



# **Modèles pour l'estimation de la variabilité régionale présente et future de la présence des trihalométhanes dans l'eau potable**

**Thèse**

**Geneviève Cool**

**Doctorat en Aménagement du territoire et Développement régional**  
Philosophiæ Doctor (Ph.D.)

Québec, Canada

© Geneviève Cool, 2015







# Résumé

Cette thèse a comme objectif d'estimer la variabilité régionale présente et future des trihalométhanes (THM) dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable (SAEP) desservis en eau de surface à l'aide de modèles multiniveau. La variabilité régionale des THM a été étudiée à l'aide d'une importante base de données développée dans le cadre de cette thèse et concernant les résultats réglementaires de la qualité de l'eau potable, les infrastructures de traitement, la qualité de l'eau de surface et plusieurs paramètres spatio-temporels pouvant influencer la qualité de la source d'eau (Chapitre 2). Les modèles de régression multiniveaux permettent de considérer la structure hiérarchique des données et ainsi d'étudier la variabilité des échantillons de THM tout en contrôlant pour le regroupement des concentrations de THM entre les SAEP et entre les divisions écologiques du territoire.

Dans un premier temps, des modèles de régression linéaire multiniveaux ont été développés pour estimer la variabilité régionale et temporelle d'un indicateur des précurseurs des THM, soit le carbone organique dissous (COD) (Chapitre 3). En utilisant les connaissances acquises lors de cette étude et à l'aide de modèles de régression logistique multiniveaux, nous avons ensuite développé un modèle permettant d'estimer la variabilité régionale de la probabilité que les concentrations de THM dans l'eau potable dépassent un seuil spécifique (Chapitre 4). Ce modèle de régression fut ensuite utilisé afin d'estimer l'impact possible des changements climatiques sur la variabilité régionale future de la probabilité que les concentrations de THM dans l'eau potable dépassent ce même seuil (Chapitre 5).

Les modèles de régression multiniveaux ont été très peu utilisés dans le domaine de la modélisation de la qualité de l'eau potable. Or, les résultats de cette thèse ont démontré qu'ils s'avèrent un outil très efficace pour considérer la hiérarchie naturelle des variables permettant de modéliser la qualité de l'eau potable à l'échelle régionale. La base de données développée et l'exploration méthodologique des modèles de régression multiniveaux effectuée dans les différents chapitres de cette thèse offrent une plateforme unique pour les futures études de modélisation concernant la variabilité régionale de la qualité de l'eau potable.

**Mots clés** : eau potable, eau de surface, modèle de régression multiniveau, cadre écologique du territoire, trihalométhanes, sous-produits de la désinfection, carbone organique dissous, changements climatiques

# Abstract

## **Models to estimate current and future regional variability of the presence of trihalomethanes in drinking water**

The objective of this thesis is to estimate the present and the future regional variability of trihalomethane (THM) occurrence in drinking water utilities (DWUs) supplied by surface water using multilevel models. The regional variability of THMs was investigated using a large database developed as part of this thesis that takes into account information about regulatory drinking water quality analyses, treatment infrastructures, surface water quality, and many other spatiotemporal parameters that may influence source water quality (Chapter 2). The multilevel models allow for the consideration of the hierarchical structure of the data and the study of variability among THM samples, while controlling for the grouping of THM concentrations within DWUs and at the regional level.

At first, multilevel linear regression models were developed to estimate the regional and temporal variability of an indicator of THM precursors (i.e., dissolved organic carbon – DOC) (Chapter 3). Then, using the knowledge acquired in this study and based on multilevel logistic regression models, we developed a model which allows us to estimate the regional variability in the probability of THM concentrations exceeding a specific threshold in drinking water (Chapter 4). Then, this model was used to estimate the possible impact of climate change on the future regional variability in the probability of THM concentrations exceeding the threshold (Chapter 5).

Multilevel models have only rarely been used in the field of drinking water quality modelling. And yet results from this thesis demonstrate that they are quite useful in considering the natural hierarchy of variables allowing for the modelling of drinking water quality on a regional basis. The database we developed and the methodological exploration of multilevel regression models that is carried out through the chapters of this thesis offer a useful framework for future modelling studies which examine the regional variability of drinking water quality.

**Keywords:** drinking water, surface water, multilevel regression models, regional ecological framework, trihalomethanes, disinfection by-products, dissolved organic carbon, climate change

# Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract.....	iv
Liste des tableaux.....	ix
Liste des figures.....	xi
Liste des acronymes.....	xiii
Remerciements.....	xv
Avant-Propos.....	xvii
Chapitre 1: Introduction générale.....	1
1.1 Références.....	16
Chapitre 2: Base de données sur la qualité de l'eau potable (BDQEP).....	23
2.1 Introduction.....	23
2.2 Étapes de conception d'une base de données relationnelle.....	27
2.3 Base de données sur la qualité de l'eau potable.....	29
2.3.1 Description des bases de données collectées auprès des instances gouvernementales.....	30
2.3.2 Conception de la base de données relationnelle.....	45
2.4 Conclusions.....	49
2.5 Références.....	57
Chapitre 3: Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water.....	61
Résumé.....	62
Abstract.....	63
3.1 Introduction.....	64
3.2 Methodology.....	66
3.2.1 Dependent variable.....	66
3.2.2 Catchment delimitation.....	66
3.2.3 Region overview.....	67
3.2.4 Independent variables.....	69
3.2.5 Hierarchical Structure of independent variables.....	72
3.2.6 Statistical analysis.....	72
3.2.7 Model development.....	73
3.3 Results and discussion.....	74
3.3.1 DOC portrait.....	74
3.3.2 Null model.....	76
3.3.3 Influence of variables on DOC (objective 1).....	79
3.3.4 Influence of natural provinces (objective 2).....	81
3.3.5 Estimation of DOC concentrations (objective 3).....	82
3.4 Summary and conclusions.....	82
3.5 References.....	86
Chapitre 4: Modelling the regional variability of the probability of high trihalomethane occurrence in municipal drinking water.....	89

Sélection des systèmes d’approvisionnement en eau potable (SAEP) pour les chapitres 4 et 5 ...	90
Résumé .....	93
Abstract .....	94
4.1 Introduction.....	95
4.2 Methodology .....	97
4.2.1 Case study.....	97
4.2.2 Sampling strategies and analysis protocols.....	100
4.2.3 Hierarchical structure and description of variables possibly influencing TTHM concentrations .....	100
4.2.4 Regression analysis design and software .....	104
4.2.5 Multilevel logistic regression models .....	105
4.3 Results and discussion .....	107
4.3.1 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on multilevel logistic regression models.....	107
4.3.2 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on natural regions.....	111
4.4 Summary and conclusions .....	115
4.5 References .....	118
Chapitre 5: Climate change and drinking water quality: Predicting high trihalomethane occurrence in drinking water utilities supplied by surface water .....	123
Résumé .....	124
Abstract .....	125
5.1 Introduction.....	126
5.2 Methodology .....	128
5.2.1 Description of the multilevel logistic regression model and the dataset.....	128
5.2.2 Description of climate models and emission scenarios used for climate prediction...	132
5.2.3 Methodology used to predict the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold .....	133
5.2.4 Statistical analysis.....	137
5.3 Results and discussion .....	138
5.3.1 Temperature and precipitation estimations by season, time periods and emission scenarios .....	138
5.3.2 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold .....	138
5.4 Summary and conclusions .....	145
5.5 References.....	148
Chapitre 6: Conclusion générale .....	153
6.1 Principaux résultats et constats .....	153
6.2 Validation des hypothèses.....	160
6.3 Originalité de la thèse .....	162
6.4 Principales limites .....	164
6.5 Principales contributions.....	165
6.6 Références.....	168
Annexes .....	173
Annexe A : Articles publiées utilisant les données de la BDQEP construite dans le cadre de cette thèse .....	175



Article 1 : Delpla I., Rodriguez M.J. (2014). Effects of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. <i>Science of the Total Environment</i> , 493: 1014-1024. ....	175
Article 2: Dyck R., Cool G., Rodriguez M.J., Sadiq R. (2015). Treatment, residual chlorine and season as factors affecting variability of trihalomethanes in small drinking water systems. <i>Frontiers of Environmental Science and Engineering</i> , 9(1): 171-179. ....	201
Annexe B : Information concernant les points d'échantillonnage (niveau 1) en eau de surface et leurs bassins d'alimentation (niveau 2).....	215
Tableau B1 : Carbone organique dissous (mg/L).....	216
Tableau B2 : Température (°C).....	219
Tableau B3 : Précipitation (mm).....	222
Tableau B4 : Variables indépendantes – 2 <sup>e</sup> niveau .....	225
Annexe C : Information concernant les systèmes d'approvisionnement en eau potable (SAEP) considérés dans les Chapitres 4 et 5 .....	229
Tableau D1 : Trihalométhanes (µg/L).....	230
Tableau D2 : Température (°C).....	233
Tableau D3 : Précipitation (mm/10-jours) .....	236
Tableau D4 : Variables de deuxième niveau (SAEP) .....	239
Annexe D : Variables climatiques prédites et probabilités estimées que les concentrations futures de TTHM dépassent un seuil de 80 µg/L (Chapitre 5) .....	241
Tableau E1 : Température estimée (°C).....	242
Tableau E2 : Précipitation estimée (mm/10-jours) .....	245
Tableau E3 : Probabilité estimée (%).....	248



# Liste des tableaux

Tableau 2.1. Liste des informations obtenues auprès de la BIEP. ....	31
Tableau 2.2. Description des types de traitement des SAEP disponibles sur le site Web du MDDELCC (2014a, 2014b) ainsi que le nombre et le pourcentage (%) des postes de traitement d'eau (PTE)...	34
Tableau 2.3. Nombre et pourcentage des analyses hors norme pour les paramètres microbiologiques de la BIEP. ....	34
Tableau 2.4. Statistiques descriptives des résultats d'analyses des paramètres non microbiologiques de la BIEP. ....	35
Tableau 2.5. Statistiques descriptives des résultats d'analyses pour les paramètres de la BQMA. ...	36
Tableau 2.6. Statistiques descriptives des paramètres de la BDIC. ....	38
Tableau 2.7. Fréquence des phénomènes climatiques divers (BDIC). ....	38
Tableau 2.8. Niveaux de classification du CERQ. ....	40
Tableau 2.9. Catégories et sous-catégories de la base de données sur la couverture du sol. ....	43
Tableau 2.10. Description des entités et des attributs de la BIEP. ....	50
Tableau 2.11. Description des tables et attributs de la BQMA. ....	53
Tableau 2.12. Description des tables et attributs de la base de données Info-Climat. ....	54
Table 3.1. Yearly and overall comparison of DOC concentrations and other physicochemical parameters for the rivers under study. ....	67
Table 3.2. General description of the various ecological zones (natural provinces). ....	68
Table 3.3. Descriptive statistics of continuous variables used in models. ....	72
Table 3.4. Result of multilevel regression models to estimate logDOC. ....	77
Table 4.1. Description of natural regions included in the study. ....	98

Table 4.2. Range of values and descriptive statistics for TTHM concentrations, precipitation, temperature, and pH .....	102
Table 4.3. Model values for the null model (a), individual-variable models (b and c), and combined models (d).....	106
Table 4.4. Probability (Prob.) of TTHM concentrations exceeding the threshold (in percentage) according to natural regions and number of DWUs that have all their mean annual TTHM concentrations <sup>a</sup> below the threshold (<80 µg/L), part of their mean annual TTHM concentrations below the threshold (Av.), and all their mean annual TTHM concentrations above the threshold (>80 µg/L); results are presented by treatment type and overall (All).....	113
Table 5.1. Parameters from the logistic multilevel regression model built to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding a threshold of 80 µg/L .....	129
Table 5.2. Description of emission scenarios considered in the study .....	133
Table 5.3. Mean temperature and precipitation values for the current period and difference (and significance levels) with the predicted periods .....	139
Table 5.4. Predicted probability (%) of TTHM concentrations exceeding the threshold according to emission scenario, season and time period.....	140
Table 5.5. Difference in probability of high TTHM occurrence (%) between emission scenarios for all predicted years and p-values (pairwise comparisons of means).....	141
Table 5.6. Difference in probability of high THM occurrence (%) between time periods for all emission scenarios and p-values (pairwise comparison of means). .....	142
Table 5.7. Differences in probabilities of high TTHM occurrence and significance levels (p-values) between seasons for all emission scenarios and each time period. ....	143
Table 5.8. Comparison of the predicted probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between the DWU treatment types according to time periods and seasons. ....	144

# Liste des figures

Figure 1.1. Illustration de l'organisation des objectifs de la thèse. ....	12
Figure 2.1. Schéma des types de bases de données et leurs principaux modèles de base de données. ....	24
Figure 2.2. Localisation des prises d'eau brutes des SAEP et des municipalités incluses dans la BIEP. ....	32
Figure 2.3. Localisation des points d'échantillonnage de la BQMA. ....	37
Figure 2.4. Localisation des stations climatiques de la BDIC. ....	39
Figure 2.5. Trois premiers niveaux des divisions écologiques du cadre écologique de référence du Québec (CERQ). ....	42
Figure 2.6. Exemple de la cartographie représentant les catégories principales ou d'intérêt de couverture du sol (Sud du Québec). ....	44
Figure 2.7. Schéma du modèle logique pour la BIEP. ....	46
Figure 2.8. Schéma du modèle logique pour la BQMA. ....	47
Figure 2.9. Schéma du modèle logique pour la BDIC. ....	47
Figure 3.1. Map of southern Quebec with the location of sampling stations, their catchments and natural provinces included in the analysis. ....	68
Figure 3.2. Results ( $R^2$ ) from simple regression analysis between the dependant variables (logDOC) and different precipitation (a) and temperature (b) scenarios. ....	70
Figure 3.3. Comparison of mean seasonal (a) and yearly (b) DOC concentrations measured from all sampling events in all stations included in the analysis. ....	75
Figure 3.4. Comparison of mean DOC concentrations between natural provinces (NP) measured from all sampling events in all stations included in the analysis. ....	76
Figure 3.5. Scatter plot of DOC concentrations (X) and associated level-1 residuals (Y) from model M-3. ....	83

Figure 3.6. Density graph presenting the distribution of level-2 residuals from model M-3. .... 84

Figure 4.1. DWU location and treatment type, natural regions, and probability of TTHM concentrations to exceed the threshold based on the null model..... 99

Figure 4.2. Probability (in percentage) of TTHM concentrations exceeding the threshold for the categorical variables analysed through simple regression models. .... 109

Figure 4.3. Residuals (in log odds) for each natural region based on the null model. .... 112

Figure 5.1. Geographical distribution of DWUs and natural regions/provinces considered in the study (Province of Quebec, Canada)..... 131

Figure 5.2. Location of surface grid cells from the global and the regional climate models and location of DWUs' source water included in the study..... 135

# Liste des acronymes

## Liste en Français

<b>Français</b>	<b>Anglais</b>	<b>Terme</b>
AHA	HAA	Acides haloacétiques
BDIC	BDIC	Base de données Info-climat
BDQEP	BDQEP	Base de données sur la qualité de l'eau potable
BIEP	BIEP	Banque informatisée Eau Potable
BQMA	BQMA	Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CEP	CDW	Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur l'eau potable
CERQ	QEFR	Cadre écologique de référence
COD	DOC	Carbone organique dissous
COT	TOC	Carbone organique total
GES	GHG	Gaz à effet de serre
GIEC	IPCC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
MDDELCC	MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MON	NOM	Matière organique naturelle
MRC	MRC	Municipalité régionale de comté
OMS	WHO	Organisation mondiale de la santé
RNCan	NRCan	Ressources naturelles Canada
RQEP	QDWR	Règlement sur la qualité de l'eau potable
SAEP	DWU	Système d'approvisionnement en eau potable
SGBD	DBMS	Système de gestion de base de données
SPC	CBP	Sous-produits de la chloration
SPD	DBP	Sous-produits de la désinfection
SQL	SQL	Structured Query Language (Langage d'extraction de données)
THM	THM	Trihalométhanes
TTHM	TTHM	Trihalométhanes totaux
UE	EU	Union Européenne
USEPA	USEPA	US Environmental Protection Agency
UV	UV	Ultraviolets

## Liste en Anglais

Anglais	Français	Terme
ANN	RNA	Artificial Neural Network
ANOVA	ANOVA	Analysis of Variance
BQMA	BQMA	du français, Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CCCMA	CCMAC	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis
CEAEQ	CEAEQ	Quebec Environmental Analysis Expertise Centre
CGCM3T47	MCCG3T47	Third generation coupled global climate model
CRCM	MRCC	Canadian regional climate model
DBP	SPD	Disinfection by-products
DEM	MAN	Digital elevation model
DOC	COD	Dissolved organic carbon
DPEP	DPEP	du français, Direction du patrimoine écologique et des parcs (MDDELCC)
DSE	DSE	du français, Direction de la surveillance de l'environnement (MDDELCC)
DWU	SAEP	Drinking water utility
GHG	GES	Greenhouse gas
IPCC	GIEC	Intergovernmental Panel on Climate Change
logDOC	logDOC	Natural log of DOC
MDDELCC	MDDELCC	du français, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (Québec)
MERN	MERN	du français, ministère de l'énergie et des ressources naturelles (Québec)
MQL	MQL	First-order marginal quasi-likelihood
NOM	MON	Natural organic matter
NP	PN	Natural province
NRCan	RNCan	Natural Ressources Canada
PAC	CAP	Powdered active carbon
PQL	PQL	Second-order penalized quasi-likelihood
QDWR	RQEP	Quebec drinking water regulation
QEFR	CERQ	Quebec Ecological Frame of Reference
QHFR	CHRQ	Quebec Hydrological Frame of Reference
THM	THM	Trihalomethanes
TTHM	TTHM	Total trihalomethanes
UV	UV	Ultraviolet
VPC	CRV	Variance partition coefficient
WMO	OMM	World Meteorological Organisation



# Remerciements

Je conserve un excellent souvenir de toutes les étapes de mes études doctorales. Les défis qu'apporte la réalisation d'une thèse de doctorat m'ont permis non seulement d'améliorer mes connaissances universitaires et de recherche, mais également de croître personnellement. Plusieurs de ces défis n'auraient pu être surmontés sans la collaboration et l'appui de plusieurs personnes envers qui je suis entièrement reconnaissante. Ainsi, je tiens à remercier ces personnes sans qui la réalisation de ma thèse de doctorat n'aurait pas été possible.

Je tiens particulièrement à remercier mon directeur de recherche, M. Manuel Rodriguez. Manuel, votre confiance, votre patience, votre appui, votre compréhension et vos encouragements sont les principales raisons pour lesquelles j'ai tant apprécié ces années d'études. Votre excellente capacité à expliquer et décortiquer toutes les étapes d'un projet de recherche m'a permis de développer les connaissances nécessaires à la poursuite d'une carrière en recherche. Après 10 ans sous votre aile, vous avez été plus qu'un directeur de recherche, vous avez été pour moi un mentor sans qui je ne serais pas la personne que je suis aujourd'hui. Je vous en serai toujours reconnaissante. Merci!

J'aimerais également remercier mes codirecteurs, MM. Alexandre Lebel et Rehan Sadiq. Alexandre, tu n'as jamais refusé un temps pour me voir et me transmettre tes connaissances sur les modèles multiniveaux. Tu as également été un ami avec qui j'ai pu discuter de mes craintes et mes incertitudes face à la réalisation de ma thèse. Ce fut un plaisir que tu acceptes de te joindre à moi en tant que codirecteur. Je suis bien heureuse d'avoir eu la chance de travailler avec toi. Merci! Rehan, you were very kind to me every time we met. Even though my thesis subject changed since I first asked you to become my co-supervisor, you still took some time to revise my articles and my thesis and I am grateful for that. Thank you!

J'ai eu la chance d'avoir un comité de thèse extraordinaire. Mme Marie-Hélène Vandersmissen, M. Jean-Baptiste Sérodes et M. Luc Vescovi, vous m'avez permis de mieux orienter et améliorer ma thèse par vos excellents conseils. Merci pour votre intérêt envers mon sujet de thèse et toute l'attention que vous avez portée à lire et réviser les différents documents qui vous ont été remis. Merci également d'avoir bien voulu assister à mon examen et ma soutenance de thèse. Un merci également à M. Jean Dubé pour avoir accepté de présider ma soutenance de thèse.

J'ai également eu la chance de collaborer avec certaines personnes qui m'ont permis d'acquérir des connaissances sur différents points. Merci à Daniel Blais du ministère du Développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques pour avoir bien voulu me transmettre l'information et ses connaissances concernant le cadre écologique de référence et à sa collègue Joany Suazo pour avoir pris le temps de délimiter les bassins d'alimentation à l'étude. Merci à François Théberge et Louis Dieumegarde du Centre de recherche en aménagement et développement (CRAD) pour avoir bien voulu prendre le temps de me former et répondre à mes questions sur les différentes étapes de construction d'une base de données et le logiciel de base de données Access. Merci également à Hervé Dandjinou, également du CRAD, pour avoir bien voulu m'offrir de son temps pour répondre à mes questions concernant les systèmes d'informations géographiques. Finalement, merci à mes collègues Christelle Legay, Anna Scheili et Ianis Delpla pour avoir bien voulu répondre à certaines questions à différents moments de ma thèse.

À l'École supérieure en aménagement et développement (ESAD) ainsi qu'au CRAD, nous avons la chance d'être entourés de personnel chaleureux qui priorise les intérêts des étudiants avant tout. Merci à Lyne Béland, Willem Fortin, Francis Rioux et Francine Baril pour votre aide respective. Un merci spécial à Francine pour avoir été une amie et une confidente. Ton sourire lors de mes petites visites à ton bureau a ensoleillé plusieurs de mes journées.

