009). Microbiological surveillance of private water supplies in England – The impact of environmental and climate factors on water quality. *Water Research, 43*(8), 2159-2168. doi:10.1016/j.watres.2009.02.035

Riggs, H. C. (1976). *Effects of man on low flows.* Communication présentée à Environmental Aspects of Irrigation and Drainage (p. 306-314).

Rivard, C., Marion, J., Michaud, Y., Benhammane, S., Morin, A., Lefebvre, R., & Rivera, A. (2003). Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'Est du Canada. *Commission géologique du Canada, dossier public, 1577*, 39.

Rolls, R. J., Leigh, C., & Sheldon, F. (2012). Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science, 31*(4), 1163-1186. doi:10.1899/12-002.1

Rousseau, A. N., Mailhot, A., Slivitzky, M., Villeneuve, J.-P., Rodriguez, M. J., & Bourque, A. (2004). Usages et approvisionnement en eau dans le sud du Québec Niveau des connaissances et axes de recherche privilgier dans une perspective de changements climatiques. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 29*(2), 121-134. doi:10.4296/cwrj121

Sander, T. (1994). Zur Dimensionierung von ablagerungsfreien Abwasserkanälen unter besonderer Berücksichtigung von neuen Erkenntnissen zum Sedimentationsverhalten. *Korrespondenz Abwasser, 41*, 1960-1960.

Santé Canada. (2012). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Les coliformes totaux*. Ottawa, Ontario: Tiré de http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/coliforms-coliformes/coliforms-coliformes-fra.pdf

Schijven, J. F., & de Roda Husman, A. M. (2005). Effect of climate changes on waterborne disease in The Netherlands. *Water Science and Technology, 51*(5), 79-87. doi:10.2166/wst.2005.0114

Schnoor, J. L. (1996). *Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil*. New York: John Wiley and Sons.

Schütz, M. (1985). Zur Bemessung weitgehend ablagerungsfreier Strömungszustände in Kanalisationsleitungen nach Macke (On the design of practically depositionfree flows in sewers based on Macke). *Korrespondenz Abwasser, 32*(5), 415-419.

Sharot, T. (2011). The optimism bias. *Current Biology, 21*(23), R941-R945. doi:10.1016/j.cub.2011.10.030

Simmons, D. L., & Reynolds, R. J. (1982). EFFECTS OF URBANIZATION ON BASE FLOW OF SELECTED SOUTH-SHORE STREAMS, LONG ISLAND, NEW YORK1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 18*(5), 797-805. doi:10.1111/j.1752-1688.1982.tb00075.x

Slivitzky, M. (1993). *Water management : water supply and demand the St-Lawrence, Adaptating to the impacts of climate change and variability*.

Smakhtin, V. U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology, 240*(3), 147-186. doi:10.1016/S0022-1694(00)00340-1

Smith, R. E., & Scott, D. F. (1992). The effects of afforestation on low flows in various regions of South Africa. *Water SA, 18*(3), 185-194.

Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal, 10*(1), 52-67. doi:10.1007/s10040-001-0170-8

Southam, C. F., Moulton, R. J., Brown, D. W., & Mills, B. N. (1999). THE POTENTIAL IMPACT OF CLIMATE CHANGE IN ONTARIO'S GRAND RIVER BASIN: WATER SUPPLY AND DEMAND ISSUES. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 24*(4), 307-330. doi:10.4296/cwrj2404307

Stainforth, D., R Allen, M., R Tredger, E., & Smith, L. (2007). *Confidence, uncertainty and decision-support relevance in climate predictions* (vol. 365).

Stapleton, C. M., Wyer, M. D., Crowther, J., McDonald, A. T., Kay, D., Greaves, J., . . . Bradford, M. (2008). Quantitative catchment profiling to apportion faecal indicator organism budgets for the Ribble system, the UK's sentinel drainage basin for Water Framework Directive research. *Journal of Environmental Management, 87*(4), 535-550. doi:10.1016/j.jenvman.2006.11.035

Statistique Canada. (2017). Profil du recensement, Recensement de 2016. Tiré de https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F

Statistique Canada. (2019). Le Quotidien - Enquête sur les usines de traitement de l'eau potable 2017. Tiré de https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/190611/dq190611b-fra.htm

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. doi:10.1016/j.watres.2016.08.053

Sterk, A., Schijven, J., de Nijs, T., & de Roda Husman, A. M. (2013). Direct and Indirect Effects of Climate Change on the Risk of Infection by Water-Transmitted Pathogens. *Environmental Science & Technology, 47*(22), 12648-12660. doi:10.1021/es403549s

Stirling, R., Aramini, J., Ellis, A., Lim, G., Meyers, R., Fleury, M., & Werker, D. (2001). Waterborne Cryptosporidiosis Outbreak, North Battleford, Saskatchewan, April 2001.

Subagadis, Y. H., Grundmann, J., Schütze, N., & Schmitz, G. H. (2014). An integrated approach to conceptualise hydrological and socio-economic interaction for supporting management decisions of coupled groundwater–agricultural systems. *Environmental earth sciences, 2014 v.72 no.12*(no. 12), pp. 4917-4933. doi:10.1007/s12665-014-3238-1

Surbeck, C. Q., Jiang, S. C., Ahn, J. H., & Grant, S. B. (2006). Flow Fingerprinting Fecal Pollution and Suspended Solids in Stormwater Runoff from an Urban Coastal Watershed. *Environmental Science & Technology, 40*(14), 4435-4441. doi:10.1021/es060701h

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. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.130

Taghipour, M., Tolouei, S., Autixier, L., Prévost, M., Shakibaeinia, A., & Dorner, S. (2019). Normalized dynamic behavior of combined sewer overflow discharges for source water characterization and management. *Journal of Environmental Management, 249*, 109386. doi:10.1016/j.jenvman.2019.109386

Teng, J., Vaze, J., Chiew, F. H. S., Wang, B., & Perraud, J.-M. (2011). Estimating the Relative Uncertainties Sourced from GCMs and Hydrological Models in Modeling Climate Change Impact on Runoff. *Journal of Hydrometeorology, 13*(1), 122-139. doi:10.1175/JHM-D-11-058.1