À ma famille, maman (Ginette) et Bob, papa (Raymond) et Jocelyne, Pierre-Luc et Philippe, merci pour votre appui et votre intérêt. Merci d'avoir cru en moi et m'avoir encouragé tout au long de mes études.

À Zahé, merci pour tout! Merci de m'avoir épaulé, appuyé, encouragé. Merci d'avoir partagé ma vie dans les derniers (parfois longs) moments de mes études. Merci d'avoir été présent pour moi dans les moments de gloire comme dans les moments de peine.

À tous mes amis, trop nombreux pour être nommés, vous vous reconnaitrez, merci pour vos sourires et encouragements. Merci de m'avoir permis de lâcher prise, l'instant d'une soirée, fin de semaine, semaine.

Merci au CRSNG et à la Chaire de recherche en eau potable de l'Université Laval pour le soutien financier.

# Avant-Propos

Cette thèse comporte six chapitres, dont trois (chapitres 3, 4 et 5) sont écrits sous forme d'articles scientifiques (publiés ou soumis). Le premier article (chapitre 3) a déjà été publié, alors que les deux autres (chapitres 4 et 5) ont été soumis pour publication. Les revues scientifiques étant de langue anglaise, les chapitres de cette thèse ont été rédigés en anglais. Par contre, nous retrouvons, au début de chacun de ces chapitres, un résumé en français. Certaines modifications mineures ont été apportées aux articles afin d'assurer une uniformité dans les termes et les acronymes utilisés, ainsi que dans les références et dans la numérotation des sections. De plus, certains tableaux ont été modifiés légèrement afin d'assurer une mise en page adéquate.

Le premier auteur pour chaque article inséré dans la thèse est l'auteur de la thèse. Le rôle de l'auteur de la thèse fut d'effectuer la cueillette et l'analyse des données, l'interprétation des résultats, la rédaction des articles et la création des tableaux et figures présentées. Les coauteurs ont aidé à la révision des textes, à la structuration de l'article et à l'interprétation des résultats. Il s'agit du directeur principal (Manuel J. Rodriguez), des codirecteurs (Rehan Sadiq et Alexandre Lebel) et d'un collègue (Ianis Delpla, pour le chapitre 5).

**Chapitre 3 :** Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water.

Geneviève Cool, Alexandre Lebel, Rehan Sadiq, Manuel J. Rodriguez

*Science of the Total Environment*, 2014, 490: 947-956. Accepté le 21 mai 2014

**Chapitre 4 :** Modelling the regional variability of the probability of high trihalomethane occurrence in municipal drinking water.

Geneviève Cool, Alexandre Lebel, Rehan Sadiq, Manuel J. Rodriguez

*Environmental Monitoring and Assessment*. Accepté avec modifications le 18 juin 2015

**Chapitre 5 :** Climate change and drinking water quality: Predicting high trihalomethane occurrence in drinking water utilities supplied by surface water.

Geneviève Cool, Alexandre Lebel, Ianis Delpla, Rehan Sadiq, Manuel J. Rodriguez

*Regional Environmental Change*. Soumis le 16 juin 2015



# Chapitre 1: Introduction générale

Suite à la découverte, vers le milieu des années 1800, d'un lien entre la qualité de l'eau potable et une épidémie de choléra à Londres, on assiste au développement des premiers systèmes de traitement de l'eau qui ont permis de réduire les maladies d'origine hydrique. Au début des années 1900, la désinfection par le chlore et par l'ozone ainsi que les premières réglementations sur la qualité de l'eau potable firent leur apparition (US Environmental Protection Agency – USEPA 2000). Par contre, ce n'est qu'en 1974, grâce à une nouvelle technologie permettant d'analyser les traces de matière organique naturelle (MON) dans l'eau, que l'on fit la découverte des sous-produits de la désinfection (SPD) dans l'eau potable. En effet, Rook (1974) fut le premier à vérifier l'hypothèse selon laquelle la formation des trihalométhanes (THM — un groupe de SPD présent dans l'eau potable) est le résultat d'une réaction entre le chlore utilisé pour désinfecter l'eau et la MON présente dans l'eau.

À présent, plus de 600 SPD différents variant selon le désinfectant utilisé ont été identifiés (Krasner et coll. 2006, Richardson 2011) et il est reconnu que les SPD sont principalement le résultat d'une réaction entre les produits utilisés pour désinfecter l'eau potable et la MON présente dans l'eau (Beaulieu 2010, Organisation mondiale de la santé – OMS 2011, Richardson et Postigo 2012). Les principaux SPD formés lors de la chloration sont les THM, les acides haloacétiques (AHA), les halocétones et les haloacétonitriles (HAN) (Richardson et Postigo 2012). Similairement, l'ozone peut générer, entre autres, des bromates; la chloramine peut générer des HAN et des nitrosamines; et le dioxyde de chlore peut générer des chlorites et des chlorates (Hrudey 2008).

La MON est un composé difficile à mesurer puisqu'il n'y a pas de paramètres qui la représente complètement (Uyak et coll. 2008). C'est un composé complexe qui est représenté par la somme de plusieurs milliers de composés organiques individuels (Perdue 2009). La MON est souvent exprimée en termes de carbone. Ainsi, le carbone organique dissous (COD) est un indicateur largement utilisé afin de représenter la MON (Perdue 2009). Le COD dans les eaux de surface provient principalement des milieux humides et du ruissellement à partir des sols jusqu'aux cours d'eau (Mullholland 2003). Le COD dans les sols, quant à lui, provient principalement des précipitations passant par le couvert forestier et de la décomposition de la végétation (Dalva et Moore 1991). Ainsi, les paramètres pouvant

influencer les concentrations de COD dans les eaux de surface comprennent : la présence de milieux humides (Eckhardt et Moore 1990, Canham et coll. 2004, Ågren et coll. 2010, Laudon et coll. 2011) et de tourbières (Aitkenhead et coll. 1999, Clark et coll. 2004), la pente moyenne du bassin d'alimentation (Eckhardt et Moore 1990, D'arcy et Carignan 1997), la présence de couvert forestier (D'Arcy et Carignan 1997, Laudon et coll. 2011), le type de sol (Mosher et coll. 2010), le type d'eau de surface (rivière ou lac) (Mullholland 2003), les régimes de précipitations (Parks et Baker 1997, Nguyen et coll. 2002, Canham et coll. 2004, Evans et coll. 2005, Ågren et coll. 2010), la température de l'eau (Evans et coll. 2005, Ågren et coll. 2010) et le ruissellement (Ågren et coll. 2010). Dans le cas des lacs, les concentrations de COD sont également influencées par le temps de résidence de l'eau et la morphométrie du lac et du bassin d'alimentation (Mullholland 2003). Ces paramètres vont influencer plus ou moins la concentration de COD selon s'il s'agit d'un lac (principalement influencée par le temps de résidence de l'eau et la morphométrie du lac et du bassin d'alimentation) ou d'une rivière (principalement influencé par les milieux humides et la pente) (Mullholland 2003). Certaines études ont également démontré une variabilité des concentrations de COD entre les saisons (Evans et coll. 2005, Uyak et coll. 2008, Ågren et coll. 2010) et entre les écosystèmes (Ågren et coll. 2010). Ainsi, il existe une variabilité régionale et temporelle concernant les précurseurs des SPD qui dépend de certaines caractéristiques géographiques et climatiques comprises dans l'environnement du bassin d'alimentation des eaux naturelles servant de prise d'eau potable.

La désinfection des eaux naturelles a grandement aidé à diminuer les maladies d'origine hydrique (USEPA 2000). Par contre, la présence de MON dans les eaux désinfectées peut potentiellement avoir des effets indésirables sur la santé par la génération de SPD. En effet, des études épidémiologiques suggèrent des associations plausibles entre certains SPD et le cancer de la vessie ainsi que des effets indésirables sur la reproduction et le développement, tels qu'un poids faible à la naissance ou un avortement spontané (Hwang et Jaakkola 2003, Richardson et coll. 2007).

La découverte des SPD et l'identification de leurs impacts potentiels sur la santé ont modifié l'approche utilisée afin d'assurer une eau potable exempte de contaminants (Hrudey 2009). Maintenant, la gestion de la qualité de l'eau potable vise, entre autres, à éliminer les microorganismes pathogènes tout en réduisant la formation de SPD. D'ailleurs, la plupart des réglementations liées à la qualité de l'eau potable exigent une eau exempte de coliformes fécaux et d'*Escherichia coli* en même temps que des seuils à ne pas dépasser pour certains indicateurs de SPD, deux objectifs apparemment contradictoires dans le sens où les désinfectants utilisés afin d'inactiver les

microorganismes pathogènes sont eux-mêmes responsables de la formation de SPD. Les indicateurs les plus utilisés afin de contrôler la présence de SPD dans l'eau potable sont les THM. Ces derniers sont utilisés comme indicateurs pour leur facilité relative d'analyse et leur présence importante dans l'eau potable (Sadiq et Rodriguez 2011). Aussi, ils sont assez représentatifs des sous-produits de la chloration (SPC) qui regroupent tous les SPD formés à la suite d'une chloration (USEPA 2006). Les THM (groupe) sont souvent connus sous le nom de THM totaux (TTHM) et regroupent quatre types de composés, soit le chloroforme, le bromodichlorométhane, le dibromochlorométhane et le bromoforme (USEPA 2006, Sadiq et Rodriguez 2011).

Au Canada, même si le cadre réglementaire relatif à l'eau potable est de juridiction provinciale, Santé Canada propose des recommandations concernant la qualité de l'eau potable, soit une concentration de TTHM moyenne annuelle maximale de 100 µg/L basée sur au moins quatre échantillons annuels (Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur l'Eau Potable – CEP 2009). Au Québec, le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) sous la responsabilité du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (Gouvernement du Québec 2014a) oblige les systèmes d'approvisionnement en eau potable (SAEP) utilisant le chlore et desservant plus de 20 personnes à analyser leur eau distribuée pour les TTHM. Antérieurement (avant le 8 mars 2013), la réglementation obligeait les SAEP à analyser leur eau distribuée pour les TTHM au minimum quatre fois par an (une fois par trimestre). Depuis le 8 mars 2013, la réglementation demande des analyses de THM entre une et huit fois par an (distribuées également dans l'année) selon le nombre de personnes desservies par le réseau de distribution. Dans les deux cas, le seuil à ne pas dépasser est une moyenne annuelle de 80 µg/L (Gouvernement du Québec 2014a). Les États-Unis réglementent également les TTHM selon leur moyenne annuelle avec un seuil maximal de 80 µg/L (USEPA 2006). En Europe, l'Union européenne (UE) réglemente les TTHM avec une concentration annuelle moyenne maximale de 100 µg/L (UE 1998). L'OMS, quant à elle, recommande une concentration maximale selon chaque THM, soit une concentration de 60 µg/L pour le bromodichlorométhane, 100 µg/L pour le bromoforme et le dibromochlorométhane, et 300 µg/L pour le chloroforme (OMS 2011).

Certaines stratégies ont été proposées afin de réduire les concentrations de THM dans l'eau potable tout en conservant une eau exempte de microorganismes pathogènes. La première stratégie comprend la modification des conditions de traitement. Cette stratégie consiste à enlever la MON avant la désinfection, à diminuer les concentrations de chlore appliquées ou à réduire le pH de l'eau lors de la

chloration (OMS 2011). L'enlèvement de la MON, qui demeure le moyen le plus efficace pour contrôler les SPC (OMS 2011), peut être effectué à l'aide de traitements relativement avancés qui combinent la coagulation-floculation, la décantation et la filtration auxquels on peut intégrer ou ajouter des procédés d'appoint tels que la filtration par charbon activé (Reckhow et coll. 2004, Hrudey 2008). La diminution des niveaux de chloration, quant à elle, peut être favorisée seulement dans le cas où la désinfection est assez efficace pour l'inactivation des microorganismes. Finalement, alors que la réduction du pH peut réduire la formation des THM, elle peut favoriser l'augmentation de celle des AHA, qui, même s'ils ne sont pas toujours réglementés, sont également associés à des risques potentiels pour la santé (OMS 2011).

Une deuxième stratégie comprend l'utilisation de désinfectants chimiques alternatifs au chlore (pour la désinfection primaire ou secondaire) tels que l'ozone, le dioxyde de chlore ou les chloramines (Hua et Reckhow 2008, Goslan et coll. 2009, OMS 2011). Or, même si les autres SPD ne sont pas toujours réglementés, remplacer un désinfectant par un autre peut déplacer le problème en favorisant le développement d'autres SPD, parfois même plus toxiques que les THM. Par exemple, l'utilisation de chloramines comme désinfectant secondaire peut générer des nitrosamines, en particulier du N-Nitrosodiméthylamine, un SPD qui, même si présent en moins grande concentration que les THM, est considéré comme plus toxique que ces derniers (Charrois et Hrudey 2007, Richardson et coll. 2007, Goslan et coll. 2009). De plus, certains désinfectants, tels que les chloramines, ne sont pas assez efficaces pour être utilisés en tant que désinfectant primaire, alors que d'autres, tels que le dioxyde de chlore, n'offrent pas d'effets résiduels pour assurer une protection lors de la distribution (OMS 2011).

Une autre stratégie pour réduire la formation de SPD consiste à utiliser des désinfectants non chimiques, tels que les rayons ultraviolets (UV) ou la filtration par membrane. Alors que ces procédés de traitement peuvent être très efficaces pour l'inactivation ou l'enlèvement des microorganismes, ils doivent être suivis d'une désinfection secondaire puisqu'ils n'offrent pas d'effets résiduels lors de la distribution (OMS 2011). De plus, des études récentes suggèrent que les rayons UV en présence de chlore et de MON, pourraient favoriser le développement d'autres SPD (Liu et coll. 2006, 2012).

La dernière stratégie comporte une réduction des concentrations de SPD déjà formés à l'aide de technologies telles que le stripage à l'air ou le charbon activé (OMS 2011). Or, le stripage n'enlève que les SPD volatils et le charbon activé est un processus généralement coûteux (Clark et Lykins 1990).



Les stratégies de réduction de SPD sont, dans certains cas, dispendieuses et peu accessibles, en particulier pour les municipalités de petite taille. Ainsi il peut être difficile pour de nombreuses municipalités de répondre aux normes concernant la présence de SPD tout en assurant la qualité microbiologique de l'eau potable dans le réseau de distribution (Guilherme et Rodriguez 2014).

Il est maintenant reconnu que la formation des THM dans l'eau potable varie selon les caractéristiques de la source d'eau potable, telles que la quantité et le type de MON (Reckhow et coll. 2004) et les concentrations de bromures (Singer 1994), et selon le traitement et les caractéristiques opérationnelles et de distribution, tels que la dose de chlore, le temps de contact/de séjour, la température et le pH (Singer 1994, Hua et Reckhow 2008, Uyak et coll. 2008). Le processus de formation des SPD dans l'eau potable s'avère tout de même très complexe (Uyak et coll. 2008). Cette complexité, que ce soit au niveau de la variabilité géographique et temporelle de la MON ou au niveau de la variabilité des processus et de l'efficacité du traitement pour diminuer les concentrations de SPD, a incité plusieurs chercheurs à réaliser des efforts pour modéliser la formation des divers SPD dans l'eau potable.

Depuis les premières tentatives de modélisation des THM dans les années 1980 (p. ex. Engerholm et Amy 1983, Minear et Morrow 1983, Urano et coll. 1983, Amy et coll. 1987a, 1987b, Morrow et Minear 1987), plusieurs modèles empiriques ont été développés en laboratoire ou sur le terrain afin de prédire la formation des THM et d'autres SPD dans l'eau potable (Sadiq et Rodriguez 2004, 2011). Deux types de modèles sont utilisés pour modéliser la présence de SPD dans l'eau potable : les modèles développés à partir de données provenant d'essais en laboratoire et les modèles développés à partir de données provenant des SAEP (sur le terrain). Les modèles développés en laboratoire contrôlent certains paramètres importants tels que la température, le temps de contact et le pH. Par contre, même si ces modèles permettent une estimation relativement bonne de la contribution des différents paramètres sur la concentration des SPD, leur application en conditions réelles (en SAEP) comporte des limites importantes. Ces limites sont principalement associées à la spécificité des conditions à partir desquelles les modèles sont développés (c.-à-d. conditions spécifiques à un SAEP en particulier) et à la difficulté d'obtenir des informations relativement précises sur certaines variables opérationnelles dans les SAEP (p. ex. le temps de séjour de l'eau en réseau de distribution). Les modèles développés sur le terrain permettent de déterminer les concentrations actuelles des SPD à l'intérieur des postes de traitement d'eau ou des réseaux de distribution en incluant certains effets des réseaux de distribution, tels que les biofilms. Ils permettent également une meilleure prédiction de

l'exposition humaine. Par contre, les coûts liés à leur développement sont très élevés comparativement à ceux des études en laboratoire (Sadiq et Rodriguez 2011).

En raison des coûts importants reliés à la génération de données sur les SPD, la majorité des études sur le terrain menant à la modélisation des SPD ont été effectuées à partir de données sur les SPD générées dans un ou quelques SAEP. Très peu de modèles de nature régionale, c'est-à-dire fondés sur l'information d'un grand nombre de SAEP avec une grande diversité de types de sources d'eau et de types de traitement, ont été développés. Bien sûr, ces modèles de nature régionale ne permettraient pas nécessairement d'estimer les concentrations spécifiques de SPD dans un réseau particulier. Par contre, ils pourraient permettre d'estimer la variabilité régionale des SPD en fonction de la diversité géographique des sources d'eau et de leur bassin d'alimentation. À la différence des modèles spécifiques à un ou quelques SAEP, les modèles de nature régionale permettent d'évaluer la variabilité régionale de la présence des SPD dans l'eau potable et, de cette manière, faciliter l'évaluation régionale de l'exposition de la population aux SPD. Trois études recensées dans la littérature ont utilisé les modèles de nature régionale utilisant les caractéristiques géographiques du territoire afin d'évaluer la variabilité régionale de la présence des SPD dans l'eau potable, soit celles de Milot et coll. (2000), de Chang et coll. (2010) et de Summerhayes et coll. (2011).

Milot et coll. (2000) ont comparé la présence de THM dans près de 200 SAEP à travers le Québec, et ce, à l'aide de mesures de SPD et d'autres paramètres mesurés entre 1985 et 1997. Les auteurs ont développé un modèle à quatre variables basé sur la régression logistique afin d'expliquer la variabilité de la tendance des SAEP approvisionnés en eaux de surface à former des niveaux de THM élevés. Les variables utilisées furent : la saison (l'été ou les autres saisons), la source d'approvisionnement (lac ou rivière), le traitement (chloration seule ou traitement plus avancé) et la région (région 1 : Plateau Laurentien et Nord-du-Québec et région 2 : Basses Terres du St-Laurent et Appalaches). Ils ont établi que la propension à former des concentrations élevées était plus forte dans la région Nord-du-Québec, pendant l'été, pour les SAEP utilisant la chloration seule et dans les SAEP desservis par des lacs. Ainsi, cette étude a permis de documenter la variabilité géographique et saisonnière de la probabilité des SAEP à développer des concentrations élevées de THM dans l'eau potable.

De leur côté, Chang et coll. (2010) ont modélisé, à l'aide d'une régression statistique multivariée, la présence des AHA et des THM dans 86 SAEP de Taiwan en considérant différentes régions administratives et selon deux saisons, soit l'hiver (février et mars 2007) et l'été (juillet et août 2007). Les échantillons furent recueillis dans l'eau brute, à la sortie de l'usine, ainsi que dans le réseau de

distribution. Les paramètres analysés comprennent le pH, la température de l'eau, le chlore résiduel libre, les TTHM, les neuf principaux AHA (AHA9), le carbone organique total (COT), l'UV<sub>254</sub> et l'absorption spécifique UV (SUVA<sub>254</sub>). Même si les informations géographiques et saisonnières ne sont pas considérées dans les analyses de régressions présentées, les auteurs ont expliqué les variations de MON dans l'eau brute et des SPD dans l'eau potable en comparant les deux saisons et cinq régions administratives caractérisées selon le climat, l'utilisation du sol, les différentes sources de pollution et les caractéristiques géographiques.

Finalement, Summerhayes et coll. (2011) ont étudié la variabilité spatio-temporelle des THM pour deux SAEP métropolitains (Sydney/Illawarra et Hunter) et 13 SAEP ruraux dans la région de New South Wales en Australie. Les données de THM furent obtenues entre 1998 et 2004 pour le SAEP Sydney/Illawarra, entre 1997 et 2004 pour le SAEP Hunter et à différentes périodes entre 1997 et 2007 pour les SAEP ruraux (entre 8 et 89 mois, selon le SAEP). Les informations obtenues auprès de chaque SAEP comprennent le type de source (surface ou souterraine), le type de désinfectant utilisé (chlore ou chloramine) et le processus de traitement. De plus, des informations climatiques furent obtenues concernant les précipitations ainsi qu'une classification des sécheresses mensuelles, à savoir : aucune sécheresse, sécheresse marginale ou sécheresse. Leurs résultats ont démontré une variabilité temporelle considérable des concentrations de THM entre les saisons et entre les périodes de sécheresse et sans sécheresse, ainsi qu'une relation temporelle modérée entre les précipitations élevées et les concentrations élevées de THM. De plus, les résultats ont démontré une variabilité spatiale considérable des concentrations de THM entre les SAEP ruraux selon les écosystèmes. Suite à ces résultats, ils ont suggéré que la variabilité régionale des concentrations de THM pouvait être due aux différences géographiques et aux caractéristiques des bassins d'alimentation.

Ces trois études décrivent la possibilité d'une variabilité régionale des concentrations de THM due aux différences de MON, d'utilisation du sol, de niveaux de pollution et de caractéristiques géographiques du bassin d'alimentation. Dans tous les cas, ils considèrent tous la variabilité géographique de la qualité de l'eau brute de façon très générale. En effet, Milot et coll. (2000) ont considéré la variabilité géographique en séparant le Québec en deux régions seulement, Chang et coll. (2010) ont considéré cette variabilité en séparant Taiwan en cinq régions, tandis que Summerhayes et coll. (2011) ont considéré la variabilité géographique entre trois écosystèmes (plaine inondable semi-aride, plaine inondable côtière subtropicale et autre). De plus, seuls Milot et coll. (2000) ont considéré les régions géographiques à l'intérieur du modèle de régression.

Ces études ont également établi une variabilité temporelle des concentrations de THM entre les saisons et selon certaines caractéristiques climatiques. Ainsi, il est possible que d'autres caractéristiques climatiques contribuent fortement à expliquer la variabilité régionale et temporelle de la présence des SPD dans l'eau potable. En effet, parmi les caractéristiques associées aux sources d'eau potable, le climat est souvent présenté comme un élément pouvant influencer la présence de SPD dans l'eau potable (p. ex. Milot et coll. 2000, Golfinopoulos et Arhonditsis 2002, Toroz et Uyak 2005, Rodriguez et coll. 2007, Semerjian et coll. 2009). Plusieurs chercheurs ont évalué l'impact du climat sur les concentrations des précurseurs des SPD, en particulier le COD et le COT. Par exemple, Parks et Baker (1997) et Nguyen et coll. (2002) ont étudié la variabilité des concentrations de COD dans un réservoir de l'Arizona. Les résultats ont démontré une augmentation des concentrations de COD lors des précipitations associées aux moussons. Également, Prathumratana et coll. (2008) ont exploré les relations entre les paramètres climatiques et hydrologiques et la qualité de l'eau potable en aval du fleuve Mékong en Thaïlande, au Cambodge, au Laos et au Vietnam. Ils ont établi un lien positif entre le COD et la température, les précipitations, le niveau de l'eau et le débit.

Certains auteurs se sont également intéressés aux impacts potentiels des changements climatiques sur les précurseurs de SPD dans les eaux de surface. Par exemple, Hejzlar et coll. (2003) ont étudié le lien entre l'évolution à la hausse de la matière organique dissoute et la variabilité du climat dans la rivière Malše localisée à la frontière de la République Tchèque et de l'Autriche. Ils ont prédit une augmentation de 7 % des concentrations de COD suite à un scénario de changement climatique considérant un doublement du CO<sub>2</sub>, principalement dû aux augmentations de température. De plus, Evans et coll. (2005) ont évalué les variations dans les concentrations de COD en lien avec les changements climatiques. Ils ont démontré que, de façon générale, les quantités de MON ont augmenté dans les sources d'eau potable au cours des deux dernières décennies en raison, principalement, des variations de la température de l'eau et des régimes de précipitations. Finalement, Kohler et coll. (2009) ont tenté de quantifier l'importance du ruissellement, de la température et de la composition chimique du sol sur la variabilité mesurée et prédite des concentrations de COT dans un bassin versant avec un couvert forestier en Suède. Ils ont établi un lien positif entre les concentrations de COT et le débit et la température, et ont estimé une faible augmentation de COT dans le futur.

Bien que plusieurs études ont considéré des variables de nature climatique pour expliquer la présence des SPD et de leurs précurseurs dans l'eau potable, à notre connaissance, l'effet des changements climatiques sur la présence de SPD dans l'eau potable n'a pratiquement pas été étudié ni modélisé.

Soh et coll. (2008) et Delpla et coll. (2009) ont abordé le sujet lors de revues de littérature concernant l'impact des changements climatiques sur la qualité de l'eau de surface utilisée lors de la production d'eau potable. Soh et coll. (2008) mentionnent que les changements climatiques pourraient avoir un impact sur la concentration et la nature de la MON dans les eaux de surface, sur l'efficacité du traitement de l'eau potable et sur les concentrations de SPD. Delpla et coll. (2009), quant à eux, expliquent que l'augmentation de la température de l'eau ainsi que la présence d'évènements de précipitation extrême pourraient affecter les concentrations de SPD puisqu'elles exigent, entre autres, les modifications des conditions opérationnelles du traitement. Récemment, Delpla et coll. (sous presse) ont étudié l'impact des changements climatiques sur les SPD pour 13 petits SAEP utilisant principalement des traitements conventionnels et localisés au sud du Québec. Les résultats suggèrent une augmentation moyenne annuelle des concentrations de THM entre 2,7 % et 9,5 % selon les scénarios d'émission de gaz à effet de serre (GES) et ils ont conclu que les concentrations moyennes annuelles de THM de tous les SAEP étudiés ne dépasseraient pas la limite réglementaire du Québec. Or, même avec cette étude, il n'existe que très peu d'information à propos des impacts potentiels des changements climatiques sur la présence de SPD dans l'eau potable. Ceci est un constat surprenant si l'on considère que plusieurs études se sont déjà intéressées aux répercussions possibles des changements climatiques sur la qualité microbiologique de l'eau potable (p. ex. Casman et coll. 2001, Curriero et coll. 2001, Rose et coll. 2001, Hunter 2003, Charron et coll. 2004, Delpla et Rodriguez 2014).

La plupart des études mentionnées ci-dessus ont fait appel à des modèles de régression traditionnels (c.-à-d., à un seul niveau) afin d'estimer les concentrations de SPD ou de leurs précurseurs. Or, les informations utilisées pour modéliser la qualité de l'eau potable présentent souvent une hiérarchie naturelle : certaines informations représentent l'échantillon alors que d'autres informations concernent le SAEP. De plus, les données avec une structure hiérarchique peuvent entraîner certains problèmes lorsqu'elles sont modélisées avec des modèles de régression traditionnels. Considérons des données hiérarchiques à deux niveaux (échantillon et SAEP) pour estimer les concentrations de THM à partir de la concentration de COD et du type de traitement. Avec les modèles traditionnels, les analyses suivant des données hiérarchiques doivent être effectuées au niveau de l'échantillon ou au niveau du SAEP. Une analyse au niveau du SAEP inclurait une valeur moyenne des concentrations de THM et des concentrations de COD. Dans ce cas, nous avons une perte d'information par rapport aux échantillons. Une analyse au niveau des échantillons comprend deux options. Premièrement, on pourrait considérer les SAEP en tant que variable indépendante binaire. Par contre, cette option

rajouterait, pour 60 SAEP, 59 variables indépendantes dans le modèle, ce qui augmenterait considérablement le nombre de coefficients à estimer. Deuxièmement, on pourrait omettre de reconnaître l'existence de regroupements. Dans ce cas, l'analyse inclurait une information répétitive concernant le type de traitement de chaque échantillon à l'intérieur d'un même SAEP. L'information serait donc corrélée, ce qui contredit la supposition des modèles de régression comme quoi les observations entre les individus ne doivent pas être corrélées. Ignorer l'existence de regroupement peut sous-estimer les erreurs types des coefficients de régression et ainsi augmenter artificiellement le niveau de signification des tests d'hypothèse, ce qui peut, dans certains cas, amener à conclure qu'il existe une relation où il n'y en a pas (Austin et coll. 2001, Rasbash et coll. 2009, Subramanian et Jones 2012).

Les modèles de régression multiniveaux, quant à eux, se prêtent particulièrement bien aux données présentant une structure hiérarchique (Rasbash et coll. 2009). Ainsi, l'utilisation de modèles de régression multiniveaux pour modéliser les SPD dans l'eau potable permettrait de considérer la variabilité entre les échantillons, tout en contrôlant les corrélations entre les SAEP. Ce type de modèle a souvent été utilisé dans le domaine de l'épidémiologie sociale et de la géographie (p. ex. Kalff et coll. 2001, Subramanian et coll. 2002, Larsen et Merlo 2005, Lebel et coll. 2009, 2012). Mais, à notre connaissance, il n'a été que très rarement utilisé dans le domaine de la modélisation de la qualité de l'eau potable. Nous avons recensé des études par Legay et coll. (2011) et Francisque et coll. (2009), qui ont utilisé les modèles de régression multiniveaux afin de modéliser la qualité de l'eau potable. Legay et coll. (2011) ont utilisé les modèles de régression multiniveaux afin de modéliser la présence de THM et de AHA dans huit réseaux de distribution d'eau potable de la Ville de Québec au Québec. Ils ont utilisé un modèle à deux niveaux, soit les échantillons (niveau 1) et les réseaux de distribution (niveau 2). Francisque et coll. (2009), quant à eux, ont utilisé les modèles de régression Poisson multiniveaux afin de modéliser les niveaux de bactéries hétérotrophes pour 50 points d'échantillonnage à l'intérieur d'un réseau de distribution de la Ville de Québec. Ils ont étudié les effets de regroupement des échantillons entre les points d'échantillonnage et/ou les différentes sections du réseau de distribution à l'aide de modèles à deux et à trois niveaux.

La combinaison de variables climatiques à d'autres variables géographiques associées aux sources d'eau potable (p. ex. caractéristiques géomorphologiques des bassins d'alimentation ou utilisation du sol) pourrait permettre d'expliquer et de prédire, à l'aide de modèles de régression multiniveaux, les

concentrations de SPD dans l'eau potable et apporterait une contribution appréciable pour évaluer la variabilité régionale et temporelle de l'exposition de la population aux SPD dans l'eau potable.

Ainsi, l'objectif principal de cette thèse est d'élaborer des modèles de régression multiniveaux permettant d'estimer et d'expliquer, à l'échelle régionale, la variabilité présente et future de la propension des SAEP à former des concentrations élevées de SPD, en particulier les THM. L'élaboration de ces modèles permettra d'identifier, entre autres, les caractéristiques géographiques et climatiques qui favorisent la formation de THM dans l'eau potable et d'évaluer la diversité régionale de la vulnérabilité des SAEP à la contamination par des concentrations élevées de THM.

L'objectif de la thèse sera atteint par le biais de quatre objectifs spécifiques. La structure des objectifs est illustrée à la Figure 1.1.

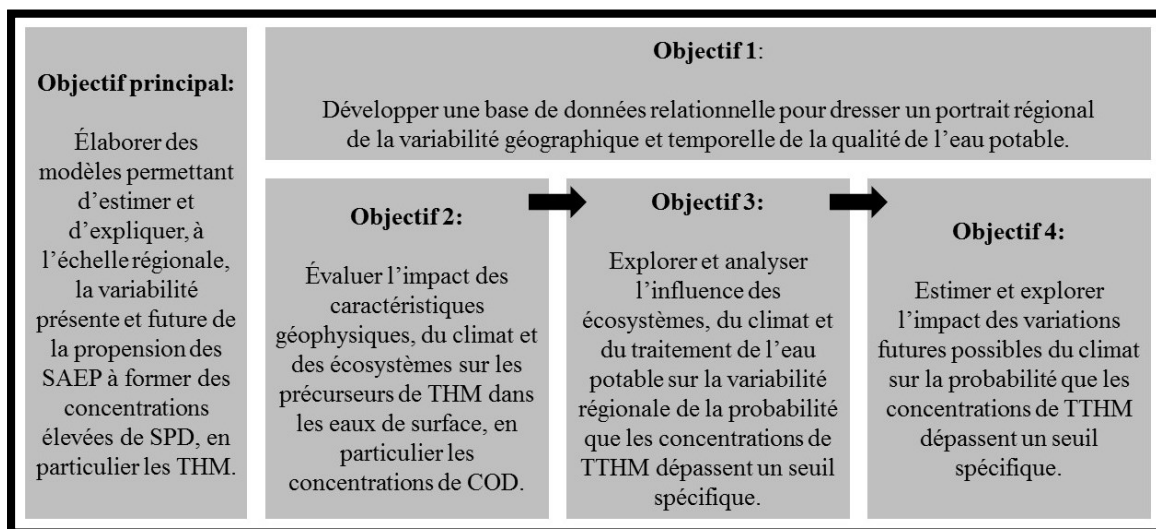
1. Le premier objectif consiste à développer une base de données relationnelle pour dresser un portrait régional de la variabilité géographique et temporelle de la qualité de l'eau potable en fonction des caractéristiques associées à la source d'eau, aux infrastructures de traitement et de distribution et à d'autres paramètres de la qualité de l'eau.
2. Le deuxième objectif consiste à évaluer l'impact des caractéristiques géophysiques, du climat et des écosystèmes sur les précurseurs de THM dans les eaux de surface, en particulier les concentrations de COD. Cette évaluation sera effectuée à l'aide d'un modèle de régression multiniveau et permettra d'estimer la variabilité régionale et temporelle des précurseurs de SPD.
3. Le troisième objectif consiste à utiliser des modèles de régression multiniveaux afin d'explorer et d'analyser l'influence simultanée des écosystèmes, du climat et des caractéristiques opérationnelles du traitement de l'eau potable sur la variabilité régionale de la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil spécifique.
4. Le quatrième objectif vise à estimer et à explorer l'impact des variations futures possibles du climat sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil spécifique.

Suite aux objectifs de cette thèse et des informations recueillies dans la littérature, les hypothèses suivantes seront mises à l'épreuve lors des prochains chapitres de cette thèse.

1. Une base de données relationnelle est une plateforme adéquate pour étudier le portrait régional et temporel de la présence des THM et de la qualité de l'eau potable dans les

SAEP du Québec, ainsi qu'un outil pour des études ultérieures dans le domaine de la qualité de l'eau potable (Chapitre 2).

2. Il existe des différences significatives de concentrations de COD entre les différents écosystèmes du Québec et ces différences peuvent être expliquées par les caractéristiques géophysiques et les conditions climatiques (Chapitre 3).
3. La probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé peut être influencée, entre autres, par les caractéristiques géographiques et climatiques de la source d'eau potable (Chapitre 4).
4. La probabilité qu'un échantillon de TTHM ait une concentration supérieure au seuil visé est corrélée à celle des échantillons provenant d'un même SAEP ou du même écosystème (Chapitre 4).
5. La probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil visé peut augmenter dans le futur compte tenu des modifications des patrons des variables climatiques (Chapitre 5).



**Figure 1.1.** Illustration de l'organisation des objectifs de la thèse.

Dans le cadre de la présente thèse, la région à l'étude est la province de Québec. Le Québec est une province du Canada ayant une superficie de 1,7 million de kilomètres carrés et une population de 8,2 millions d'habitants. La majorité de la population du Québec habite au sud de la province et 85 % de la population du Québec est desservie par des SAEP municipaux, 1 % par des SAEP non



municipaux et 14 % par des puits individuels ou par des petits SAEP desservant moins de 20 personnes (MDDELCC 2010). Les SAEP municipaux ont des profils très différents, desservant parfois des rangs de campagne, parfois de petites municipalités, parfois de grosses villes. Lors de l'acquisition des données de cette thèse, le plus petit SAEP municipal desservait 22 personnes et le plus gros, 1,5 million de personnes. Soixante-quatre pour cent des SAEP municipaux sont desservis par de l'eau souterraine, 33 % par des eaux de surface et 3,2 % par des eaux mixtes (combinaison d'eau souterraine et d'eau de surface). Par contre, un plus grand pourcentage de la population est desservi par des eaux de surface, soit 81 % contre 14 % par des eaux souterraines et 5 % par des eaux mixtes (Gouvernement du Québec 2012).

Il existe également, au Québec, beaucoup de variabilité entre les caractéristiques écologiques du territoire. Ainsi, la province est représentée par quatre types de climat (continental humide, subarctique, arctique et maritime de l'est), trois régions géologiques (vallée du Saint-Laurent, plateau laurentien et Appalaches) et trois zones de végétation (tempérée nordique, boréale et arctique) (Gouvernement du Québec 2014b). Afin de mieux comprendre les caractéristiques du territoire et pour évaluer ses capacités, ses sensibilités et ses limites, le Gouvernement du Québec a développé un outil de cartographie et de classification écologique du territoire : le cadre écologique de référence du Québec (CERQ). Les divisions du CERQ s'appuient sur la morphologie du territoire, son organisation spatiale et la configuration du réseau hydrographique. Le CERQ s'inscrit dans un système hiérarchique de niveaux de perception emboîtés et comporte jusqu'à huit niveaux de divisions : la province naturelle (1), la région naturelle (2), l'ensemble physiographique (3), le district écologique (4), l'ensemble topographique (5), l'entité topographique (6), l'élément topographique (7) et le faciès topographique (8). L'échelle d'analyse varie entre  $10^6$  km<sup>2</sup> pour la province naturelle (facteur génétique prépondérant : tectonique des plaques, p. ex., les Appalaches) et 0,1 km<sup>2</sup> pour le faciès topographique (facteur génétique prépondérant : microrelief, p. ex., levée alluviale). En tout, le Québec est représenté par 15 provinces naturelles plus cinq provinces limitrophes (touchant à peine les frontières du Québec). Un des objectifs du CERQ est de qualifier chaque unité spatiale selon le climat, la géologie, le relief, les sols et l'eau (Li et Ducruc 1999, MDDELCC 2015). Le développement du CERQ est toujours en cours. Pour l'instant, les divisions des trois premiers niveaux et, en partie, les divisions du quatrième niveau sont complétées.

Les différentes bases de données disponibles auprès des instances gouvernementales du Québec comprennent plusieurs millions de résultats d'analyses pour l'eau de surface, l'eau potable et le

climat, ainsi que de l'information concernant le traitement de l'eau potable ou les caractéristiques géographiques du territoire. À notre connaissance, la mise en place d'une base de données regroupant toutes ces informations et permettant de considérer la majorité des SAEP du Québec avec une approche de la source au robinet n'a jamais été faite.

L'originalité de la thèse réside également dans l'échelle d'analyse des différents objectifs de cette thèse. En effet, à notre connaissance, c'est la première fois que les concentrations de COD sont étudiées à l'échelle du Québec, une des rares fois où la variabilité régionale des concentrations de THM est étudiée et la première fois où l'impact des changements climatiques sur les THM est étudié à l'échelle régionale. Les coûts financier et temporel associés à la collecte de données sur la qualité de l'eau potable limitent souvent le nombre de SAEP considérés dans les analyses. Or, la base de données développée lors du premier objectif (BDQEP) aura permis d'acquérir ces données à faible coût et, ainsi, de faciliter l'atteinte des différents objectifs de cette thèse.

De plus, alors que l'impact des changements climatiques sur les précurseurs des SPD et sur la qualité microbiologique de l'eau potable a fréquemment été étudié, nous n'avons pu recenser qu'une seule étude par Delpla et coll. (sous presse) concernant l'impact des changements climatiques sur les SPD. Or, cette étude ne considère que quelques SAEP de petite taille localisés à l'intérieur d'un rayon de 100 km et la presque totalité des SAEP a un traitement conventionnel. L'étude de l'impact des changements climatiques sur les SPD à une échelle provinciale permet de considérer l'influence de diverses régions écologiques et de considérer une grande variabilité de patrons climatiques et de types de SAEP.

Finalement, l'originalité de cette thèse comprend également l'approche méthodologique des différents chapitres. Plusieurs études dans le domaine de la géographie et de l'épidémiologie sociale ont fait appel à des modèles de régression multiniveaux afin de regrouper régionalement les variables étudiées. Par contre, à notre connaissance, les seules fois dans lesquelles les modèles de régression multiniveaux ont été utilisés afin de modéliser la qualité de l'eau potable, les auteurs ont considéré les niveaux hiérarchiques supérieurs pour regrouper la qualité de l'eau potable selon les réseaux de distribution ou les SAEP. Ce serait ainsi la première fois où les modèles de régression multiniveaux sont utilisés pour regrouper la qualité de l'eau potable selon des régions écologiques.

Plusieurs contributions sont attendues à la suite de cette thèse. En plus d'être utilisée lors des différents chapitres de cette thèse, la BDQEP devrait permettre de mettre en valeur les informations

disponibles concernant la qualité de l'eau et des différentes caractéristiques pouvant influencer cette dernière auprès de différentes instances gouvernementales. Cette information est en outre d'un grand intérêt pour les étudiants et chercheurs qui s'intéressent à la modélisation et à la gestion de la qualité de l'eau.

De plus, l'étude de la qualité de l'eau de surface et de l'eau potable à l'échelle régionale devrait permettre de fournir de nouvelles informations concernant les facteurs influençant la variabilité régionale de la qualité de l'eau. Tel que mentionné précédemment, la majorité des études concernant la qualité de l'eau potable ont été réalisées auprès d'un ou de quelques SAEP. Or, les modèles de régression développés dans cette thèse permettent de comparer des SAEP et d'associer la qualité de l'eau potable aux caractéristiques géographiques des prises d'eau brute et de leurs bassins d'alimentation. Ceci devrait offrir aux chercheurs des informations et des méthodes pour faciliter la compréhension de la variabilité de la qualité de l'eau potable à une échelle plus globale. De plus, il est attendu que les modèles développés soient utiles aux gestionnaires et aux chercheurs de la santé publique en facilitant l'évaluation régionale de l'exposition présente et future de la population à des contaminants présents dans l'eau.

Finalement, comme mentionné précédemment, les modèles de régression multiniveaux ont très peu été utilisés dans le domaine de la modélisation de la qualité de l'eau potable. Or, ils offrent un outil méthodologique qui permet de considérer la hiérarchie naturelle des informations pouvant influencer la qualité de l'eau potable. Ainsi, la démarche méthodologique utilisée lors des différents chapitres de cette thèse offre une base méthodique concrète pour tout chercheur voulant étudier la variabilité régionale de la qualité de l'eau potable.

## 1.1 Références

Ågren A., Buffam I., Bishop K., Laudon H. (2010). Modeling stream dissolved organic carbon concentrations during spring flood in the boreal forest: A simple empirical approach for regional predictions. *Journal of Geophysical Research*, 115(G01012): 12p.