Thomas, K. M., Charron, D. F., Waltner-Toews, D., Schuster, C., Maarouf, A. R., & Holt, J. D. (2006). A role of high impact weather events in waterborne disease outbreaks in Canada, 1975 – 2001. *International Journal of Environmental Health Research, 16*(3), 167-180. doi:10.1080/09603120600641326

Timis, E., Wallis, S., Kraslawski, A., & Agachi, P. (2009). Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river. *Environmental Modelling and Software, 24*, 1139-1152. doi:10.1016/j.envsoft.2009.03.008

Touttée, J.-M. (2019). *Caractérisation de la vulnérabilité d'une prise d'eau aux rejets de proximité et de rive dans un contexte urbain.* (Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal). Tiré de https://publications.polymtl.ca/3729/

Trenberth, K. E., Smith, L., Qian, T., Dai, A., & Fasullo, J. (2007). Estimates of the Global Water Budget and Its Annual Cycle Using Observational and Model Data. *Journal of Hydrometeorology, 8*(4), 758-769. doi:10.1175/JHM600.1

Trudel, M., Doucet-Genereux, P.-L., Leconte, R., & Cote, B. (2016). Vulnerability of water demand and aquatic habitat in the context of climate change and analysis of a no-regrets adaptation strategy: Study of the Yamaska River Basin, Canada. *Journal of Hydrologic Engineering, 21*(2). doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001298

Turgeon, F. (2015). *Caractérisation hydrogéologique et modélisation couplée du bassin versant de la rivière à la Raquette, Québec (Canada).* (Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC). Tiré de http://archipel.uqam.ca/id/eprint/9039

Turner, S. W. D., Marlow, D., Ekstrom, M., Rhodes, B. G., Kularathna, U., & Jeffrey, P. J. (2014). Linking climate projections to performance: A yield-based decision scaling assessment of a large urban water resources system. *Water Resources Research, 50*(4), 3553-3567. doi:10.1002/2013WR015156

U.S. Environmental Protection Agency. (2006). Bacteria : Indicators of Potential Pathogens. Dans *Volunteer Estuary Monitoring Manual : A Methods Manual* (2e éd.). Tiré de https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/2009_03_13_estuaries_monitor_chap17.pdf

U.S. Environmental Protection Agency. (2019). Ground Water & Drinking Water. Tiré de https://safewater.zendesk.com/hc/en-us

Verhille, S. (2013). *Les indicateurs microbiens dans l'évaluation de l'eau potable : interpréter les résultats de laboratoire et comprendre leur signification pour la santé publique*. Centre de collaboration nationale en santé environnementale. Tiré de http://www.ccnse.ca/sites/default/files/Indicateurs_microbiens_aout_2013.pdf

Ville de Laval. (2019). Statistiques et profil socioéconomique. Tiré de https://www.laval.ca/Pages/Fr/A-propos/statistiques-et-profil-socioeconomique-de-laval.aspx

Villeneuve, J.-P., Rousseau, A. N., Larocque, M., Lefebvre, R., Slivitzky, M., & Turcotte, R. (2002). *Étude des processus hydrologiques et hydrogéologiques responsables des conditions d'étiage et de recharge dans les bassins versants du sud du Québec - Étude d'avant-projet*. Québec: Institut National de la Recherche Scientifique. Tiré de http://espace.inrs.ca/1325/1/R000621.pdf

Vörösmarty, C. J., & Sahagian, D. (2000). Anthropogenic Disturbance of the Terrestrial Water Cycle. *BioScience, 50*(9), 753-765. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2

Wagener, T., & Pianosi, F. (2019). What has Global Sensitivity Analysis ever done for us? A systematic review to support scientific advancement and to inform policy-making in earth system modelling. *Earth-Science Reviews, 194*, 1-18. doi:10.1016/j.earscirev.2019.04.006

Walker, W. E., Rahman, S. A., & Cave, J. (2001). Adaptive policies, policy analysis, and policy-making. *European Journal of Operational Research, 128*(2), 282-289. doi:10.1016/S0377-2217(00)00071-0

Warren, F. J., Barrow, E., Schwartz, R., Andrey, J., Mills, B., & Riedel, D. (2004). *Impacts et adaptation liés aux changements climatiques : perspective canadienne*. Ottawa, Ontario: Ressources naturelles Canada, direction des impacts et de l'adaptation liés aux changements climatiques. Tiré de https://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/earthsciences/pdf/perspective/pdf/report_f.pdf

Webb, A. A., & Kathuria, A. (2012). Response of streamflow to afforestation and thinning at Red Hill, Murray Darling Basin, Australia. *Journal of Hydrology, 412-413*, 133-140. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.033

Weibull, W. (1939). *A Statistical Theory of the Strength of Materials*. Stockholm: Generalstabens litografiska anstalts förlag.

Whelan, G., Kim, K., Parmar, R., Laniak, G. F., Wolfe, K., Galvin, M., . . . Borchardt, M. A. (2018). Capturing microbial sources distributed in a mixed-use watershed within an integrated environmental modeling workflow. *Environmental Modelling & Software, 99*, 126-146. doi:10.1016/j.envsoft.2017.08.002

Wilby, R. L., & Dessai, S. (2010). Robust adaptation to climate change. *Weather, 65*(7), 180-185. doi:10.1002/wea.543

Willems, P., Olsson, J., Arnbjerg-Nielsen, K., Beecham, S., Pathirana, A., Gregersen, I. B., . . . Nguyen, V.-T.-V. (2012). *Impacts of Climate Change on Rainfall Extremes and Urban Drainage Systems*. doi:10.2166/9781780401263

World Health Organization. (2016). *Protecting surface water for health. Identiying, assessing and managing drinking-Water quality risks in surface-water catchments*. Tiré de https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246196/9789241510554-eng.pdf?sequence=1

Wu, J., Long, S. C., Das, D., & Dorner, S. M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health, 9*(2), 265-278. doi:10.2166/wh.2011.117

Xu, K., Xu, B., Ju, J., Wu, C., Dai, H., & Hu, B. X. (2019). Projection and uncertainty of precipitation extremes in the CMIP5 multimodel ensembles over nine major basins in China. *Atmospheric Research, 226*, 122-137. doi:10.1016/j.atmosres.2019.04.018

Yagouti, A., Boulet, G., Vincent, L., Vescovi, L., & Mekis, É. (2008). Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005. *Atmosphere-Ocean, 46*(2), 243-256. doi:10.3137/ao.460204

Yohe, G., Malone, E., Brenkert, A., Schlesinger, M., Meij, H., & Xing, X. (2006). Global Distributions of Vulnerability to Climate Change. *IAJ, 6*(3), 35-44.