Aitkenhead J.A., Hope D., Billett M.F. (1999). The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales. *Hydrological Processes*, 13: 1289-1302.

Amy G.L., Chadik P.A., Chowdhury Z.K. (1987a). Developing models for predicting trihalomethane formation potential kinetics. *Journal of the American Water Works Association*, 79(7): 89-96.

Amy G.L., Minear R.A., Cooper W.J. (1987b). Testing and validation of a multiple nonlinear regression model for predicting trihalomethane formation potential. *Water Research*, 21(6): 649-659.

Austin P.C., Goel V., van Walraven C. (2001). An introduction to multilevel regression models. *Canadian Journal of Public Health*, 92(2): 150-154.

Beaulieu C. (2010). Caractérisation spatio-temporelle de la réactivité des précurseurs de sous-produits de la désinfection en réseau de distribution d'eau potable. Thèse – Université Laval: 255p.

Canham C.D., Pace M.L., Papaik M.J., Primack A.G.B., Roy K.M., Maranger R.J., Curran R.P., Spada D.M. (2004). A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological Applications*, 14(3): 839-854.

Casman E., Fischhoff B., Small M., Dowlatabadi H., Rose J., Morgan M.G. (2001). Climate change and cryptosporidiosis: A qualitative analysis. *Climatic Change*, 50: 219-249.

CEP (2009). « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique : Les trihalométhanes ». Santé Canada, Ottawa, Ont.: 76p. [[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/pdf/pubs/water-eau/trihalomethanes/trihalomethanes-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/trihalomethanes/trihalomethanes-fra.pdf)]; consulté le 3 décembre 2014.

Chang H.H., Tung H.H., Chao C.C., Wang G.S. (2010). Occurrence of haloacetic acids (HAAs) and trihalomethanes (THMs) in drinking water of Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 162: 237-250.

Charrois J.W.A., Hrudey S.E. (2007). Breakpoint chlorination and free-chlorine contact time: Implications for drinking water N-nitrosodimethylamine concentrations. *Water Research*, 41: 674-682.

Charron D.F., Thomas M.K., Waltner-Toews D., Aramini J.J., Edge T., Kent R.A., Maarouf A.R., Wilson J. (2004). Vulnerability of waterborne diseases to climate change in Canada: A review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20): 1667-1677.

- Chowdhury S., Champagne P., McLellan P.J. (2009). Models for predicting disinfection byproduct (DBP) formation in drinking waters: A chronological review. *Science of the Total Environment*, 407: 4189-4206.
- Clark M.J., Cresser M.S., Smart R., Chapman P.J., Edwards A.C. (2004). The influence of catchment characteristics on the seasonality of carbon and nitrogen species concentrations in upland rivers of Northern Scotland. *Biogeochemistry*, 68: 1-19.
- Clark R.M., Lykins B.W. (1990). Granular activated carbon: Design, operation and cost. Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI. 342p.
- 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.
- Dalva M., Moore T.R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15: 1-19.
- D'Arcy P., Carignan R. (1997). Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2215-2227.
- Delpla I., Rodriguez M.J. (2014). Effect of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. *Science of the Total Environment*, 493: 1014-1024.
- Delpla I., Scheili A., Guilherme S., Cool G., Rodriguez M.J. (sous presse). Variations of disinfection by-product levels in small drinking water utilities according to climate change scenarios: A first assessment. *Journal of Water and Climate*.
- 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: 1225-1233.
- Eckhardt B.W., Moore T.R. (1990). Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Québec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1537-1544.
- Engerholm B.A., Amy G.L. (1983). A predictive model for chloroform formation from humic acid. *Journal of the American Water Works Association*, 75(8): 418-423.
- Evans C.D., Monteith D.T., Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137: 55-71.
- Francisque A., Rodriguez M.J., Miranda-Moreno L.F., Sadiq R., Proulx F. (2009). Modeling of heterotrophic bacteria counts in a water distribution system. *Water Research*, 43: 1075-1087.

- Golfinopoulos S.K., Arhonditsis G.B. (2002). Multiple regression models: A methodology for evaluating trihalomethane concentrations in drinking water from raw water characteristics. *Chemosphere*, 47: 1007-1018.
- Goslan E.H., Krasner S.W., Bower M., Rocks S.A., Holmes P.H., Levy L.S., Parson S.A. (2009). A comparison of disinfection by-products found in chlorinated and chloraminated drinking waters in Scotland. *Water Research*, 43: 4698-4706.
- Gouvernement du Québec (2012). « Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec : 2005-2009 ». Direction des politiques de l'eau, MDDELCC, Québec, Qc: 71p. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/bilans/bilan2005-2009.pdf>]; consulté le 17 décembre 2014.
- Gouvernement du Québec (2014a). Règlement sur la qualité de l'eau potable. c. Q-2, r.40. Les Publications du Québec, Québec, Qc.
- Gouvernement du Québec (2014b). « Portrait du Québec ». Gouvernement du Québec, Québec, Qc. [<http://www.gouv.qc.ca/portail/quebec/pgs/commun/portrait/?lang=fr>]; consulté le 17 décembre 2014.
- Guilherme S., Rodriguez M.J. (2014). Occurrence of regulated and non-regulated disinfection by-products in small drinking water systems. *Chemosphere*, 117(1): 425-432.
- Hejzlar J., Dubrovský M., Buchtele J., Růžička M. (2003). The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). *Science of the Total Environment*, 310: 143-152.
- Hrudey S.E. (2008). « Les sous-produits de la désinfection (SPD) par chloration dans l'eau potable et la santé publique au Canada ». Centre de Collaboration Nationale en Santé Environnementale, Agence de la Santé Publique du Canada, Ottawa, Ont.: 213p. [[http://www.ccnsse.ca/sites/default/files/Desinfection\\_chloration\\_sous-produits\\_mar\\_2008.pdf](http://www.ccnsse.ca/sites/default/files/Desinfection_chloration_sous-produits_mar_2008.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.
- Hrudey S.E. (2009). Chlorination disinfection by-products, public health risk tradoffs and me. *Water Research*, 43: 2057-2092.
- Hua G., Reckhow D.A. (2008). DBP formation during chlorination and chloramination: Effect of reaction time, pH, dosage, and temperature. *Journal of the American Water Works Association*, 100(8): 82-95.
- Hunter P.R. (2003). Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*, 94: 37S-46S.
- Hwang B.-F., Jaakkola J.J.K. (2003). Water chlorination and birth defects: A systematic review and meta-analysis. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 58(2): 83-91.
- Kalff A.C., Kroes M., Vles J.S.H., Hendriksen J.G.M., Feron F.J.M., Steyaert J., van Zeben T.M.C.B., Jolles J., van Os J. (2001). Neighbourhood level and individual level SES effects on child

- problem behaviour: a multilevel analysis. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 55: 246-250.
- Köhler S.J., Buffam I., Siebert J., Bishop K.H., Laudon H. (2009). Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *Journal of Hydrology*, 373: 44-56.
- Krasner S.W., Weinberg H.S., Richardson S.D., Pastor S.J., Chinn R., Scilimenti M.J., Onstad G.D., Thruston A.D. Jr (2006). Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. *Environmental Science and Technology*, 40: 7175-7185.
- Larsen K., Merlo J. (2005). Appropriate assessment of neighborhood effects on individual health: Integrating random and fixed effects in multilevel logistic regression. *American Journal of Epidemiology*, 161(1): 81-88.
- Laudon H., Berggren M., Ågren A., Buffam I., Bishop K., Grabs T., Jansson M., Köhler S. (2011). Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. *Ecosystems*, 14: 880-893.
- Lebel A., Kesten Y., Pampalon R., Thériault M., Daniels M., Subramanian S.V. (2012). Local context influence, activity space, and foodscape exposure in two Canadian metropolitan settings: Is daily mobility exposure associated with overweight? *Journal of Obesity*, 2012: 9p.
- Lebel A., Pampalon R., Hamel D., Thériault M. (2009). The geography of overweight in Quebec: A multilevel perspective. *Revue Canadienne de Santé Publique*, 100(1): 18-23.
- Legay C., Rodriguez M.J., Miranda-Moreno L., Serodes J.B. et Levallois P. (2011). Multi-level modelling of chlorination by-product presence in drinking water distribution systems for human exposure assessment purposes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178: 507-524.
- Li T., Ducruc J.P. (1999). « Les provinces naturelles: Niveau I du cadre écologique de référence du Québec ». MDDELCC, Québec, Qc.  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/); consulté le 8 avril 2015.
- Liu W., Cheung L.-M. Yang X., Shang C. (2006). THM, HAA and CNCl formation from UV irradiation and chlor(am)ination of selected organic waters. *Water research*, 40: 2033-2043.
- Liu W., Zhang Z., Yang X., Xu Y., Liang Y. (2012). Effects of UV irradiation and UV/chlorine co-exposure on natural organic matter in water. *Science of the Total Environment*, 414: 576-584.
- MDDELCC (2010 – année d’acquisition). Banque informatisée eau potable: 2003-2009 [base de données], Direction des politiques de l’eau, MDDELCC, Québec, Qc.
- MDDELCC (2015). « Le Cadre écologique de référence du Québec: Définitions, concepts et principes ». MDDELCC, Québec, Qc.: 13p.  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer\\_partie\\_1.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer_partie_1.pdf); consulté le 8 avril 2015.

- Milot J., Rodriguez M.J., Sérodes J.B. (2000). Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal of Environmental Management*, 60: 155-171.
- Minear R.A., Morrow C.M. (1983). Raw water bromide in finished drinking water. Research Report 9, Water Resources Research Center, Oak Ridge, Tennessee: University of Tennessee.
- Morrow C.M., Minear R.A. (1987). Use of regression models to link raw water characteristics to trihalomethane concentrations in drinking water. *Water Research*, 21(1): 41-48.
- Mosher J.J., Klein G.C., Marshall A.G., Findlay R.H. (2010). Influence of bedrock geology on dissolved organic matter quality in stream water. *Organic Geochemistry*, 41: 1177-1188.
- Mulholland P.J. (2003). « Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources ». In: Aquatic Ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter. S.E.G. Finlay, R.L. Sinsabaugh [Eds]. Academic Press, Elsevier Science, San Diego, Californie, ÉU: 512p.
- Nguyen M.-L., Baker L.A., Westerhoff P. (2002). DOC and DBP precursors in western US watersheds and reservoirs. *Journal of the American Water Works Association*, 94(5): 98-112.
- OMS (2011). « Guidelines for drinking water quality ». Organisation Mondiale de la santé. 668p. [[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/fulltext.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf)]; consulté le 31 mars 2015.
- Parks S.J., Baker L.A. (1997). Sources and transport of organic carbon in an Arizona river – reservoir system. *Water Research*, 31(7): 1751-1759.
- Perdue E.M. (2009). « Natural organic matter ». In: Encyclopedia of inland waters. G.E. Likens [Ed.] Academic Press, Elsevier Science, San Diego, CA: 806-819.
- Prathumratana L., Sthiannopkao S., Kim K.W. (2008). The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environment International*, 34: 860-866.
- Rasbash J., Steele F., Browne W.J., Goldstein H. (2009). A user's guide to MLwiN, Version 2.10. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK: 296p.
- Reckhow D.A., Rees P.L.S., Bryan D. (2004). Watershed sources of disinfection byproduct precursors. *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(4): 61-69.
- Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D., Schoeny R., DeMarini D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636: 178-242.
- Richardson S.D. (2011). « Disinfection by-products: formation and occurrence in drinking water ». In: Encyclopedia of environmental health, vol. 2. J.O. Nriagu [Ed.] Elsevier, Burlington, M.A.: 110-136.



Richardson S.D., Postigo C. (2012). « Drinking water disinfection by-products ». In: The handbook of environmental chemistry: Emerging contaminants and human health. D. Barceló [Ed.]. Springer, London, UK, 93-138.

Rodriguez M.J., Sérodes J.-B., Levallois P., Proulx F. (2007). Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season, and distribution location. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6: 355-365.

Rook J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 4(23): 234-243.

Rose J.B., Epstein P.R., Lipp E.K., Sherman B.H., Bernard S.M., Patz J.A. (2001). Climate variability and change in the United States: Potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environmental Health Perspectives*, 109(S2): 211-221.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: A review. *Science of the Total Environment*, 321: 21-46.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2011). « Empirical models to predict disinfection by-products (DBPs) in drinking water ». In: Encyclopedia of Environmental Health, J. Nriagu [Ed.] Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas: 282-295.

Semerjian L., Dennis J., Ayoub G. (2009). Modeling the formation of trihalomethanes in drinking waters of Lebanon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149: 429-436.

Singer P.C. (1994). Control of disinfection by-products in drinking water. *Journal of Environmental Engineering*, 120: 727-744.

Soh Y.C., Roddick F., van Leeuwen J. (2008). The future of water in Australia: The potential effects of climate change and ozone depletion on Australian water quality, quantity and treatability. *Environmentalist*, 28: 158-165.

Subramanian S.V., Jones K. (2012). Multilevel statistical models: concepts and applications. Harvard School of Public Health, Boston, MA / Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK.

Subramanian S.V., Kim D.J., Kawachi I. (2002). Social trust and self-rated health in US communities: A multilevel analysis. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 79(4): S21-S34.

Summerhayes R.J., Morgan G.G., Lincoln D., Edwards H.P., Earnest A., Rahman B., Byleveld P., Cowie C.T., Beard J.R. (2011). Spatio-temporal variation in trihalomethanes in New South Wales. *Water Research*, 45: 5715-5726.

Toroz I., Uyak V. (2005). Seasonal variations of trihalomethanes (THMs) in water distribution networks of Istanbul City. *Desalination*, 176: 127-141.

UE (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Union Européenne. [[http://www.ineris.fr/aida/consultation\\_document/1017](http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/1017)]; consulté le 8 avril 2015.

Urano K., Wada H., Takemasa T. (1983). Empirical rate equation for trihalomethane formation with chlorination of humic substances in water. *Water Research*, 17(12): 1797-1802.

USEPA (2000). « The history of drinking water treatment ». United States Environmental Protection Agency, Office of Water. [[www.epa.gov/ogwdw/consumer/dpf/hist.pdf](http://www.epa.gov/ogwdw/consumer/dpf/hist.pdf)]; consulté le 17 décembre 2014.

USEPA (2006). National primary drinking water regulations: Stage 2 disinfectants and disinfection byproducts Rule. 40 CFR Parts, 9, 141, and 142. United States Environmental Protection Agency.

Uyak V., Ozdemir K., Toroz I. (2008). Seasonal variations of disinfection by-product precursors profile and their removal through surface water treatment plants. *Science of the Total Environment*, 390: 417-424.

# Chapitre 2: Base de données sur la qualité de l'eau potable (BDQEP)

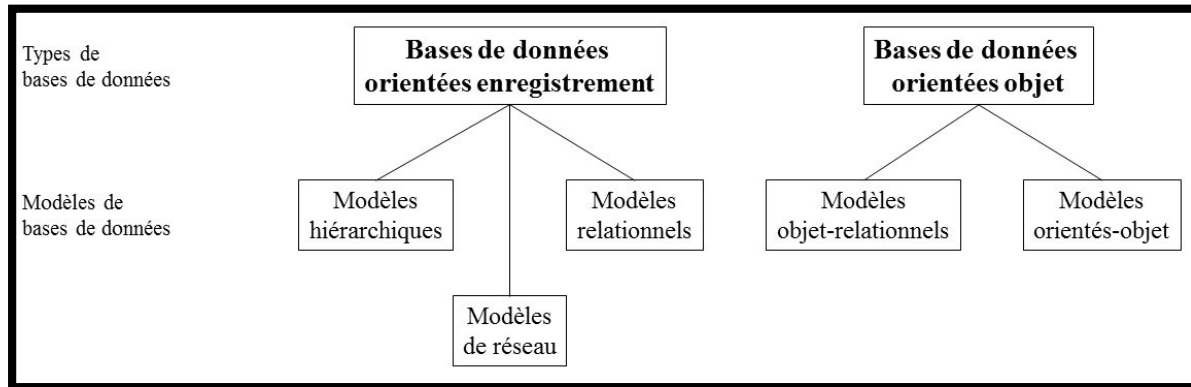
## 2.1 Introduction

La base de données se définit comme une collection d'éléments d'information (données) qui est gérée par un seul système et qui contient des renseignements concernant les liens entre les éléments d'information (Harrington 2009, Oppel 2009). Elle permet de structurer l'information et de la mettre à la disposition des utilisateurs. D'ailleurs, le défi le plus important lors de l'implantation d'une base de données est la structuration de l'information puisqu'elle nécessite une compréhension des objectifs de la base de données et de son contenu (Oppel 2009).

Il existe deux types de bases de données, soit les bases de données orientées enregistrement et les bases de données orientées objet. Toutes les bases de données orientées enregistrement comportent deux composantes, soit les enregistrements et les attributs (champs). Les enregistrements comprennent les éléments d'information et sont composés de plusieurs attributs, alors que les attributs représentent les champs descriptifs des entités (Meier 2006). Par exemple, pour une prise d'eau potable (enregistrement), les attributs pourraient inclure l'identifiant de la prise d'eau potable et ses coordonnées géographiques. Les enregistrements et les attributs peuvent être organisés de différentes façons selon le type de modèle de base de données. En effet, il existe différents types de modèles de bases de données et chacun comporte sa façon d'organiser les données afin de représenter la réalité. Les principaux modèles de bases de données orientées enregistrement comprennent les modèles hiérarchiques, les modèles de réseau et les modèles relationnels (Oppel 2009). Un schéma des types de bases de données et de leurs principaux modèles de bases de données est présenté à la Figure 2.1.

Les modèles hiérarchiques ont été les premiers modèles à être développés (Oppel 2009). Ils comportent des enregistrements qui sont liés entre eux selon une structure arborescente (relation parent-enfant). Les liens sont représentés par des pointeurs qui décrivent l'endroit physique de l'enregistrement enfant. La base de données part d'une racine virtuelle qui est liée à une ou plusieurs sous-catégories (champs) par des liens un à un ou un à plusieurs. Ainsi, un parent peut avoir plusieurs

enfants, mais un enfant ne peut pas avoir plusieurs parents. Le problème des modèles hiérarchiques est que plusieurs regroupements de données ne peuvent pas être représentés par cette structure arborescente. Alors, dans le cas où un enfant serait lié à deux parents, la base de données doit contenir deux arbres, ce qui double les enregistrements et augmente l'espace disque (Oppel 2009).



**Figure 2.1.** Schéma des types de bases de données et leurs principaux modèles de base de données.

Les modèles réseaux sont semblables aux modèles hiérarchiques mis à part la structure qui permet à un enregistrement enfant d'avoir plus d'un enregistrement parent (structure de graphe). Cette structure permet d'établir des liens plusieurs à plusieurs entre les enregistrements. De plus, les liens (également effectués à l'aide de pointeurs) sont nommés, ce qui permet au programmeur de la base de données d'utiliser un lien en particulier pour naviguer entre les enregistrements. Cette structure offre une meilleure flexibilité que le modèle hiérarchique, mais est très complexe à définir. Dans les deux cas (hiérarchique et réseau), l'utilisateur doit suivre un chemin préconçu pour traiter les informations et doit parcourir la base de données au complet afin de rechercher une information particulière (Oppel 2009).

Les modèles relationnels sont les types de modèles les plus utilisés. Ils sont structurés en entités et ces dernières sont liées entre elles par un attribut commun (Oppel 2009). Les entités correspondent à un ensemble d'enregistrements semblables et d'attributs présentés sous un format de tableau. Chaque entité doit porter un nom unique et, à l'intérieur de l'entité, chaque attribut est unique. De plus, chaque enregistrement est unique et est obligatoirement représenté par un identifiant unique (clé primaire) (Meier 2006). Ce type de base de données permet aux utilisateurs de modifier les liens entre les entités autant que nécessaires et d'effectuer des requêtes sur plusieurs entités simultanément à l'aide du

langage SQL<sup>1</sup>. Les modèles relationnels ont été développés pour éliminer la problématique de chemin préconçu retrouvé dans les modèles hiérarchiques et réseaux. Alors la création de modèles relationnels a simplifié la structure des bases de données et facilité la recherche d'informations par les requêtes. Ils sont largement utilisés surtout pour leur simplicité et leur facilité de compréhension et d'utilisation (Oppel 2009).

Les bases de données orientées objet regroupent les informations en objet. Un objet est un regroupement logique de données (variables) liées entre elles et de programmes informatiques (méthodes) qui opèrent sur une variable pour répondre à une fonction particulière. Par exemple, le regroupement de variables pourrait comprendre l'identifiant d'un poste de traitement d'eau, son adresse, le type de traitement et le nombre de personnes desservies. Les programmes informatiques pourraient alors comprendre l'ajout d'un type de traitement ou la mise à jour du nombre de personnes desservies. Ils comprennent deux types de modèles de base de données, soit les modèles orientés-objet et les modèles objet-relationnels (Oppel 2009).

Les modèles orientés-objet ont été développés afin de considérer des informations plus complexes, autres que les informations alphanumériques (p. ex. cartes géographiques, vidéos). Dans ce type de modèle, les objets sont organisés en classes. Les modèles orientés-objet peuvent supporter des objets complexes où un ou plusieurs objets sont localisés à l'intérieur d'un autre objet. Chaque objet comporte un identifiant unique (OID) généré automatiquement par la base de données. Contrairement aux modèles de bases de données orientées enregistrement, l'accès aux variables dans un modèle orienté-objet peut seulement se faire par les méthodes, ainsi il n'est pas possible d'effectuer des requêtes sur plusieurs objets ou variables, comme c'est le cas dans les modèles relationnels (Oppel 2009).

Finalement, les modèles objet-relationnels fonctionnent comme les modèles orientés-objet tout en permettant plus de flexibilité. En effet, ils combinent les caractéristiques bénéfiques du modèle orienté-objet, tel que la possibilité de travailler avec des données plus complexes, tout en offrant la

---

<sup>1</sup> Le SQL (Structured Query Language) est un langage informatique qui permet d'effectuer des requêtes principalement pour lire, insérer, modifier et supprimer des données ([www.sql.sh](http://www.sql.sh)).

facilité d'utilisation des modèles relationnels et la capacité d'effectuer des requêtes sur plusieurs objets en utilisant un langage informatique (Oppel 2009).

Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) gère plusieurs bases de données qui regroupent notamment des informations concernant des suivis réguliers de la qualité de l'environnement. Par exemple, le MDDELCC gère des bases de données concernant le suivi de la qualité des rivières, de la qualité de l'eau pour usage récréatif, du climat, de la qualité de l'air ainsi que concernant l'identification et la délimitation des écosystèmes, du patrimoine naturel et des aires protégées (MDDELCC 2014a). Plus particulièrement, le MDDELCC gère la Banque informatisée Eau potable (BIEP) qui regroupe les résultats d'analyses de la qualité de l'eau potable pour tous les paramètres soumis au Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) (Gouvernement du Québec 2014), des paramètres de qualité de l'eau d'intérêt ainsi que certains paramètres opérationnels concernant les systèmes d'approvisionnement en eau potable (SAEP). Ces bases de données sont une banque inestimable d'information pour effectuer des recherches sur la qualité de l'environnement, en particulier la qualité de l'eau potable, ainsi que sur les différents facteurs pouvant influencer cette dernière, que ce soit au niveau de l'environnement physique ou climatique du bassin d'alimentation de la source d'eau potable ou au niveau des procédés et des infrastructures de traitement et de distribution de l'eau potable.

Ainsi, l'objectif de ce chapitre consiste à présenter la conception d'une base de données qui permet de dresser un portrait de la variabilité régionale et temporelle de la qualité de l'eau potable en fonction des caractéristiques associées à la source d'eau et à son environnement, aux infrastructures de traitement et de distribution de l'eau potable et à d'autres paramètres de la qualité de l'eau. Cette base de données met en valeur et en association des bases de données de différente nature et disponibles auprès des instances gouvernementales. Les sous-produits de la désinfection (SPD), en particulier les trihalométhanes (THM), représentent le paramètre de la qualité de l'eau autour duquel s'oriente la conception de la base de données (tel que présenté dans le chapitre précédent). Le type de modèle de base de données choisi afin de construire cette base de données est le modèle relationnel. Ce type de modèle permet de facilement construire, entretenir et manipuler les données, simplifiant ainsi la tâche aux utilisateurs. De plus, des requêtes ponctuelles peuvent être effectuées rapidement afin d'extraire certaines données provenant de plusieurs entités (Oppel 2009). La complexité et l'inflexibilité des modèles hiérarchique et réseau ont permis de prioriser le modèle relationnel. De plus, les données

étant alphanumériques, l'utilisation de modèles orientés-objet et objet-relationnels (dont l'utilisation et la création sont plus complexes) n'était pas nécessaire.

## **2.2 Étapes de conception d'une base de données relationnelle**

La méthodologie utilisée pour concevoir une base de données peut varier légèrement selon les besoins. En général, elle comporte quatre étapes, soit la conception du modèle conceptuel, la conception du modèle logique, la conception du modèle physique et la normalisation de la base de données. L'étape de conception du modèle conceptuel comprend une étude approfondie du sujet (Oppel 2009). Le concepteur de la base de données s'entretient alors avec les utilisateurs afin de déterminer les données nécessaires à la création d'une base de données, les relations entre elles et la structure qui en résulte (Meier 2006).

La conception du modèle logique consiste à définir des ensembles d'entités et leurs attributs, à préciser les liens et types de liens qui les unissent et à définir les clés primaires (Oppel 2009). Le modèle logique est construit à l'aide d'une figure qui présente les entités et leurs attributs ainsi que les liens (identifiés par des lignes) et les types de liens (un à un, un à plusieurs, plusieurs à plusieurs) entre les entités (identifiés par des symboles localisés à côté des attributs qui unissent les entités, soit « 1 » si les enregistrements sont uniques et « ∞ » si les enregistrements sont multiples). Cette étape est parfois divisée en deux composantes, soit (1) la définition des ensembles d'entités et de liens et (2) la conception du schéma de la base de données (Meier 2006). La conception du modèle logique peut être effectuée à l'aide de logiciels de dessins (p. ex. Visio de Microsoft Office) ou tout simplement à l'aide d'un crayon et un morceau de papier (Peterson 2002).

Il est important de constater que dans les cas de liens plusieurs à plusieurs, il est impératif de créer une table de liens qui inclut un enregistrement pour tous les liens possibles entre deux attributs (Meier 2006). Par exemple, dans les SAEP, un poste de traitement d'eau (entité 1) peut desservir plusieurs réseaux de distribution (entité 2) en même temps qu'un réseau de distribution peut être desservi par plusieurs postes de traitement d'eau. Dans ce cas, une table de liens doit être créée comprenant minimalement trois attributs (identifiants uniques [clé primaire], identifiants des postes de traitement d'eau et identifiants des réseaux de distribution) et incluant un enregistrement pour

chaque combinaison possible de liens entre les deux entités. Cette nouvelle table de liens est liée aux deux entités respectives et des relations d'un (entités) à plusieurs (table de liens) sont créées.

La conception du modèle physique consiste à insérer le modèle logique à l'intérieur d'un système de gestion de base de données (SGBD) et à introduire les enregistrements dans les entités (Oppel 2009). Le SGBD est un logiciel qui comprend une composante de stockage et une composante de gestion des données. Il permet d'organiser les données à partir d'une structure formelle claire, dispose d'un langage général qui permet de définir et de manipuler les données et comprend un mécanisme garantissant l'intégrité référentielle (Meier 2006). L'intégrité référentielle (établie lors de la prochaine étape) est un concept qui permet de préserver la cohérence des données stockées dans la base de données en s'assurant que chaque enregistrement d'une entité est relié à au moins un enregistrement de l'entité liée. Son utilisation permet de s'assurer que la base de données comprend toutes les données nécessaires à son fonctionnement et que ces données ne sont pas doublées (Inisan 2003). Certains logiciels utilisés lors de la conception du modèle logique permettent d'insérer les entités, les attributs et les liens entre eux directement dans un SGBD. Il est également possible de créer les entités et ses attributs directement dans le SGBD (Oppel 2009).

Finalement, la normalisation de la base de données permet d'améliorer la cohérence de la base de données par le respect de l'intégrité référentielle, l'élimination des valeurs multiples et la réduction de la redondance (doublons) entre les données. Une base de données cohérente doit comprendre seulement des valeurs simples (et non multiples). Ceci signifie que, pour chaque enregistrement, chaque attribut ne peut avoir qu'une valeur. Dans le cas où un enregistrement contiendrait plus d'une valeur pour un attribut, une autre entité doit être créée pour contenir ces valeurs multiples. Par exemple, si un poste de traitement d'eau comprend deux types de filtration, l'attribut « type de filtration » ne peut inclure les deux valeurs. Alors une autre entité doit être créée concernant le type de filtration et où il existe un enregistrement pour chaque type de filtration associé au poste de traitement d'eau. De plus, la redondance entre les données doit être réduite le plus possible. Une information redondante oblige l'utilisateur à utiliser exactement le même nom pour chaque enregistrement ayant la même information. Sinon, ces enregistrements ne pourront être reliés lors d'une requête. La redondance peut également augmenter significativement l'espace pris par la base de données dans un système informatique, ce qui peut être problématique lors de l'utilisation de certains SGBD ayant une capacité d'espace limitée (p. ex. Access de Microsoft Corporation a une capacité d'espace limitée à 2 Go). Alors que la normalisation est une étape nécessaire, il importe de



trouver la structuration optimale pour la base de données, ce qui signifie de trouver le juste milieu entre la duplication des données et le temps requis pour effectuer des requêtes dans le cas où l'information se trouverait séparée dans de multiples entités (Peterson 2002).

Il existe plusieurs SGBD provenant de différents fournisseurs (p. ex. Fujitsu, Hewlett-Packard, Hitachi, IBM, Microsoft, NCR Teradata, Oracle, Progress, SAS Institute et Sybase). La sélection d'un SGBD dépend de la performance du SGBD selon les préférences de l'utilisateur (Mohamed 2007). Le logiciel utilisé pour la création de la base de données présentée ici est Access 2013 (Microsoft Corporation 2013a). Bien qu'Access soit limité par sa capacité d'espace et permette d'être utilisé par seulement un utilisateur à la fois, il est relativement facile à utiliser (Peterson 2002). En effet, Access 2013 permet une mise en place et une exploitation de la base de données dans un environnement graphique convivial et, contrairement à plusieurs logiciels de base de données relationnelle, il ne nécessite pas l'apprentissage du langage SQL. De plus, il permet une gestion facile de l'intégrité référentielle et offre un environnement graphique pour effectuer les requêtes (Inisan 2003).

### **2.3 Base de données sur la qualité de l'eau potable**

La base de données sur la qualité de l'eau potable (BDQEP) comprend un large recueil de données collectées auprès de diverses instances gouvernementales concernant la qualité de l'eau potable et certains paramètres pouvant influencer cette dernière. Comme présenté dans l'objectif de ce chapitre, elle a été développée à même cette thèse afin de mettre en valeur et en association les bases de données de différente nature et disponibles auprès des diverses instances gouvernementales. La BDQEP va permettre aux chercheurs de modéliser la variabilité régionale et temporelle de la qualité de l'eau potable dans les SAEP municipaux du Québec, principalement à l'aide de paramètres qualifiant le territoire et l'environnement des prises d'eau potable. De plus, la BDQEP a été développée afin de servir de base de données lors de la réalisation des différents objectifs de cette thèse concernant la variabilité régionale et temporelle des THM et des facteurs expliquant leur présence dans l'eau potable.

La source de données centrale de la BDQEP est la BIEP (MDDELCC 2010a), une base de données regroupant les résultats d'analyse de qualité de l'eau potable ainsi que certains paramètres

opérationnels concernant les SAEP. La BDQEP a été complétée par d'autres sources de données qui ont été recueillies afin de caractériser la qualité et l'environnement des prises d'eau brute spatialement et temporellement. Ces données ont été acquises à partir de bases de données spatio-temporelles, comme la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MDDELCC 2010 b) et une base de données climatique (Base de données Info-Climat — BDIC) (MDDELCC 2010c) ainsi qu'à partir de bases de données cartographiques, comme le Cadre écologique de référence du Québec (CERQ) (MDDELCC 2012) et la cartographie de la couverture du sol (Geobase 2009a).

Plusieurs études de modélisation de la qualité de l'eau potable, et en particulier concernant les THM, font suite à des campagnes d'échantillonnage (Sadiq et Rodriguez 2004, 2011). Ces campagnes d'échantillonnage permettent une surveillance ciblée tant spatialement (localisation des points d'échantillonnage à l'intérieur du réseau de distribution, dans l'usine de traitement ou à la prise d'eau brute) que temporellement (période et fréquence d'échantillonnage). La BDQEP ne permet pas autant de flexibilité sur le suivi de qualité de l'eau potable puisque la localisation des points d'échantillonnage et la fréquence d'échantillonnage sont prédéterminées par le RQEP. Par contre, elle permet d'analyser, à l'échelle du Québec, la qualité de l'eau potable dans un grand nombre de réseaux sur plusieurs années, et ce, à un coût relativement faible. Elle permet également une comparaison de plusieurs paramètres de la qualité de l'eau en utilisant des périodes, des localisations et des techniques d'analyse relativement constantes dans le temps.

### **2.3.1 Description des bases de données collectées auprès des instances gouvernementales**

#### ***2.3.1.1 Banque informatisée eau potable (BIEP)***

La BIEP comprend toutes les données recueillies par le MDDELCC au sujet de la qualité de l'eau potable. Deux types de données ont été recueillis, soit les résultats d'analyse réglementaires et de surveillance ainsi que les informations opérationnelles concernant les SAEP. Depuis l'adoption du RQEP en juin 2001, les SAEP du Québec desservant plus de 20 personnes doivent prélever périodiquement des échantillons d'eau potable dans leur réseau de distribution et analyser approximativement 80 paramètres indicateurs de la qualité de l'eau potable. Ces échantillons sont analysés par des laboratoires agréés par le MDDELCC et tous les résultats sont transmis par les exploitants des SAEP au MDDELCC (Gouvernement du Québec 2014). La BIEP comprend également des données de certaines études effectuées auprès de quelques SAEP dans le cadre d'un

programme de surveillance de la qualité de l'eau dirigé par le MDDELCC, notamment pour des paramètres de la qualité de l'eau qui sont d'intérêt, mais qui ne sont pas réglementés. Finalement, la BIEP comprend de l'information sur la localisation de la prise d'eau brute, le type d'eau brute utilisé, le type de traitement et le nombre de personnes desservies par réseau de distribution. Cette information est disponible puisque, selon le RQEP, chaque modification apportée aux prises d'eau brute et au traitement de l'eau potable doit être approuvée par le MDDELCC. Une liste des données obtenues auprès de la BIEP est présentée au Tableau 2.1. Les données pour tous les SAEP municipaux desservant plus de 20 personnes ont été recueillies au début de l'année 2010 pour la période comprise entre 2003 et 2009, inclusivement. Puisque le RQEP a été adopté en 2001, la collecte de données à partir de 2003 assurait une marge de manœuvre quant à l'adaptation des municipalités aux nouvelles obligations réglementaires de suivi et d'analyse de la qualité de l'eau, et permettait ainsi une meilleure uniformité de l'information disponible. La localisation géographique des municipalités couvertes par la BIEP et des prises d'eau brute de chacun des SAEP est présentée à la Figure 2.2.

**Tableau 2.1.** Liste des informations obtenues auprès de la BIEP.

<p><b>Prise d'eau brute (PEB)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Type de PEB</li> <li>• Nom et identifiant de la PEB</li> <li>• Coordonnées de la PEB</li> </ul> <p><b>Poste de traitement de l'eau (PTE)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nom et identifiant du PTE</li> <li>• Type de traitement (Web) <ul style="list-style-type: none"> <li>— <i>Aucun</i></li> <li>— <i>Chloration</i></li> <li>— <i>Filtration</i></li> <li>— <i>Ozonation</i></li> <li>— <i>Charbon</i></li> <li>— <i>Ultraviolets (UV)</i></li> <li>— <i>Enlèvement du fer et manganèse</i></li> <li>— <i>Adoucissement</i></li> <li>— <i>Autre</i></li> </ul> </li> <li>• Type de traitement détaillé (non vérifié) <ul style="list-style-type: none"> <li>— <i>Étapes de traitement</i></li> <li>— <i>Produit utilisé, si applicable</i></li> </ul> </li> </ul>	<p><b>Réseau de distribution (RD)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nom et identifiant du RD</li> <li>• Nombre de personnes desservies</li> <li>• Identification des RD desservis par d'autres RD</li> <li>• Nom de la municipalité où est localisé le RD</li> </ul> <p><b>Paramètres d'analyse</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Acides haloacétiques (AHA)*</li> <li>• Atrazine</li> <li>• Bactéries hétérotrophes 35°</li> <li>• Bromates</li> <li>• Chloramines</li> <li>• Coliformes fécaux et totaux (+ colonies atypiques)</li> <li>• Chlore résiduel libre et total</li> <li>• Entérocoques</li> <li>• Escherichia coli</li> <li>• Nitrates et Nitrites</li> <li>• pH</li> <li>• Trihalométhanes (THM)</li> <li>• Turbidité</li> </ul>
---	--

\* paramètre d'intérêt (non réglementé)

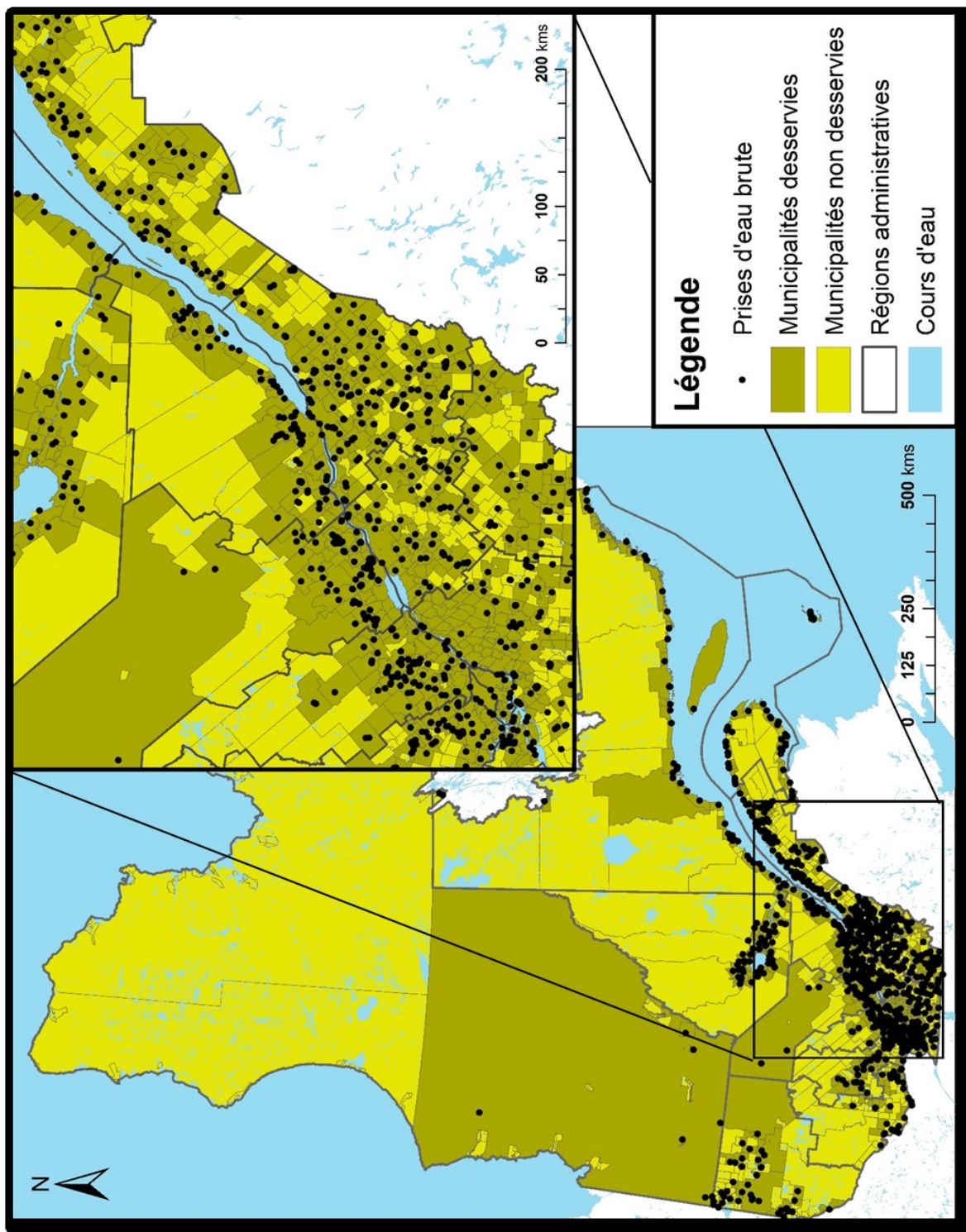


Figure 2.2. Localisation des prises d'eau brute des SAEP et des municipalités incluses dans la BIEP.

La BIEP inclut deux types de données concernant le traitement de l'eau potable. Premièrement, elle comprend des informations plus générales, mais vérifiées et mises à jour régulièrement par le MDDELCC. Cette information comprend la présence ou absence de huit types de traitement, soit la chloration, les rayons UV, l'ozonation, la filtration, le charbon actif, l'enlèvement de fer et manganèse, l'adoucissement et autres traitements. L'information a été retirée de la page Web du MDDELCC (2014b, 2014c) au début de 2010 afin d'assurer une concordance avec la période d'acquisition des résultats d'analyses (2003-2009). Le Tableau 2.2 présente l'information concernant les types de traitement énumérés sur le Web (nombre et pourcentage de postes de traitement d'eau et description). Le deuxième type de données est plus détaillé, mais n'a pas été vérifié préalablement par le MDDELCC. Cette information est fournie par les municipalités et insérée telle quelle dans la BIEP. L'information détaillée comprend une description de toutes les étapes de traitement et de différents produits utilisés lors du traitement. Jusqu'à récemment, seule l'information disponible sur le Web était connue. L'information concernant les traitements a été collectée au meilleur des connaissances de l'auteure lors de la réalisation des différents chapitres de cette thèse. L'information détaillée a tout de même été ajoutée à la BDQEP afin d'améliorer cette dernière pour des études ultérieures. Par contre, puisque cette information n'a pas été vérifiée par le MDDELCC, le traitement détaillé de l'eau potable devrait être utilisé seulement en tant qu'indicateur du type de traitement (la liste des types de traitement provenant de ce fichier, après adaptation pour la BDQEP, est présentée ultérieurement au Tableau 2.10).

En tout, les données recueillies auprès de la BIEP représentent 798 municipalités, 894 postes de traitement d'eau, 1 055 réseaux de distribution (desservant entre 22 et plus de 1,5 million de personnes), 1 672 prises d'eau brute et près de 4 millions de résultats d'analyse. Il est important de mentionner qu'afin d'assurer le respect de l'intégrité référentielle lors de la création de la base de données, seuls les SAEP incluant à la fois de l'information sur la prise d'eau brute, le poste de traitement d'eau et le réseau de distribution ont été inclus dans la BDQEP. Soixante-douze pour cent des postes de traitement d'eau sont desservis par des eaux souterraines, 26 %, par des eaux de surface et le reste par des eaux mixtes (eau souterraine et eau de surface). Le Tableau 2.3 présente le nombre et le pourcentage d'analyses considérées hors-norme par le RQEP pour les paramètres

microbiologiques de la BIEP et le Tableau 2.4 présente les statistiques descriptives des autres paramètres de qualité de l'eau potable présentés dans la BIEP.