Zeestraten, C. (2012). *Élaboration d'un système d'alerte aux étiages à l'échelle du bassin versant de la rivière Yamaska au Québec.* (Mémoire de maîtrise Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Tiré de http://hdl.handle.net/11143/6219

Zhang, W., & Arhonditsis, G. B. (2008). Predicting the Frequency of Water Quality Standard Violations Using Bayesian Calibration of Eutrophication Models. *Journal of Great Lakes Research, 34*(4), 698-720. doi:10.1016/S0380-1330(08)71612-5

Zhang, X., Harvey, K. D., Hogg, W. D., & Yuzyk, T. R. (2001). Trends in Canadian streamflow. *Water Resources Research, 37*(4), 987-998. doi:10.1029/2000WR900357

Zhang, X., Vincent, L. A., Hogg, W. D., & Niitsoo, A. (2000). Temperature and precipitation trends in Canada during the 20th century. *Atmosphere-Ocean, 38*(3), 395-429. doi:10.1080/07055900.2000.9649654

ANNEXE A - RELATIONS ENTRE LES NIVEAUX D'EAU AUX PRISES D'EAU POTABLE ET LES NIVEAUX D'EAU À L'ENTRÉE DE LA RIVIÈRE DES MILLES-ÎLES

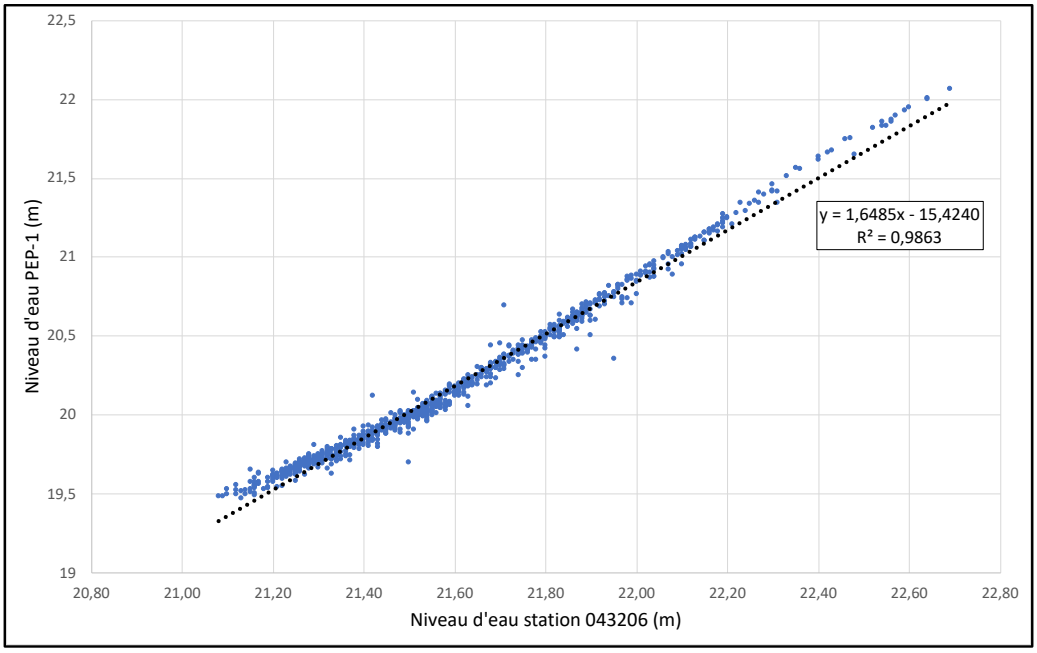

Figure A-1 : Niveau d'eau à la PEP-1 en fonction du niveau d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206)

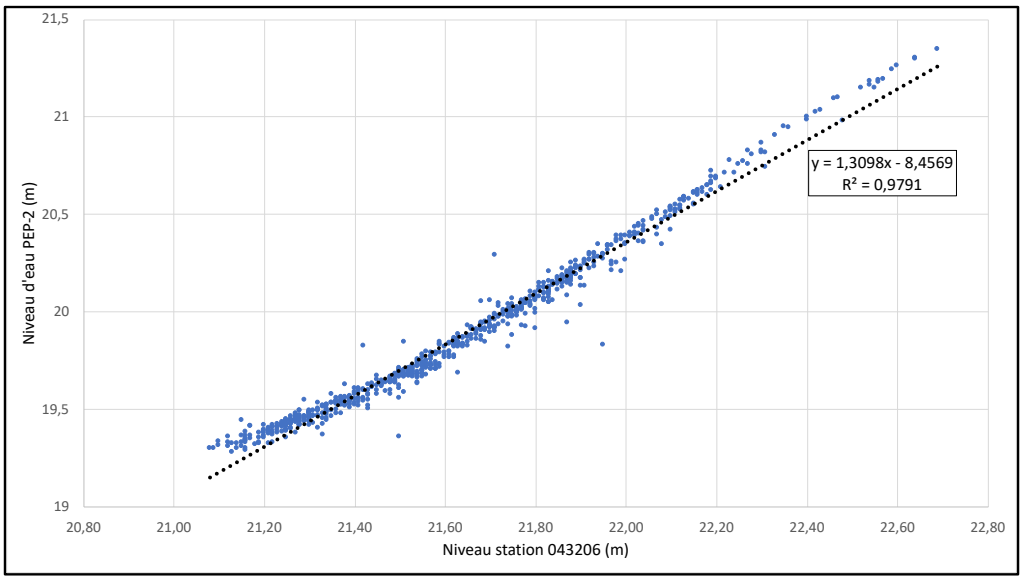

Figure A-2 : Niveau d'eau à la PEP-2 en fonction du niveau d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206)