**Tableau 2.2.** Description des types de traitement des SAEP disponibles sur le site Web du MDDELCC (2014a, 2014b) ainsi que le nombre et le pourcentage (%) des postes de traitement d'eau (PTE).

Type de traitement	Nombre PTE	% PTE	Description
Aucun	201	22,5	Aucun traitement disponible (eau souterraine)
Chloration	672	75,2	Application de chlore dans le cadre du procédé de traitement
Filtration	257	28,7	Application d'un traitement de filtration, qu'elle soit conventionnelle, membranaire, lente ou autre
Ozonation	48	5,4	Application d'ozone dans le cadre du procédé de traitement (permanente ou occasionnelle)
Charbon	59	6,6	Application de charbon actif dans le cadre du procédé de traitement (permanente ou occasionnelle)
UV	46	5,2	Application d'un traitement aux ultraviolets
Enlèvement Fer et Manganèse	97	10,9	Application d'un traitement incluant généralement une filtration visant à réduire la teneur en fer ou en manganèse
Adoucissement	33	3,7	Application d'un traitement incluant généralement l'utilisation d'une résine afin de réduire la dureté
Autre	17	1,9	Application d'un traitement non décrit dans les catégories précédentes

**Tableau 2.3.** Nombre et pourcentage des analyses hors norme pour les paramètres microbiologiques de la BIEP.

Paramètre	Norme	Nombre total d'analyses	% hors norme
Coliformes fécaux	Présence	590 513	0,2
Escherichia coli	Présence	388 861	0,1
Bactéries hétérotrophes	500 colonies/mL	254 706	6,9
Coliformes totaux	10 coliformes/100mL	808 268	2,2
Entérocoques	Présence	2 523	4,2

**Tableau 2.4.** Statistiques descriptives des résultats d'analyses des paramètres non microbiologiques de la BIEP.

Paramètres	Unités	Nombre d'analyses	Moy.*	Med.*	Mode	E.T.*	Centiles 5 %	95 %
Acides haloacétiques (AHA)								
• Acide bromochloroacétique	µg/L	229	2,4	1,0	0,5	4,6	0,5	8,7
• Acide chloroacétique	µg/L	229	1,5	1,0	0,8	1,1	0,8	3,5
• Acide dibromoacétique	µg/L	229	2,1	0,5	0,5	8,0	0,5	5,9
• Acide dichloroacétique	µg/L	229	12,9	10,0	12,0	10,9	1,0	35,0
• Acide trichloroacétique	µg/L	229	18,6	14,0	14,0	16,1	1,8	44,6
• Acide bromoacétique	µg/L	229	1,3	0,8	0,8	1,0	0,8	3,0
• AHA6	µg/L	228	38,7	31,2	17,8	29,0	7,4	90,5
Atrazine	µg/L	4 114	0,4	0,3	0,3	0,4	0,0	1,0
Bromates	mg/L	363	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,5
Chlore résiduel libre	mg/L	697 037	0,5	0,4	0,0	0,4	0,0	1,1
Chlore résiduel total	mg/L	359 186	0,6	0,5	0,3	0,5	0,1	1,3
Nitrites Nitrates	mg/L	28 916	0,7	0,2	0,1	1,6	0,0	3,2
pH	pH	35 606	7,3	7,3	7,2	0,6	6,4	8,3
THM								
• Bromodichlorométhane	µg/L	21 948	3,5	2,0	1,0	5,8	0,2	11,0
• Chlorodibromométhane	µg/L	21 938	1,6	0,4	0,1	6,5	0,1	5,4
• Chloroforme	µg/L	21 979	35,4	18,0	0,2	51,0	0,3	130,0
• Bromoforme	µg/L	21 946	1,1	0,1	0,1	7,0	0,1	1,5
• Trihalométhanes totaux	µg/L	21 920	41,0	25,4	0,0	53,3	0,6	138,4
Turbidité	UTN	88 017	0,5	0,2	0,1	1,3	0,1	1,7

\* Moy.: Moyenne, Med. : Médiane, E.T. : Écart type

### 2.3.1.2 Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA)

La BQMA comprend les résultats archivés d'analyses du suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec effectué par Réseau-rivières depuis 1979. Réseau-rivières est un réseau établi par le MDDELCC afin d'assurer une surveillance de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec et de favoriser l'amélioration ou la conservation de la qualité de l'eau des rivières (Hébert et Ouellet 2005). En tout, 13 paramètres de la qualité de l'eau sont suivis auprès de 133 stations principales (c.-à-d. stations se trouvant à des endroits stratégiques, souvent à l'embouchure des rivières ou aux limites de tronçons homogènes de qualité de l'eau) et 18 stations témoins (c.-à-d.

stations localisées en amont des bassins versants afin de caractériser la qualité naturelle des rivières). Les paramètres suivis sont les suivants : coliformes fécaux, chlorophylle *a* et phéophytine, azote ammoniacal et total, phosphore dissous et en suspension, carbone organique dissous (COD), conductivité, température, turbidité, matières en suspension et pH. Ces paramètres sont suivis à une fréquence mensuelle afin d'établir la variabilité temporelle de la qualité de l'eau des rivières (Hébert et Ouellet 2005).

Les données obtenues auprès de Réseau-rivières pour la BDQEP sont toutes issues des résultats des analyses effectuées entre 2003 et 2009 pour les paramètres suivants : coliformes fécaux, COD, conductivité, azote ammoniacal et total, nitrates et nitrites, pH, solides en suspension, température et turbidité. Les statistiques descriptives des résultats d'analyses de chaque paramètre de la BQMA sont présentées au Tableau 2.5 et la localisation des points d'échantillonnage est présentée à la Figure 2.3.

**Tableau 2.5.** Statistiques descriptives des résultats d'analyses pour les paramètres de la BQMA.

Paramètres	Unités	Nombre d'analyses	Moy.*	Med.*	Mode	E.T.*	Centiles	
							5 %	95 %
Coliformes fécaux	UFC/100mL	13 045	490,0	96,0	0,0	1134,0	0,0	2600,0
Carbone organique dissous	mg/L	13 105	6,3	5,5	3,8	3,7	2,7	13,5
Conductivité	µS/cm	13 183	194,0	156,0	150,0	176,0	23,0	560,0
Azote ammoniacal	mg/L	13 246	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3
Nitrites Nitrates	mg/L	13 250	0,6	0,3	0,2	0,9	0,1	1,9
Azote total	mg/L	13 186	0,9	0,5	0,4	1,1	0,2	2,9
pH	pH	13 210	7,5	7,5	7,8	0,6	6,5	8,3
Matières en suspension	mg/L	26 079	11,8	6,0	1,5	27,8	0,0	28,0
Température	°C	12 823	10,3	10,0	0,0	8,5	0,0	23,6
Turbidité	UTN	13 216	13,0	5,5	11,0	53,3	0,9	44,0

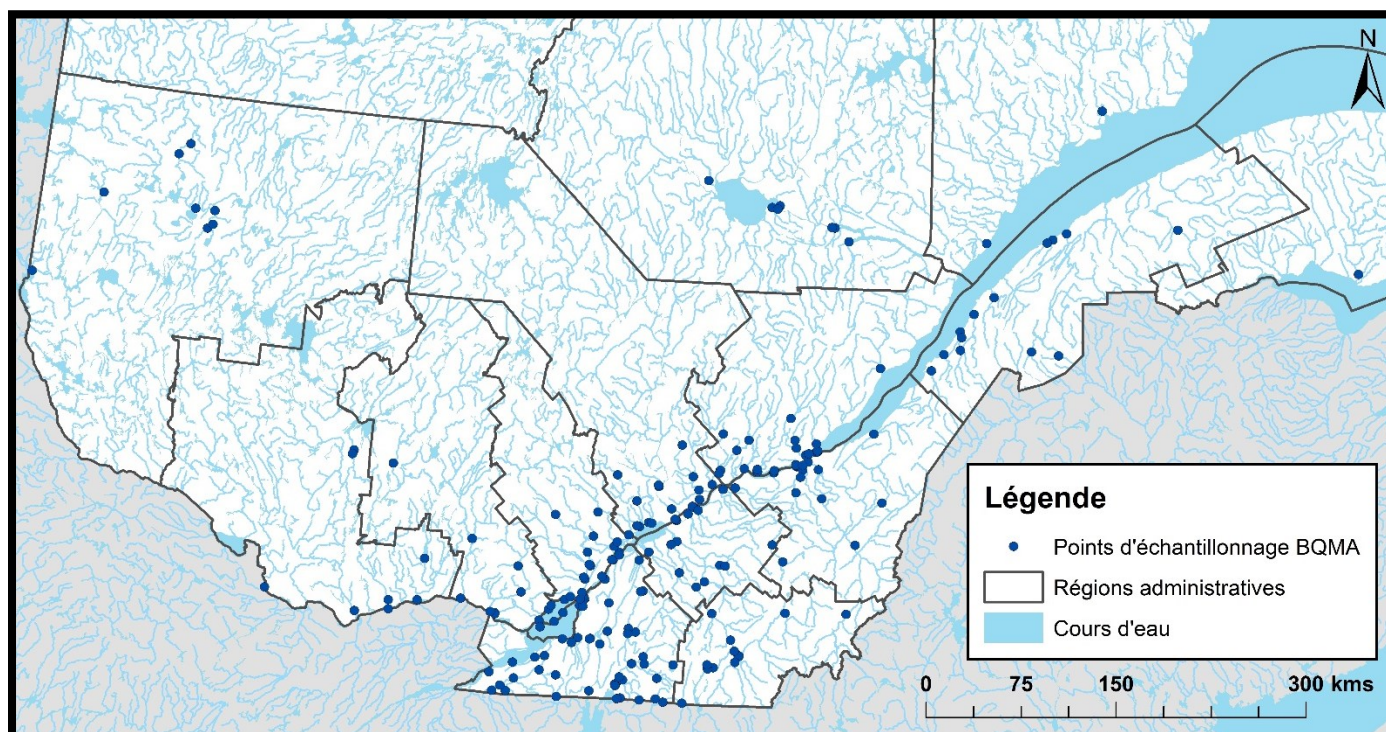
\* Moy.: Moyenne, Med. : Médiane, E.T. : Écart type

### 2.3.1.3 Base de données Info-Climat (BDIC)

Info-Climat est un organisme du MDDELCC qui assure le suivi des données climatiques au Québec. En tout, 351 stations climatiques, majoritairement localisées dans le sud du Québec, offrent de l'information biquotidienne dans le cas des stations avec observateurs (289 stations) et de l'information horaire dans le cas des stations automatiques (62 stations). Les stations avec



observateurs analysent les paramètres suivants : température quotidienne minimale et maximale, la pluie quotidienne totale (mm), la neige quotidienne totale (cm), la vitesse des vents estimée (km/h), l'occurrence (présence ou absence) de phénomènes divers (grêle, verglas, orage-tonnerre, vent violent, poudrerie, visibilité réduite), la profondeur de la neige au sol (cm) et l'équivalent en eau de la neige (1<sup>er</sup> novembre au 31 mars). Les stations automatiques, quant à elles, analysent la température horaire, les précipitations horaires, l'intensité de la pluie (1<sup>er</sup> avril au 31 octobre), la vitesse des vents, le pourcentage d'humidité et la neige au sol.



**Figure 2.3.** Localisation des points d'échantillonnage de la BQMA.

Les données quotidiennes de la BDIC recueillies pour la base de données de la présente thèse sont : les valeurs de la température minimale et maximale, la quantité totale de pluie (mm) et de neige (cm), l'occurrence de phénomènes divers et la profondeur de la neige au sol. Toutes les données disponibles entre 2003 et 2009 sont considérées dans l'étude. Les statistiques descriptives de chaque paramètre de la BDIC sont présentées au Tableau 2.6 et le pourcentage d'occurrence des phénomènes climatiques divers est présenté au Tableau 2.7. La localisation des stations climatiques est présentée à la Figure 2.4.

**Tableau 2.6.** Statistiques descriptives des paramètres de la BDIC.\*

Paramètres	Unités	Nombre d'analyses	Moy.**	Med.**	Mode	E.T.**	Centiles	
							5 %	95 %
Température minimale	°C	697 412	-1,0	0,1	0,0	12,2	-24,0	16,0
Température maximale	°C	700 317	9,5	10,0	0,0	12,6	-11,5	27,5
Précipitations totales	mm	346 973	6,2	3,0	0,0	9,1	0,0	23,2
Précipitations pluie	mm	244 928	6,6	3,4	0,0	9,1	0,0	24,2
Précipitations neige	cm	129 767	3,9	2,0	0,0	6,7	0,0	15,4
Neige au sol	cm	212 441	S.O.**	28,0	0,0	S.O.**	0,0	91,0

\* Les résultats d'analyses associés aux codes douteux, cumulés ou inconnus et, dans le cas de la température, aux traces, ne furent pas utilisés pour le calcul des valeurs présentées.

\*\* Moy.: Moyenne, Med. : Médiane, E.T. : Écart type, S.O. : sans objet

**Tableau 2.7.** Fréquence des phénomènes climatiques divers (BDIC).

Paramètres	Nombre d'analyses	Nombre d'occurrences	% d'occurrences
Brouillard Brume	534 252	80 185	15,0
Giboulée	531 416	9 343	1,8
Grêle	530 578	2 340	0,4
Orage — tonnerre	530 396	19 244	3,6
Poudrière	529 971	34 196	6,5
Vents violents	529 678	11 740	2,2
Verglas	517 260	5 721	1,1
Visibilité	511 176	22 284	4,4

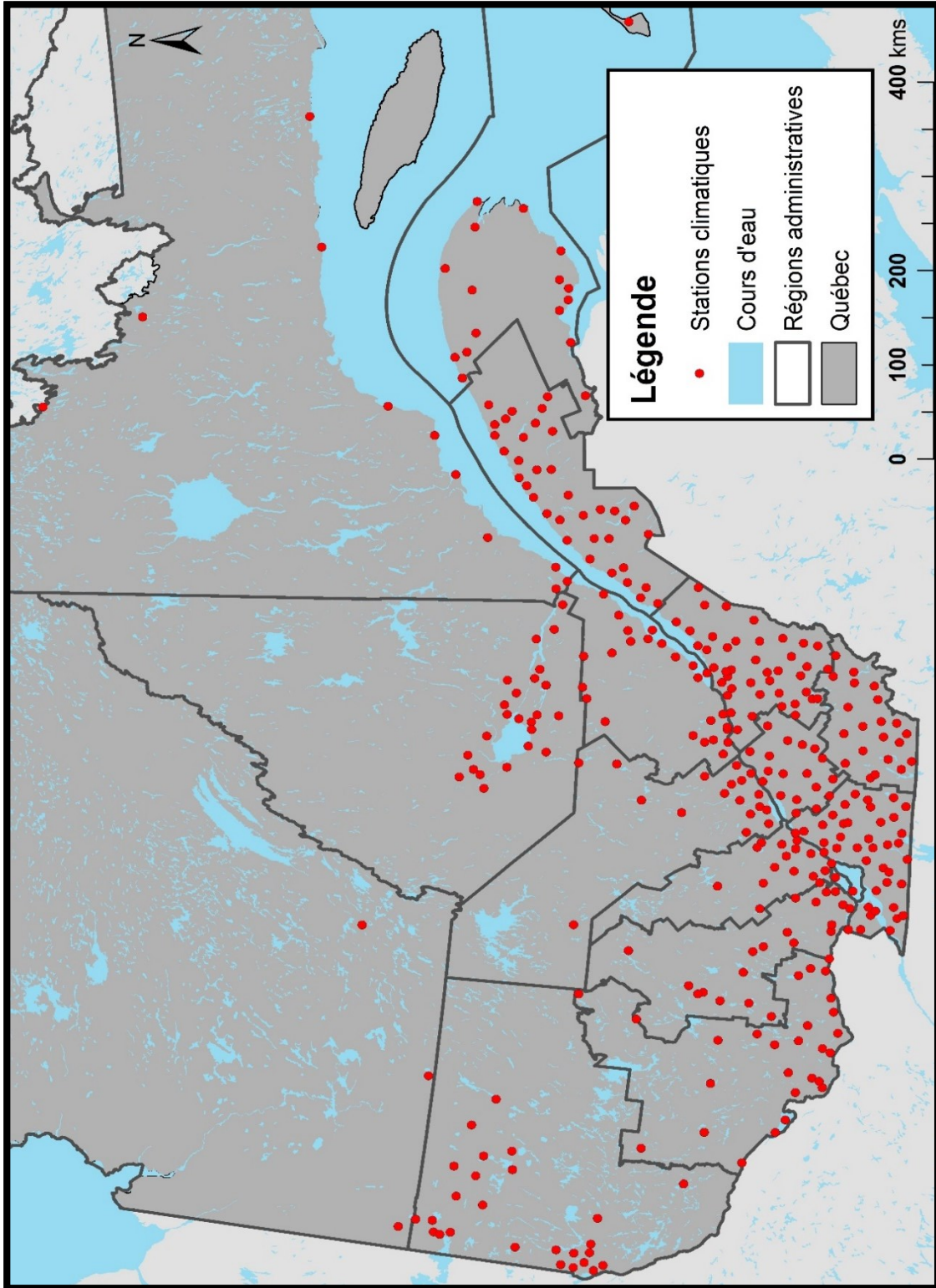


Figure 2.4. Localisation des stations climatiques de la BDIC.

### 2.3.1.4 Cadre écologique de référence du Québec (CERQ)

Le CERQ est un système de classification du territoire qui a été développé par la Direction du patrimoine écologique et des parcs du MDDELCC. Il permet, entre autres, de réaliser des inventaires, d'évaluer des ressources et de définir des objectifs régionaux en gestion des ressources et du territoire (Li et Ducruc 1999). Il divise le territoire en unités spatiales suivant les formes du territoire, l'organisation spatiale et la configuration du réseau hydrographique. Il existe plusieurs niveaux de division du territoire à plusieurs échelles. Par exemple, le niveau 1 (provinces naturelles) divise le Québec en 15 provinces naturelles plus cinq provinces naturelles limitrophes (touchant à peine les frontières du Québec) selon la tectonique des plaques. Chaque province naturelle est ensuite divisée en régions naturelles (niveau 2) selon la géologie régionale et les formations géomorphologiques majeures. En plus de la cartographie écologique, chaque unité spatiale à partir du niveau 3 est définie selon le climat, la géologie, le relief, le sol et l'hydrologie (MDDELCC 2015). Il existe huit niveaux en tout, mais, pour l'instant, seulement les trois premiers niveaux (province, région, ensemble physiographique) et, en grande partie, le quatrième niveau (district écologique) sont cartographiés et définis à la grandeur du Québec. Le Tableau 2.8 décrit brièvement les différents niveaux de classification du CERQ.

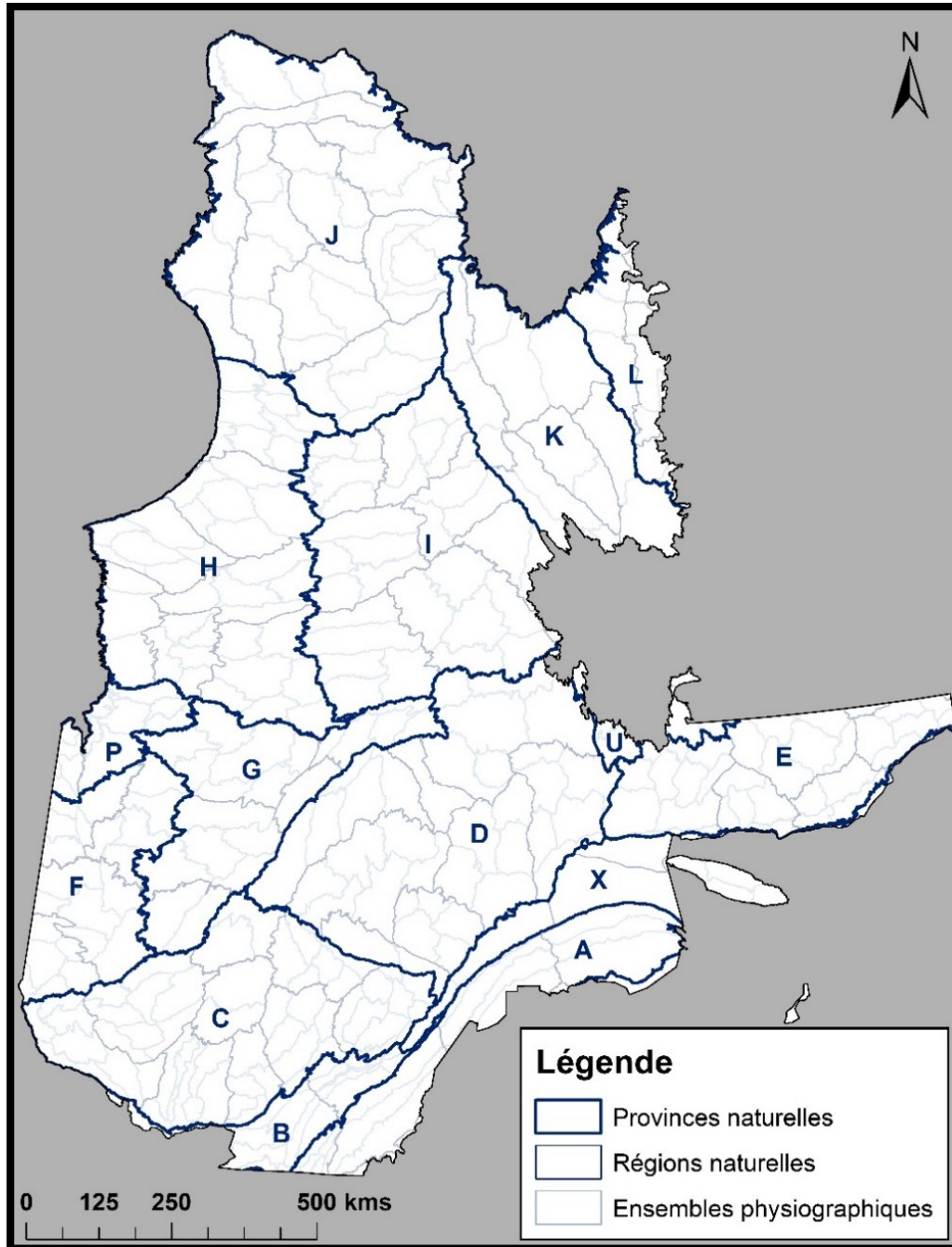
**Tableau 2.8.** Niveaux de classification du CERQ (Li et Ducruc 1999).