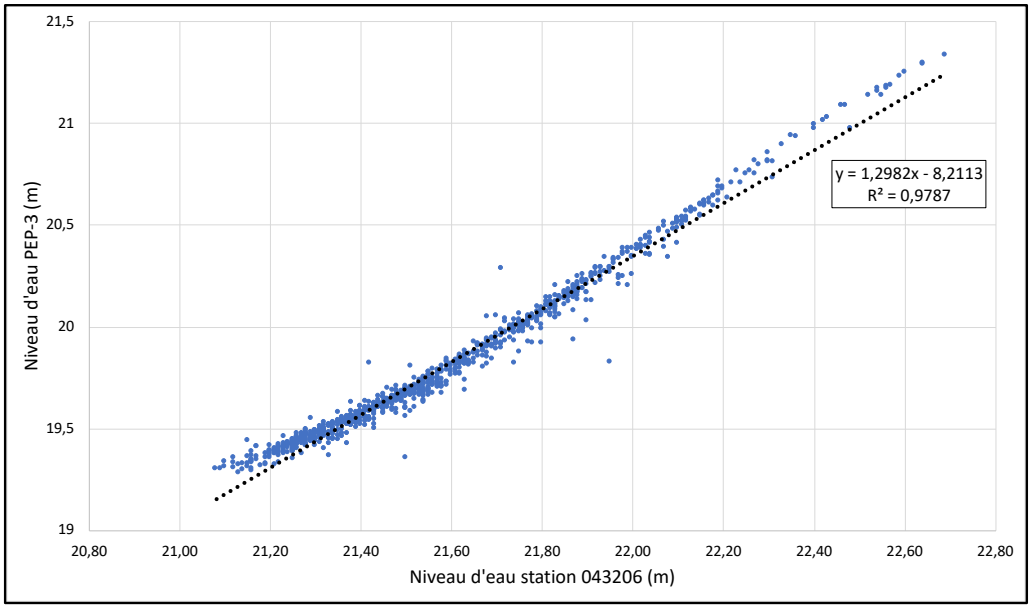

Figure A-3 : Niveau d'eau à la PEP-3 en fonction du niveau d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206)

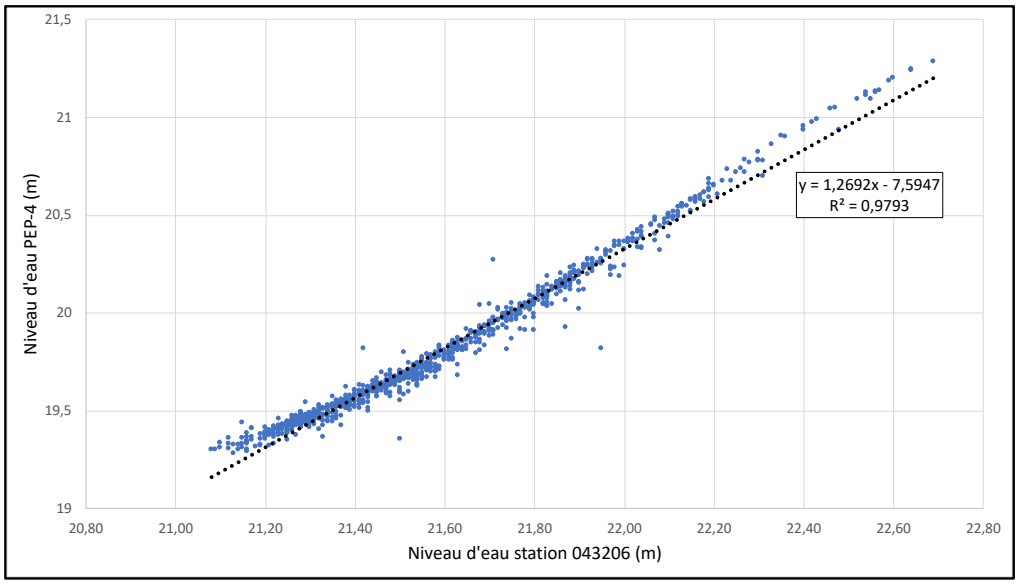

Figure A-4 : Niveau d'eau à la PEP-4 en fonction du niveau d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206)

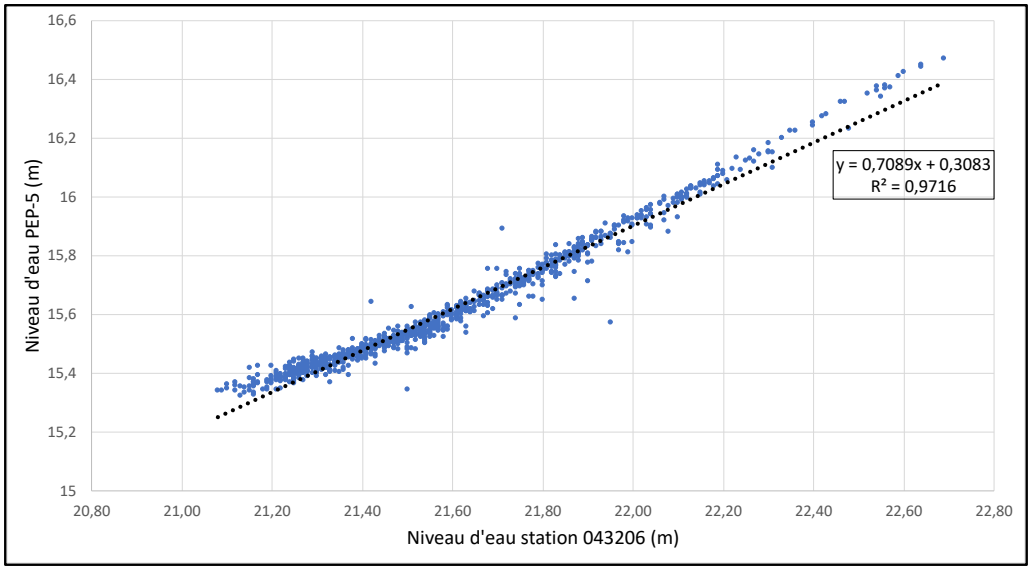

Figure A-5 : Niveau d'eau à la PEP-5 en fonction du niveau d'eau en aval du barrage du Grand-Moulin (station hydrométrique 043206)

ANNEXE B – MÉTHODOLOGIE PROPOSÉE PAR TOUTTÉE (2019) POUR QUANTIFIER LE NOMBRE DE PERSONNES RATTACHÉES À UN OUVRAGE DE SURVERSE SUR UN BASSIN VERSANT URBAIN. EXTRAIT DE TOUTTÉE (2019)

Calcul de la population résidentielle du Bassin de Drainage Urbain (BDU)

Avec un logiciel d'analyse géospatiale, définir les aires de chaque BDU de l'aire intermédiaire du site de prélèvement. La population de chaque BDU peut être calculée de manière précise grâce à l'utilisation des données de recensement sur les îlots de diffusion. Étapes à suivre :

1. Télécharger le fichier de limite cartographique représentant les régions, disponible sur le lien suivant : https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/bound-limit/bound-limit-2016-fra.cfm

   Dans l'onglet « option pour fichier de limite », choisir la langue et le format de votre choix. Puis dans l'onglet « fichier de limite », choisir « îlot de diffusion ».

2. Importer le fichier de limites cartographiques avec le logiciel d'analyse géospatiale sur le document où se trouvent les BDU. Puis découper le fichier de limites cartographiques avec les aires de chaque BDU. L'objectif est de définir les îlots de diffusion propres à chaque BDU.

De ce découpage, tirer la liste des îlots de diffusion concernés par l'étude puis l'exporter sur Excel.

3. Joindre au fichier de limites cartographiques ses attributs géographiques :

   - Télécharger le fichier Excel disponible sur le lien suivant : https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/geo/ref/att-fra.cfm

   - Sélectionner dans ce fichier Excel uniquement les données sur les îlots de diffusion concernés dans l'étude (sélection possible grâce à la liste Excel des îlots de diffusion concernés par l'étude faite à l'étape 2),

   - Créer un nouveau fichier Excel à partir de la sélection.

4. Calculer la population précise de chaque BDU :

   - Pour chaque îlot de diffusion, la population est disponible sous le sigle « DBpop2016/IDpop2016 »,

   - La population totale du BDU est la somme de la population de chaque îlot de diffusion,

   - Pour le cas d'îlot de diffusion non compris entièrement dans le BDU, recalculer la densité de population de l'îlot puis l'appliquer sur la surface de l'îlot comprise dans le BDU.

Nota : Il est possible de calculer la surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU grâce aux outils mis à disposition dans le logiciel d'analyse géospatiale.

Équation 1. Densité de population

$$\text{densité de population } \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2}\right) = \frac{\text{Population totale de l'îlot (pop)}}{\text{Surface totale de l'îlot(km}^2\text{)}}$$

Équation 2. Population de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU

$$\text{Population}_{\text{îlot de diffusion}} = \text{densité de population } \left(\frac{\text{pop}}{\text{km}^2}\right) \times \text{surface de l'îlot de diffusion comprise dans le BDU}$$

ANNEXE C– SCÉNARIOS POUR L'ÉTUDE D'IMPACT DES SURVERSES SUR LA CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE À LA PEP-3