Niveau	Nom	Superficie	Paramètres prépondérants	Exemples
1	Province naturelle	10 <sup>6</sup> km <sup>2</sup>	Tectonique des plaques	Les Appalaches
2	Région naturelle	10 <sup>4</sup> km <sup>2</sup>	Géologie régionale, formation géomorphologique majeure	Péninsule de la Gaspésie
3	Ensemble physiographique	10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup>	Géologie régionale	Astroblème de Charlevoix
4	District écologique	10 <sup>2</sup> km <sup>2</sup>	Formation géomorphologique régionale	Collines d'Oka
5	Ensemble topographique	10 <sup>1</sup> km <sup>2</sup>	Cellule de la structure du socle	Plaine de Staynerville
6	Entité topographique	10 <sup>0</sup> km <sup>2</sup>	Processus géomorphologique local	Fond de vallée
7	Élément topographique	10 <sup>-1</sup> km <sup>2</sup>	Position topographique	Sommet
8	Faciès topographique	10 <sup>-2</sup> km <sup>2</sup>	Microrelief	Levée alluviale

Par sa division écologique du territoire à plusieurs échelles spatiales et grâce aux descriptions associées à chaque unité spatiale, le CERQ est un bon outil cartographique pour caractériser l'environnement immédiat des prises d'eau brute et leurs bassins d'alimentation selon les tendances climatiques, la géologie, le relief (la pente), le type de sol et les caractéristiques hydrologiques. La cartographie des trois premiers niveaux de division hiérarchique est présentée à la Figure 2.5.

#### ***2.3.1.5 Base de données sur la couverture du sol***

La couverture du sol (Geobase 2009a) classifie la surface du sol et ses matériaux en différentes catégories telles que la forêt, les milieux humides, l'agriculture, la neige, les roches et le développement urbain. L'information est fournie sous le format cartographique et est gérée par le Centre d'information topographique de Ressources naturelles Canada (RNCan). La couverture du sol est cartographiée par télédétection à partir d'imagerie hyperspectrale provenant des satellites Landsat 5 et 7 et ayant été captée entre 1996 et 2005 (Geobase 2009b). L'imagerie hyperspectrale est effectuée à partir de capteurs embarqués sur des satellites et permettant de documenter différentes longueurs d'onde de la lumière solaire réfléchiée par la surface de la Terre. Les différentes longueurs d'onde sont spécifiques aux différentes couvertures du sol qui sont caractérisées dans cette base de données (RNCan 2014). Un des objectifs lors de la création de cette carte était de conserver le plus de détails possible tout en offrant une seule couverture intégrée pour l'ensemble du Canada (Geobase 2009b). Ainsi, la carte créée offre une résolution spatiale de 1/50 000 et la couverture du sol est divisée en 11 catégories et 30 sous-catégories (Geobase 2009c). Les catégories et sous-catégories de la base de données sur la couverture du sol sont présentées dans le Tableau 2.9 et une cartographie des catégories principales pour un échantillon de la région à l'étude est présentée à la Figure 2.6.

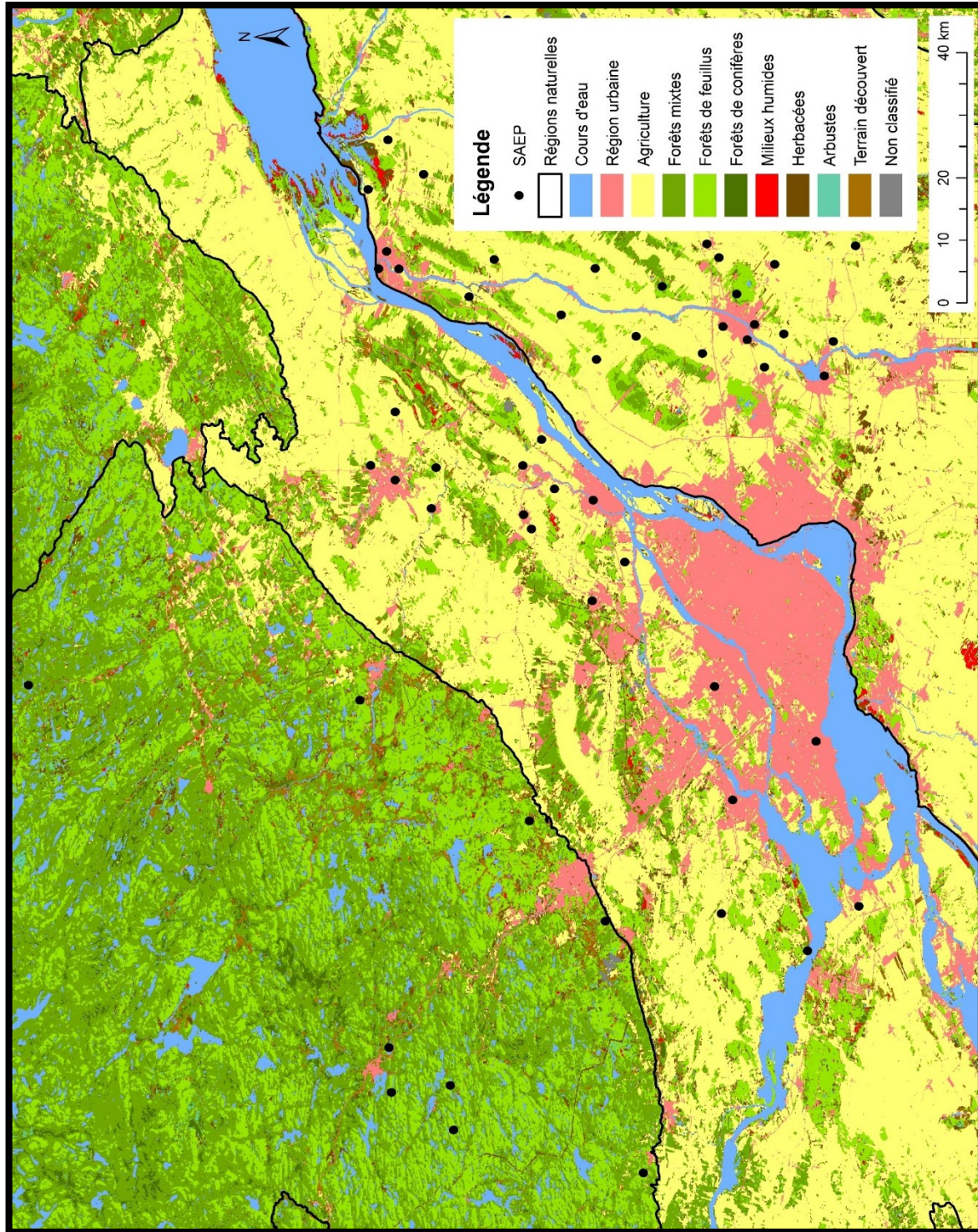


**Figure 2.5.** Trois premiers niveaux des divisions écologiques du cadre écologique de référence du Québec (CERQ). Les lettres correspondent aux provinces naturelles (Niveau 1). A : Appalaches; B : Basses terres du Saint-Laurent; C : Laurentides méridionales; D : Laurentides centrales; E : Plateau de la Basse-Côte-Nord; F : Basses terres de l’Abitibi et de la Baie James; G : Hautes terres de Mistassini; H : Basses collines de la Grande Rivière; I : Plateau central du Nord-du-Québec; J : Péninsule d’Ungava; K : Bassin de la Baie d’Ungava; L : Monts Torngat; U : Labrador central; X : Estuaire du golfe du Saint-Laurent.

**Tableau 2.9.** Catégories et sous-catégories de la base de données sur la couverture du sol.\*

<b>Code</b>	<b>Catégories</b> • Sous catégories	<b>Code</b>	<b>Catégories</b> • Sous catégories
<b>0</b>	<b>Pas de données</b>	<b>100</b>	<b>Plantes herbacées</b>
<b>10</b>	<b>Non classifié</b>	101	• Toundra de graminoides parsemée de buttes de gazon
11	• Nuage	102	• Carex humide
12	• Ombre	103	• Toundra de graminoides et d'arbustes nains, humides à secs sans butte de gazon
<b>20</b>	<b>Eau</b>	104	• Toundra d'arbustes nains prostrés et de graminoides
<b>30</b>	<b>Stérile/non végétalisé</b>	<b>110</b>	<b>Prairies, herbes indigènes</b>
31	• Neige/Glace	<b>120</b>	<b>Terres agricoles cultivées</b>
32	• Roche/blocaille	121	• Cultures annuelles
33	• Terrain découvert	122	• Cultures pérennes et pâturage
34	• Zones développées	<b>200</b>	<b>Forêts — classes d'arbres</b>
35	• Substrat rocheux à végétation épars	210	• Forêts de conifères
36	• Till-colluvion à végétation épars	211	— <i>Coniférien</i> — <i>dense</i>
37	• Sol à nu avec croûte de cryptogames	212	— <i>Coniférien</i> — <i>ouvert</i>
<b>40</b>	<b>Bryophytes et lichens</b>	213	— <i>Coniférien</i> — <i>clairsemé</i>
<b>50</b>	<b>Arbustes</b>	220	• Forêts de feuillus
51	• Grands arbustes	221	— <i>Feuillu</i> — <i>dense</i>
52	• Petits arbustes	222	— <i>Feuillu</i> — <i>ouvert</i>
53	• Arbustes nains prostrés	223	— <i>Feuillu</i> — <i>clairsemé</i>
<b>80</b>	<b>Terres humides</b>	230	• Forêts mixtes
81	• Zone humide — boisée	231	— <i>Mixte</i> — <i>dense</i>
82	• Zone humide — arbustive	232	— <i>Mixte</i> — <i>ouvert</i>
83	• Zone humide/herbacée	233	— <i>Mixte</i> — <i>clairsemé</i>

\* Les descriptions sont disponibles auprès de Geobase (2009c).



**Figure 2.6.** Exemple de la cartographie représentant les catégories principales ou d'intérêt de couverture du sol (Sud du Québec).



### **2.3.2 Conception de la base de données relationnelle**

Les bases de données recueillies auprès des instances gouvernementales ont été reçues sous différents formats (fichiers Excel, format texte, format cartographique, etc.). Afin d'intégrer cette information et de l'utiliser pour des analyses empiriques, il est nécessaire de regrouper les informations de manière logique sous un format commun. Comme mentionné dans l'introduction, le type de modèle de base de données sélectionné pour structurer BDQEP est la base de données relationnelle. Lors des différentes étapes de conception de la base de données, plusieurs rencontres furent programmées avec des spécialistes de bases de données afin de discuter des différents aspects de la création et de la structuration de la base de données pour la présente thèse.

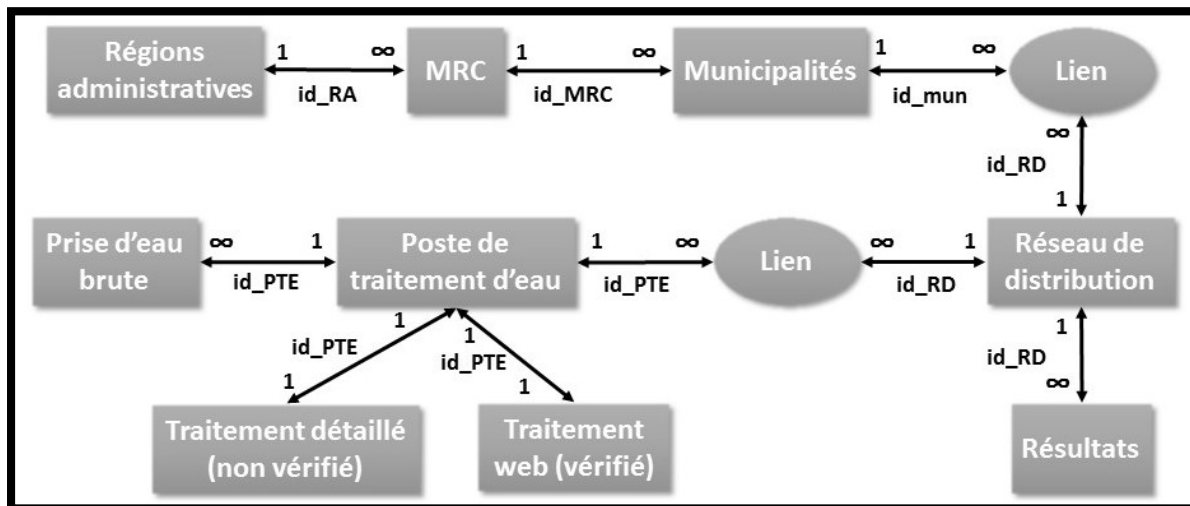
#### ***2.3.2.1 Conception du modèle conceptuel***

La première étape du développement de la base de données relationnelle, soit la conception du modèle conceptuel, s'est effectuée à l'aide d'une revue de littérature concernant la qualité de l'eau potable, en particulier les sous-produits de la désinfection (SPD) qui sont une partie intégrante de cette thèse, ainsi que les facteurs environnementaux et régionaux pouvant affecter la présence de ce groupe de contaminants dans l'eau potable. C'est également à cette étape qu'ont été définis les différents objectifs de cette thèse, ce qui a aidé à déterminer quelles informations étaient nécessaires au développement de la BDQEP. Cette revue de littérature a permis d'établir des liens entre les différentes étapes de la production de l'eau potable ainsi qu'entre la qualité de l'eau à la source, les précurseurs des SPD, et les caractéristiques géographiques du territoire influençant la qualité de l'eau à la source. Les résultats de cette revue de littérature ont aidé à la conception du produit final de la BDQEP.

#### ***2.3.2.2 Conception du modèle logique***

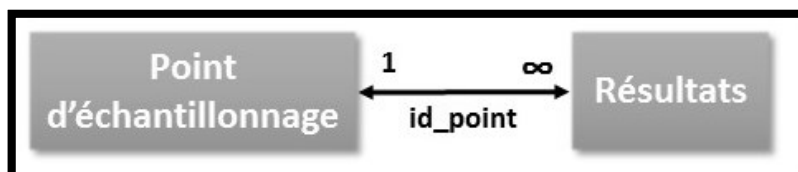
Le modèle logique fut développé par une méthode d'essai et erreur à l'aide d'un tableau magnétique et des morceaux de papier représentant les différentes possibilités d'entités principales et de leurs attributs respectifs. Les différents essais furent validés grâce à la collaboration de chercheurs en gestion de l'eau potable. L'aboutissement de cette étape présente un modèle logique de la BDQEP dont le point central comprend les SAEP qui incluent trois entités, soit les réseaux de distribution, les postes de traitement d'eau et les prises d'eau brute (Figure 2.7). Globalement, les réseaux de distribution sont associés aux postes de traitement d'eau, aux municipalités où ils sont localisés (avec

un lien avec la municipalité régionale de comté [MRC] et la région administrative de chaque municipalité) et aux résultats d'analyse, alors que les postes de traitement d'eau sont associés aux prises d'eau brute et aux types de traitement (version Web et version détaillée). Les réseaux de distribution et les municipalités, ainsi que les réseaux de distribution et les postes de traitement d'eau, sont associés par un lien plusieurs à plusieurs, ce qui a nécessité la création d'une table de liens, tel que mentionné dans la deuxième section de ce chapitre. Les prises d'eau brute, quant à elles, auraient dû être associées aux bases de données concernant la BQMA, le climat, le CERQ et la couverture du sol. Par contre, il a été conclu que les relations entre les différentes bases de données peuvent varier selon les différents objectifs de la présente étude ou lors d'études ultérieures. Par exemple, une étude peut avoir comme objectif d'associer la station climatique (BDIC) la plus près de chaque prise d'eau brute (BIEP), alors qu'une autre étude pourrait avoir comme objectif d'utiliser la moyenne des trois stations climatiques les plus près de la prise d'eau brute. Ainsi, il a été décidé que les différentes bases de données gouvernementales seraient traitées individuellement. Ceci laisse une latitude pour établir les relations selon les objectifs de l'étude. Une autre raison de traiter individuellement les différentes bases de données gouvernementales est que, ensemble, elles comprennent une information trop volumineuse pour la capacité du SGBD Access 2013 (2 Go), qui a été le système choisi pour gérer la BDQEP.



**Figure 2.7.** Schéma du modèle logique pour la BIEP. Les rectangles représentent les entités; les ovales représentent les tables de liens, le « 1 » et le « ∞ » représentent le lien de un (1) à plusieurs (∞) entre les entités, respectivement; et le nom sous les liens représente le nom de l'attribut qui lie les entités entre elles.

La BQMA comprend deux entités principales, soit l'information concernant les points d'échantillonnage et les résultats d'analyses (Figure 2.8). Les deux entités sont liées par une relation d'un à plusieurs. La BDIC, quant à elle, comprend trois entités principales, soit les points d'échantillonnage qui sont associées aux échantillons, eux-mêmes associés aux résultats (Figure 2.9). Les entités sont également liées par des relations d'un à plusieurs. Finalement, le CERQ et la couverture du sol furent conservés sous leur format original (c.-à-d., *shape file*) puisqu'elles sont des bases de données cartographiques. La conservation de ces bases de données sous leur format original permet, à l'aide d'un logiciel de gestion de données cartographiques (p. ex., ArcGIS de ESRI [2011]), d'effectuer des requêtes géographiques basées sur le CERQ et la couverture du sol par rapport à la localisation des prises d'eau brute. Il est important de noter que la BDQEP comprend des coordonnées géographiques pour les prises d'eau brute de la BIEP, les points d'échantillonnage de la BQMA et les stations climatiques de la BDIC. Ces coordonnées géographiques furent transformées en format *shape file* afin d'établir des liens géographiques entre les différentes bases de données. Ainsi, le modèle logique de la BDQEP comprend cinq bases de données en tout, soit trois bases de données relationnelles (BIEP, BQMA, BDIC) et deux bases de données cartographiques (CERQ et couverture du sol).



**Figure 2.8.** Schéma du modèle logique pour la BQMA. Les rectangles représentent les entités; le « 1 » et le « ∞ » représentent le lien de un (1) à plusieurs (∞) entre les entités, respectivement; et le nom sous les liens représente le nom de l'attribut qui lie les entités entre elles.



**Figure 2.9.** Schéma du modèle logique pour la BDIC. Les rectangles représentent les entités; le « 1 » et le « ∞ » représentent le lien de un (1) à plusieurs (∞) entre les entités, respectivement; et le nom sous les liens représente le nom de l'attribut qui lie les entités entre elles.

### **2.3.2.3 Conception du modèle physique**

Une fois le modèle logique terminé, toutes les entités furent créées à l'aide du logiciel Excel (Microsoft Corporation 2013b). Le logiciel Excel permet d'introduire des données sous forme tabulaire à partir de plusieurs formats (p. ex. format texte) et de modifier plus facilement la forme et la composition des entités comparativement au logiciel Access. Par la suite, les différentes entités furent insérées dans leurs bases de données Access respectives (c.-à-d., BIEP, BQMA et BDIC) à l'aide d'une fonction permettant d'importer des fichiers Excel directement dans Access. La prochaine étape consistait à établir les liens entre les entités. Le type de lien (un à un ou un à plusieurs) se définit automatiquement lors de la création du lien dans Access. Tel que mentionné précédemment, les liens plusieurs à plusieurs étaient modifiés en ajoutant une table de liens entre les deux entités. Lors de l'insertion des données dans Access, le lien entre les réseaux de distribution et les résultats n'a pas fonctionné puisque l'attribut liant les deux entités, soit l'identifiant des réseaux de distribution, était en format numérique pour l'entité des réseaux de distribution alors que celui dans l'entité de résultats était en format texte. Compte tenu du nombre très élevé de résultats (environ 4 millions) et à la capacité maximale du logiciel Access (2 Go), la modification du format de l'identifiant du réseau de distribution pour les résultats nécessitait un trop grand nombre d'heures de travail. Ainsi, afin de faciliter la création du lien, une table de liens a été créée entre les deux entités. Cette table de liens comprend un attribut pour les identifiants en format numérique qui est lié à un deuxième attribut pour les identifiants en format texte.