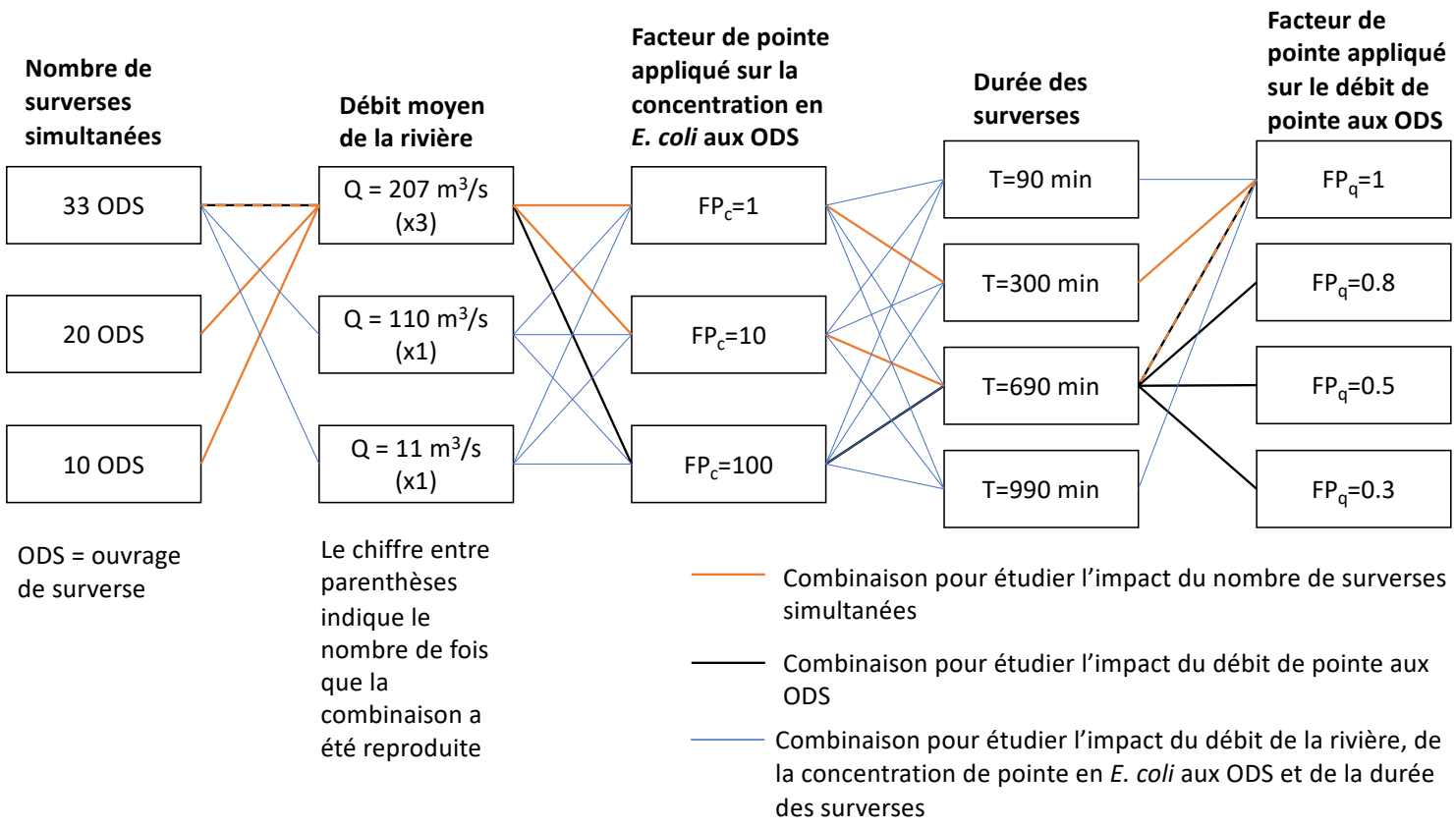

Figure C-1 : Schéma des 87 scénarios selon différentes combinaisons sur le nombre de surverses simultanées, leur durée, le débit de la rivière, la concentration maximale en *E. coli* et le débit maximal aux ODS

ANNEXE D – RÉSULTATS DES SIMULATIONS HYDRODYNAMIQUES COUPLÉES QUALITÉ (DELFT3D-WAQ) VISANT À ÉVALUER L'IMPACT DES SURVERSES (DURÉE, CONCENTRATION D'*E. COLI*) SUR LA CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE À LA PEP-3

1) Impact de la concentration maximale des surverses (durée des surverses constante)

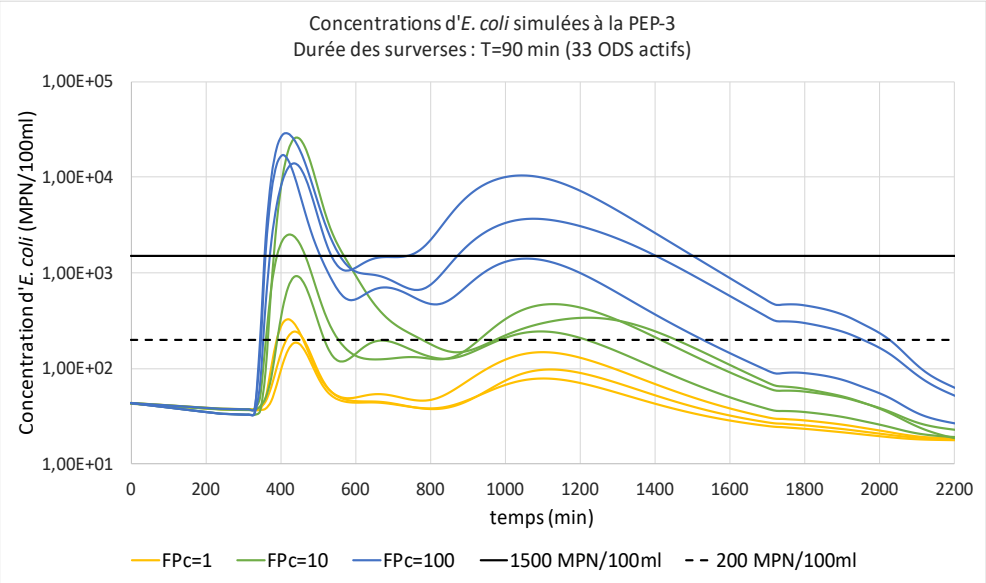

Figure D-1: Impact des variations des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS pour une durée de surverse constante égale à 90 min et l'ensemble des ODS simultanément actifs

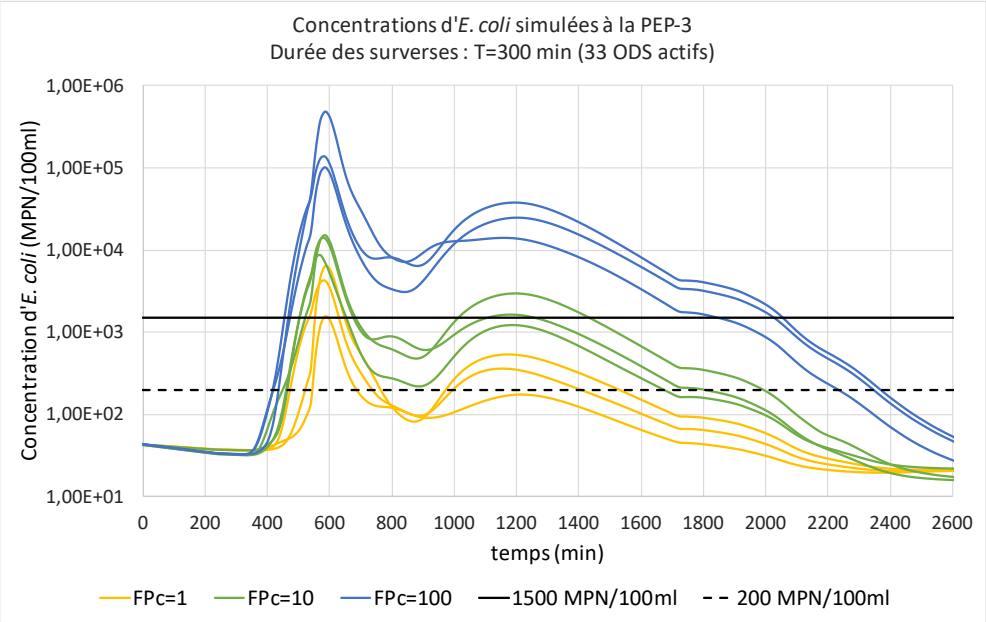

Figure D-2 : Impact des variations des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS pour une durée de surverse constante égale à 300 min et l'ensemble des ODS simultanément actifs

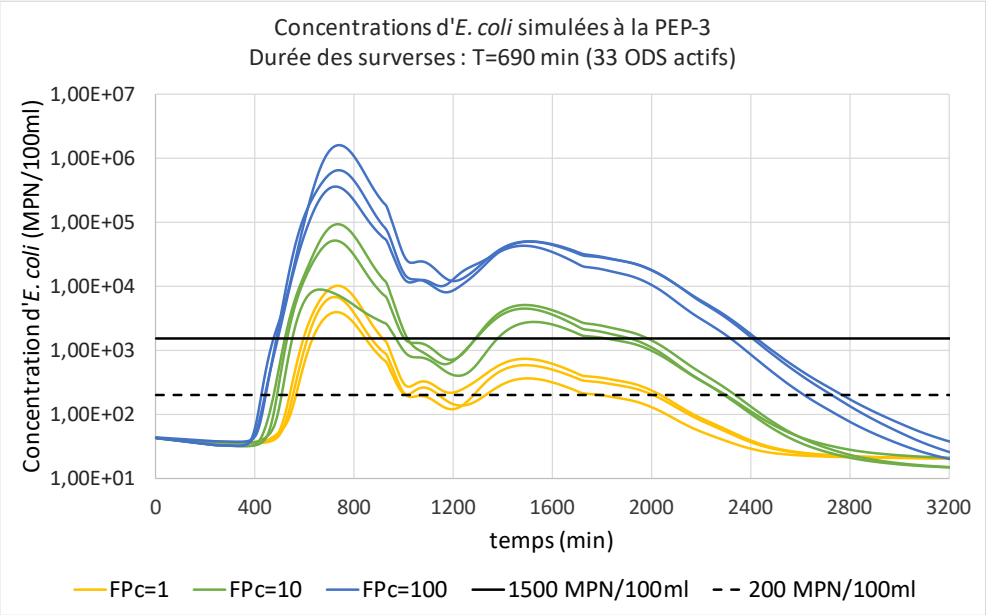

Figure D-3 : Impact des variations des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS pour une durée de surverse constante égale à 690 min et l'ensemble des ODS simultanément actifs

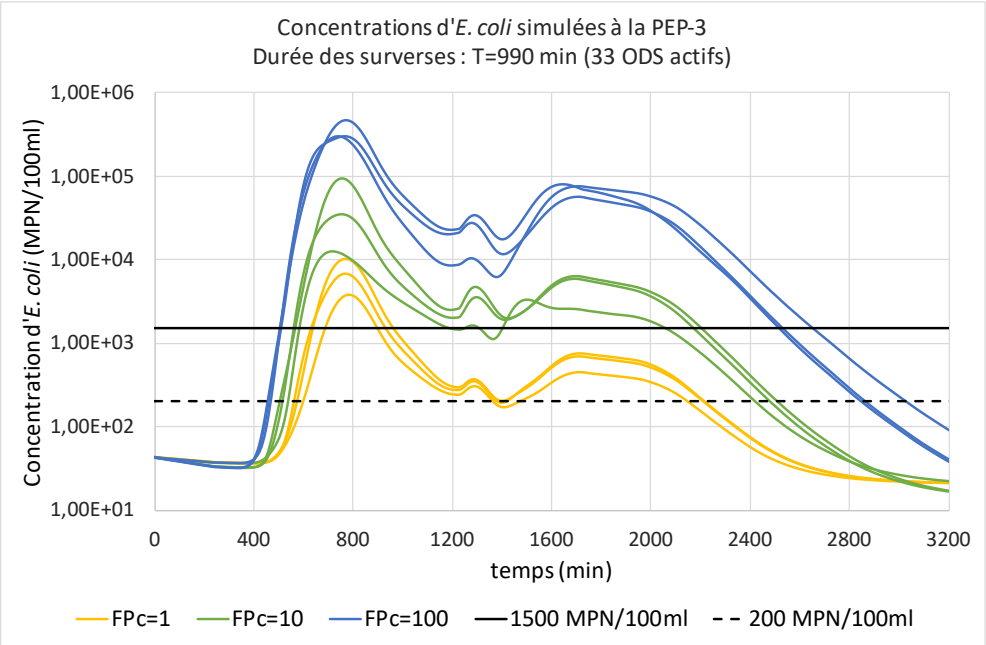

Figure D-4 : Impact des variations des concentrations maximales d'*E. coli* aux ODS pour une durée de surverse constante égale à 990 min et l'ensemble des ODS simultanément actifs

2) Impact de la durée des surverses (concentration maximale à l'entrée du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli* gardée constante)

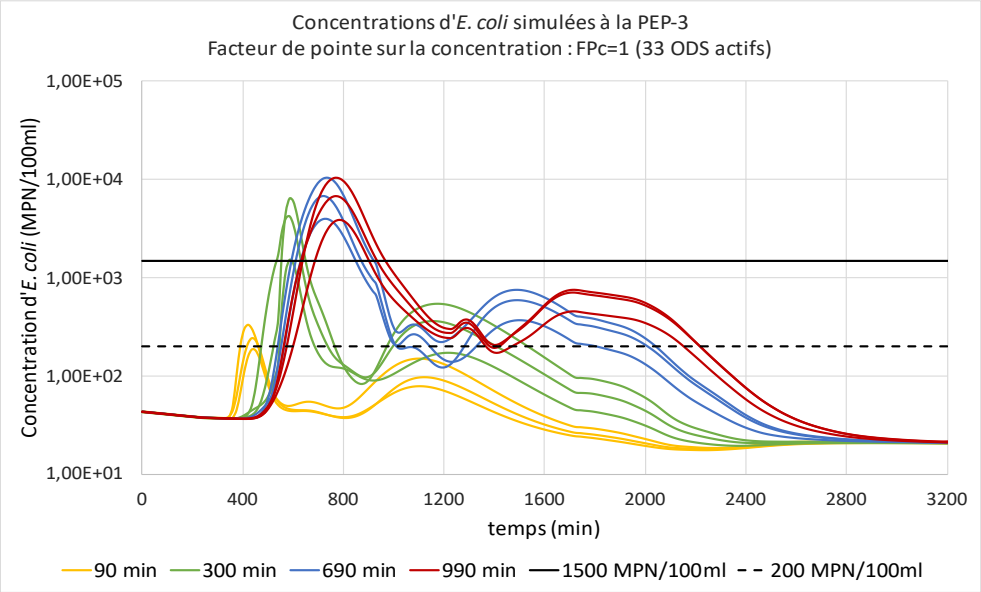

Figure D-5 : Impact des variations des durées des surverses lorsque la concentration maximale d'*E. coli* à l'entrée du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli* est gardée constante (FP_c=1) et en considérant l'ensemble des ODS simultanément actifs

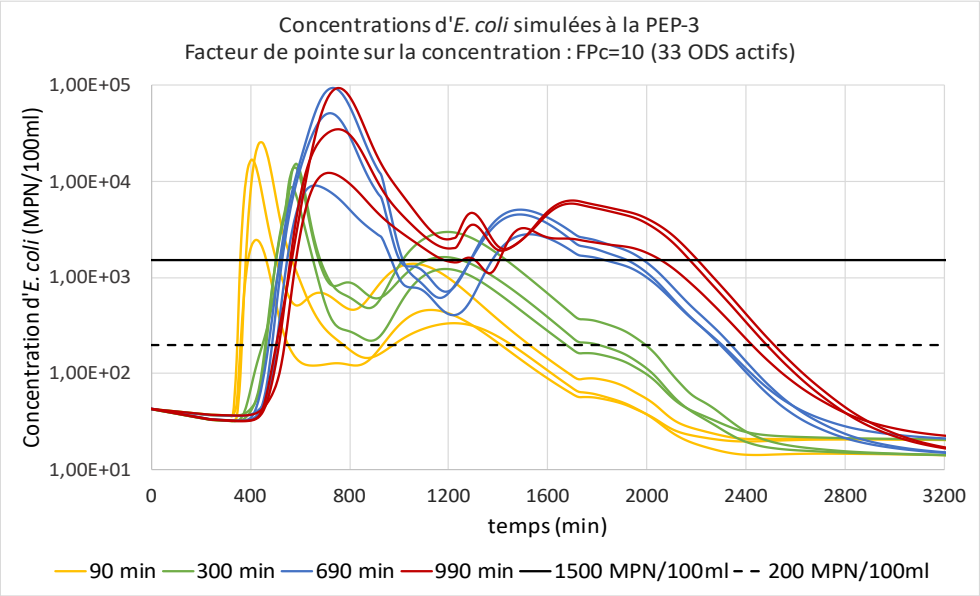

Figure D-6 : Impact des variations des durées des surverses lorsque la concentration maximale d'*E. coli* à l'entrée du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli* est gardée constante (FP_c=10) et en considérant l'ensemble des ODS simultanément actifs

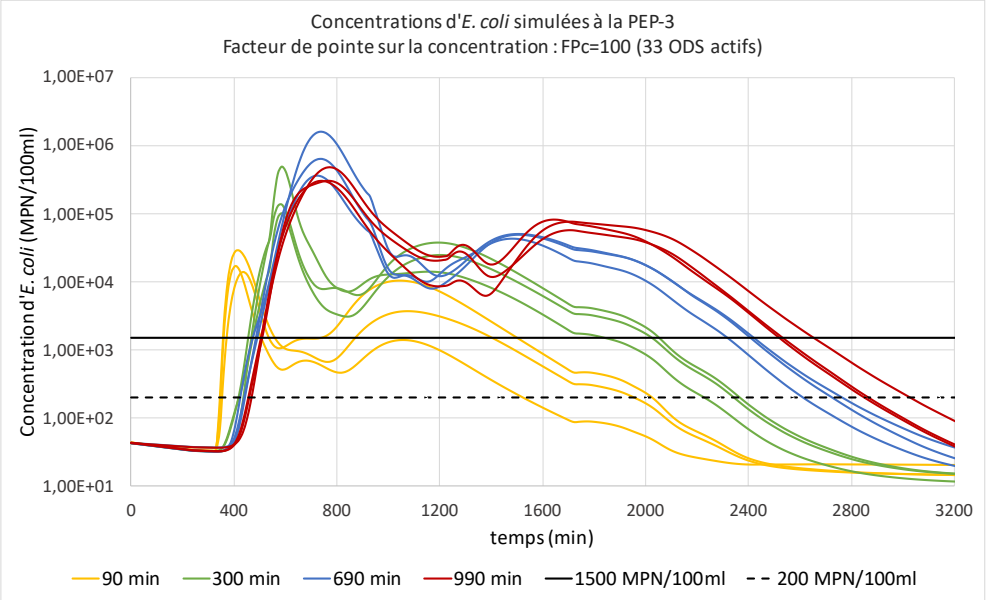

Figure D-7 : Impact des variations des durées des surverses lorsque la concentration maximale d'*E. coli* à l'entrée du modèle semi-probabiliste des charges d'*E. coli* est gardée constante (FP_c=100) et en considérant l'ensemble des ODS simultanément actifs

Tableau D- 1 : Résumé des concentrations maximales en *E. coli* à la PEP-3 pour 60 scénarios de surverses (ensemble des ouvrages de surverse simultanément actifs)

		Concentration maximale E. coli (MPN/100 ml)		
	Durée surverse (min)	**FPc=100**	**FPc=10**	**FPc=1**
Q= 207 m3/s	90 (1)	16878	893	185
	90 (2)	28267	2472	327
	90 (3)	13757	24998	242
	300 (1)	488468	8752	1529
	300 (2)	101189	15332	4268
	300 (3)	137021	13739	6418
	690 (1)	646753	9087	3949
	690 (2)	1601050	51834	10315
	690 (3)	366402	95073	6748
	990 (1)	299037	12444	3829
	990 (2)	476412	34956	10338
	990 (3)	302593	93446	6766
Q= 110 m3/s	90 (3)	11288	21017	189
	300 (3)	315668	12288	5464
	690 (3)	315668	87473	5828
	990 (3)	264013	86572	5923
Q= 11 m3/s	90 (3)	12285	20768	183
	300 (3)	110882	11302	4337
	690 (3)	248345	64136	3974
	990 (3)	284792	62072	5224
	max	1601050	95073	10338
	min	11288	893	183

Le chiffre entre parenthèses correspond au numéro du jeu. Chaque jeu est composé de 15 scénarios.