### **2.3.2.4 Normalisation**

La dernière étape de la conception de la BDQEP est la normalisation. Cette étape permet de s'assurer que l'intégrité référentielle est respectée, qu'il n'existe pas de valeurs multiples pour les attributs et que les doublons sont réduits. Donc, premièrement, une vérification a été effectuée afin de s'assurer que l'intégrité référentielle est respectée. Le respect de l'intégrité référentielle est facilement vérifié dans Access. Il suffit de cocher la case « intégrité référentielle » dans la boîte d'options qui apparaît lorsque le lien est créé. Comme mentionné précédemment, l'intégrité référentielle s'assure que les données stockées préservent une cohérence en s'assurant que chaque enregistrement d'une table est associé à au moins un enregistrement de la table liée. Deuxièmement, une évaluation a été effectuée afin de trouver des valeurs multiples, qui ont été trouvées dans l'entité de traitement détaillé de la BIEP. Ceci signifie que plus d'un attribut concernant différents produits utilisés était associé à chaque étape de traitement. Des entités descriptives (10) ont été créées pour chaque étape de traitement qui

utilisait plus d'un produit afin d'empêcher les attributs multiples. Finalement, l'évaluation a permis de définir certains attributs répétitifs pour lesquels il serait avantageux de créer une entité descriptive. Pour la BIEP, deux entités descriptives furent créées, soit une pour le statut d'analyse des résultats et une pour le type de prise d'eau brute. Donc, au total, la BIEP comprend 24 entités, dont neuf entités principales, trois tables de liens et 12 entités descriptives. Pour la BQMA, une entité descriptive fut créée concernant les paramètres d'analyse des résultats tandis que, pour la BDIC, deux entités descriptives furent créées, soit une concernant le statut d'analyse et une concernant les paramètres d'analyse. Ainsi, au total, la BQMA comprend trois entités et la BDIC comprend cinq entités.

Comme mentionné dans la section sur les étapes de conception de la base de données, il importe de trouver le juste milieu entre la duplication des données et le temps requis pour effectuer des requêtes si l'information se trouve séparée dans de multiples entités. Ainsi, dans certains cas, il était préférable de conserver le terme entier dans l'entité principale. Par exemple, dans le cas du nom des paramètres des résultats d'analyse de la BIEP, le nombre d'enregistrements était estimé trop nombreux (près de 4 millions) pour effectuer les modifications nécessaires. Similairement, vu que l'entité de traitement détaillée était déjà associée à 10 entités représentant les produits multiples associés aux types de traitement et que seulement un faible pourcentage d'enregistrements contenait de l'information concernant les produits utilisés lors du traitement, l'ajout d'une entité pour chaque étape de traitement fut estimé trop volumineux. Dans ces deux cas, une vérification a été effectuée afin de s'assurer qu'il n'y avait pas de coquilles dans le nom des paramètres ou des produits. Les attributs de chaque entité et une brève description des entités sont présentés dans les Tableaux 2.10 (BIEP), 2.11 (BQMA) et 2.12 (BDIC).

## **2.4 Conclusions**

Une base de données relationnelle a été créée concernant la qualité de l'eau potable au Québec ainsi que les caractéristiques associées à la source d'eau et aux SAEP. Cette base de données a permis de mettre en valeur les différentes bases de données disponibles auprès de différentes instances gouvernementales. En effet, la BDQEP comprend trois bases de données relationnelles (BIEP, BQMA et BDIC) et deux bases de données cartographiques (CERQ et couverture du sol), toutes recueillies auprès de deux instances gouvernementales, soit le MDDELCC et RNCan.

**Tableau 2.10.** Description des entités et des attributs de la BIEP.

<b>Nom des tables</b>	<b>Description</b>	<b># d'enr.</b>
Nom des attributs		
<b>RA</b>	<b>Région administrative (RA)</b>	<b>17</b>
id_RA	Identifiant de la RA	
nom_RA	Nom de la RA	
<b>MRC</b>	<b>Municipalité régionale de comté (MRC)</b>	<b>101</b>
id_MRC	Identifiant de la MRC	
nom_MRC	Nom de la MRC	
id_RA	Identifiant de la région administrative (RA) dans laquelle se retrouve la MRC	
<b>Mun</b>	<b>Municipalité (mun)</b>	<b>798</b>
id_mun	Identifiant de la mun	
nom_mun	Nom de la mun	
id_MRC	Identifiant de la MRC dans laquelle se retrouve la mun	
<b>lien_mun_RD</b>	<b>Lien entre la municipalité (mun) et le réseau de distribution (RD)</b>	<b>1 066</b>
id_lien	Identifiant du lien entre la mun et le RD	
id_RD	Identifiant du RD	
id_mun	Identifiant de la mun	
no_pers	Nombre de personnes desservies par le RD et la mun	
<b>RD</b>	<b>Réseau de distribution (RD)</b>	<b>1 055</b>
id_RD_n	Identifiant du RD (numérique)	
nom_RD	Nom du RD	
autre_RD	Est-ce que le RD est alimenté par un autre RD (O/N)	
no_pers	Nombre de personnes desservies par le RD	
<b>lien_RD_PTE</b>	<b>Lien entre le réseau de distribution (RD) et le poste de traitement de l'eau (PTE)</b>	<b>1 094</b>
id_lien	Identifiant du lien entre le RD et le PTE	
id_RD	Identifiant du RD	
id_PTE	Identifiant du PTE	
<b>PTE</b>	<b>Poste de traitement d'eau (PTE)</b>	<b>894</b>
id_PTE	Identifiant du PTE	
nom_PTE	Nom du PTE	
<b>PEB</b>	<b>Prise d'eau brute (PEB)</b>	<b>1 672</b>
id_PEB	Identifiant de la PEB	
nom_PEB	Nom de la PEB tel que nommé par la municipalité	
id_PTE	Identifiant du poste de traitement (PTE) desservi par la PEB	
lat	Coordonnée latitude de la PEB (en degrés géographiques, décimaux)	
long	Coordonnée longitude de la PEB (en degrés géographiques, décimaux)	
id_type_PEB	Identifiant lié à la table type_peg qui détermine le type de source	
update	Date où l'information a été mise à jour par le MDDELCC	

**Tableau 2.10 (suite).** Description des entités et des attributs de la BIEP.

<b>Nom des tables</b> Nom des attributs	<b>Description</b>	<b># d'enr.</b>
<b>Type_PEB</b>	<b>Description du type de la prise d'eau brute (PEB)</b>	<b>11</b>
id_type_PEB	Identifiant du type de PEB (lié à la table PEB)	
nom_type_PEB	Nom du type de PEB (lac, rivière, puits tubulaire, etc.)	
surf_sout	Genre de PEB (surface ou souterraine)	
<b>lien_RD_n_t</b>	<b>Lien entre les identifiants du RD de la table RD (numérique) et de la table Resultats (texte)</b>	<b>1 055</b>
id_RD_n	Identifiant du RD (numérique)	
id_RD_t	Identifiant du RD (texte)	
<b>Resultats</b>	<b>Résultats d'analyse (résultats) des échantillons (ech)</b>	<b>3 958 725</b>
id_ech	Identifiant unique de l'échantillon	
no_ech	Numéro de l'échantillon	
id_RD	Identifiant du RD où est prélevé l'échantillon	
annee	Année de l'échantillon	
date_ech	Date de l'échantillon	
param	Nom du paramètre (param) analysé	
id_SVR	Identifiant du signe de valeur réformé (SVR)	
valeur	Valeur de l'échantillon	
unite	Unité de mesure de l'échantillon	
adresse	Adresse de prélèvement	
loc_ech	Localisation du lieu de prélèvement (réseau, traitement, source)	
<b>SVR</b>	<b>Statut d'analyse — signe de valeur réformé (SVR)</b>	<b>15</b>
id_SVR	Identifiant du SVR	
nom_SVR	Nom du SVR	
desc_SVR	Description du SVR	
<b>Trait_web</b>	<b>Type de traitement (trait) disponible sur le Web (vérifié)</b>	<b>894</b>
id_PTE	Identifiant du PTE	
aucun	Aucun traitement	
cl2	Chloration	
filt	Filtration	
ozone	Ozone	
charbon	Charbon actif	
UV	Rayons ultraviolets (UV)	
fer_mang	Fer et manganèse	
adouc	Adoucissement	
autre	Autre	

**Tableau 2.10 (suite).** Description des entités et des attributs de la BIEP.

<b>Nom des tables</b> Nom des attributs	<b>Description</b>	<b># d'enr.</b>
<b>Trait_detail</b>	<b>Type de traitement (trait) détaillé (non vérifié)</b>	<b>894</b>
id_PTE	Identifiant du PTE	
Auc	Aucun traitement	
Deg	Dégrillage (eau de surface)	
MT	Microtamisage (eau de surface)	
Ad	Adoucissement	
P_Ad	Produit de l'adoucissement	
Re	Résine (pour l'adoucissement et la déminéralisation de l'eau)	
FM	Enlèvement du fer et du manganèse	
P_FM	Produit utilisé pour enlever le fer et le manganèse	
pH	Ajustement du pH (avant ou après traitement)	
P_pH	Produit utilisé pour ajuster le pH	
Preox	Préoxydation (désinfection avant le traitement)	
P_Preox	Produit utilisé pour la préoxydation	
CF	Coagulation et floculation	
P_CF	Produit utilisé pour la coagulation et la floculation	
DCA	Dosage de charbon actif (avant la clarification)	
Clar	Clarification	
T_Clar	Type de clarification	
OxI	Oxydation intermédiaire (désinfection pendant le traitement)	
P_OI	Produit utilisé pour l'oxydation intermédiaire	
Pox	Post oxydation (désinfection après le traitement)	
P_Pox	Produit utilisé pour la post oxydation	
AF	Aide filtrant	
P_AF	Produit utilisé comme aide filtrant	
Filt	Filtration	
T_Filt	Type de filtration	
Des	Désinfection	
P_Des	Produit utilisé pour la désinfection	
DeCl	Déchloration	
P_DeCl	Produit utilisé pour la déchloration	
GO	Contrôle des goûts et odeurs	
P_GO	Produit utilisé pour le contrôle des goûts et odeurs	
RC	Réduction de la corrosion dans le réseau de distribution	
P_RC	Produit utilisé pour la réduction de la corrosion	
Fluor	Fluoration	
P_Fluor	Produit utilisé pour la fluoration	



**Tableau 2.11.** Description des tables et attributs de la BQMA.

<b>Nom des tables</b> Nom des attributs	<b>Description</b>	<b># d'enr.</b>
<b>Donnees</b>	<b>Résultats d'analyses de la BQMA</b>	<b>144 343</b>
id_res	Identifiant unique du résultat d'analyse	
no_ech	Numéro de l'échantillon	
id_point	Identifiant du point d'échantillonnage	
date	Date de l'échantillonnage	
heure	Heure de l'échantillonnage	
valeur	Valeur du résultat d'analyse	
SVR	Statut d'analyse (Signe de valeur réformé)	
id_param	Identifiant du paramètre échantillonné	
<b>Point_ech</b>	<b>Point d'échantillonnage de la BQMA</b>	<b>215</b>
id_point	Identifiant du point d'échantillonnage	
desc	Description de la localisation du point d'échantillonnage	
lat	Coordonnée latitude du point d'échantillonnage	
long	Coordonnée longitude du point d'échantillonnage	
no_carte	Numéro de la carte topographique où est localisé le point d'échantillonnage	
nb_ech	Nombre d'échantillons prélevés au point d'échantillonnage	
du	Date de la première analyse (entre 2003 et 2009)	
au	Date de la dernière analyse (entre 2003 et 2009)	
<b>Paramètres</b>	<b>Information concernant les paramètres analysés</b>	<b>10</b>
id_param	Identifiant du paramètre	
nom_param	Nom du paramètre	
LD	Limite de détection	
unite	Unité de mesure du paramètre	
nb_analyses	Nombre d'analyses effectuées pour ce paramètre (entre 2003 et 2009)	

La BDQEP comprend des informations variées qui permettent d'analyser la qualité de l'eau potable en utilisant une approche de la source au robinet. Toutes ces informations, à l'exception du traitement détaillé dans la BIEP, ont préalablement été vérifiées par les différentes instances gouvernementales ayant fourni les données. De plus, la BDQEP comprend, pour chaque base de données spatio-temporelle, des coordonnées géographiques de la prise d'eau potable (BIEP), des points d'échantillonnage de la BQMA et des stations climatiques de la BDIC qui peuvent être liées spatialement aux bases de données cartographiques ou à toute autre information géographique nécessaire à l'étude des divers aspects de la qualité de l'eau potable. Finalement, le modèle de base

de données relationnel ainsi que le SGBD (Access) permet d'offrir une base de données bien structurée et facile d'utilisation. En effet, sa structure permet d'effectuer des requêtes facilement sur toutes les composantes de la BDQEP, et le logiciel Access est facile d'utilisation pour tous les utilisateurs ayant une connaissance de base du logiciel.

**Tableau 2.12.** Description des tables et attributs de la base de données Info-Climat.

<b>Nom des tables</b> Nom des attributs	<b>Description</b>	<b># d'enr.</b>
<b>Stations</b>	<b>Stations climatiques</b>	<b>353</b>
id_station	Identifiant de la station climatique	
nom_station	Nom de la station climatique	
lat	Coordonnée latitude de la station climatique (en degrés géographiques)	
long	Coordonnée longitude de la station climatique (en degrés géographiques)	
alt	Altitude de la station climatique (en mètres)	
ouv	Date d'ouverture de la station climatique	
ferm	Date de fermeture de la station climatique (si applicable)	
<b>Ech</b>	<b>Information concernant les échantillons</b>	<b>701 076</b>
id_ech	Identifiant de l'échantillon	
id_station	Identifiant de la station climatique	
date	Date de l'échantillonnage	
date_id	Identifiant numérique de la date	
<b>Resultats</b>	<b>Résultats d'analyses des échantillons</b>	<b>8 245 043</b>
id_res	Identifiant du résultat d'analyse	
id_ech	Identifiant de l'échantillon	
valeur	Valeur du résultat d'analyse	
id_statut	Identifiant du statut du résultat d'analyse	
id_param	Identifiant du paramètre analysé	
<b>Statut</b>	<b>Statut du résultat d'analyse</b>	<b>9</b>
id_statut	Identifiant du statut du résultat d'analyse	
nom_statut	Nom du statut du résultat d'analyse	
desc	Description du statut du résultat d'analyse	
<b>Param</b>	<b>Information concernant les paramètres d'analyse</b>	<b>14</b>
id_param	Identifiant du paramètre d'analyse	
nom_param	Nom du paramètre d'analyse	
unite	Unité de mesure du paramètre d'analyse	

Par contre, la BDQEP comprend également certaines limites. Premièrement, le respect de l'intégrité référentielle a limité le nombre de SAEP inclus dans la BDQEP. En effet, certains postes de traitement d'eau, prises d'eau brute ou réseaux de distribution n'avaient pas les autres composantes du SAEP. Ces enregistrements ont dû être mis de côté afin de respecter l'intégrité référentielle. Alors que ceci assure une base de données cohérente, certaines informations éliminées de la base de données auraient pu être utiles à des utilisateurs lors d'études ultérieures. Ensuite, la limite d'espace du logiciel Access nous a obligés à utiliser trois fichiers différents pour chacune des bases de données spatio-temporelles.

De plus, certaines modifications à l'intérieur des bases de données n'étaient pas possibles vu que le grand nombre de données compromet la disponibilité d'espace. L'utilisation d'un autre SGBD aurait pu réduire cette limite d'espace, mais le logiciel Access nous semblait, de loin, le meilleur choix vu sa facilité d'utilisation, et ce, malgré sa limite d'espace. Finalement, l'utilisation d'un modèle objet relationnel plutôt qu'un modèle relationnel aurait permis de bonifier la base de données en incluant certaines cartes géographiques représentant l'environnement des prises d'eau brute. Par contre, le modèle objet relationnel aurait nécessité les services d'un programmeur chevronné pour créer et entretenir la base de données. L'utilisation du modèle relationnel avec le logiciel Access permet aux futurs utilisateurs d'effectuer des mises à jour et des requêtes facilement.

La BDQEP a été utilisée pour les différents volets de cette thèse. Rappelons que les objectifs de cette thèse consistent à estimer la variabilité régionale présente et future de la propension des SAEP à former des concentrations élevées de THM. Lors du deuxième objectif de cette thèse (chapitre 3), de l'information provenant de la BQMA (carbone organique dissous – COD), de la BDIC (précipitations et température), du CERQ (provinces naturelles) et de la couverture du sol (types de forêts et milieux humides) a été sélectionnée à partir de la BDQEP afin de construire un modèle de régression multiniveau permettant d'expliquer l'influence de différentes variables du territoire sur les concentrations de COD, indicateur des précurseurs de THM. Pour les troisième (chapitre 4) et quatrième (chapitre 5) objectifs de cette thèse, de l'information provenant de la BIEP (THM, type de traitement [Web]), de la BDIC (température et précipitations), et du CERQ (régions naturelles) a permis d'utiliser des modèles de régression logistiques multiniveaux pour explorer et analyser l'influence simultanée de certaines variables sur la variabilité régionale de la probabilité des SAEP à former des concentrations élevées de THM (troisième objectif), ainsi que d'estimer et d'explorer l'impact des variations futures du climat sur la probabilité des SAEP à former des concentrations élevées de THM (quatrième objectif).

De plus, la BDQEP a déjà été mise à la disposition de chercheurs pour effectuer d'autres études concernant la qualité de l'eau potable<sup>2</sup>. Deux études utilisant les données de la BDQEP ont déjà été publiées. Une étude réalisée par Dyck et coll. (2014) a utilisé les données de qualité de l'eau potable (chlore résiduel et THM) et du type de traitement (provenant de la BIEP) afin d'évaluer la variabilité saisonnière de la qualité de l'eau potable dans les petits SAEP. Une autre étude par Delpla et Rodriguez (2014) a utilisé des données climatiques provenant de la BDIC, de l'information concernant la couverture du sol ainsi que de l'information sur la qualité des eaux de surface (turbidité et coliformes fécaux) provenant de la BQMA afin d'analyser l'impact des caractéristiques des bassins versants et du climat sur la qualité actuelle et future des eaux de surface. Les articles de ces études, auxquelles l'auteure de cette thèse a grandement collaboré, se retrouvent dans l'Annexe A de cette thèse.

---

<sup>2</sup> Même si la BDQEP a été conçue par l'auteure de cette thèse, toute personne voulant utiliser les données pour ses propres recherches devra initialement contacter les instances gouvernementales afin d'obtenir la permission d'utiliser les données brutes.

## 2.5 Références

Delpla I., Rodriguez M.J. (2014). Effect of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. *Science of the Total Environment*, 493: 1014-1024.

Dyck R., Cool G., Rodriguez M.J., Sadiq R. (2015). Treatment, residual chlorine and season as factors affecting variability of trihalomethanes in small drinking water systems. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 9(1): 171-179.

ESRI (2011). ArcGIS Desktop: version 10.1 [logiciel]. Environmental System Research Institute Canada.

Geobase (2009a – année d'acquisition). Landsat 5-7 couverture du sol, circa 2000 [cartographie]. Centre d'information topographique, RNCAN, Sherbrooke, Qc, Canada.

Geobase (2009b). « Couverture du sol, circa 2000: Spécifications de produit ». Édition 1.0. Centre d'information topographique, RNCAN, Sherbrooke, Qc: 21p.  
[[http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v\\_csc2000v/doc/GeoBase\\_CSC2000V\\_specifications\\_produit\\_fr.pdf](http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v_csc2000v/doc/GeoBase_CSC2000V_specifications_produit_fr.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.

Geobase (2009c). « Couverture du sol, circa 2000: Catalogue d'entités, vue segmentée ». Édition 1.0. Centre d'information topographique, Sherbrooke, Qc: 13p.  
[[http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v\\_csc2000v/doc/GeoBase\\_CSC2000V\\_catalogue\\_entites\\_fr.pdf](http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v_csc2000v/doc/GeoBase_CSC2000V_catalogue_entites_fr.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.

Gouvernement du Québec (2014). Règlement sur la qualité de l'eau potable. c. Q-2, r40. Les Publications du Québec, Québec, Qc.

Harrington J.L. (2009). Relational database design and implementation, 3rd edition. Morgan Kaufman, Elsevier. 44p.

Hebert S., Ouellet M. (2005). « Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec », MDDELCC, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Qc: 8p.  
[<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/reseau-riv/Reseau-rivieres.pdf>]; consulté le 8 avril 2015.

Inisan H. (2003). Access 2002. Micro Application, Paris, France: 1320p.

Li T., Ducruc J.P. (1999). « Les provinces naturelles: Niveau I du cadre écologique de référence du Québec ». MDDELCC, Québec, Qc.  
[[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/)]; consulté le 8 avril 2015.

MDDELCC (2010a – année d'acquisition). Banque informatisée eau potable: 2003-2009 [base de données], Direction des politiques de l'eau, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2010b – année d’acquisition). Banque de données sur la qualité du milieu aquatique: 2003-2009 [base de données], Direction du suivi de l’état de l’environnement, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2010c – année d’acquisition). Climatologie: 2003-2009 [base de données], Service Info-climat, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2012 – année d’acquisition). Cadre écologique de référence du Québec [cartographie], Direction de la conservation et du patrimoine écologique, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2014a). « Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques ». [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca>]; consulté le 18 décembre 2014.

MDDELCC (2014b). « Répertoire des stations municipales de production d’eau potable approvisionnées en eau souterraine ». [[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index\\_st.asp](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index_st.asp)]; consulté le 18 décembre 2014.

MDDELCC (2014c). « Répertoire des stations municipales de production d’eau potable approvisionnées en eau de surface ». [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index.asp>]; consulté le 18 décembre 2014.

MDDELCC (2015). « Le Cadre écologique de référence du Québec: Définitions, concepts et principes ». MDDELCC, Québec, Qc.: 13p. [[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer\\_partie\\_1.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer_partie_1.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.

Meier A. (2006). Introduction pratique aux bases de données relationnelles, Deuxième édition. Springer-Verlag, France: 290p.

Microsoft Corporation (2013a). Access 2013 [logiciel].

Microsoft Corporation (2013b). Excel 2013 [logiciel].

Mohamed A. (2007). « Choosing the right database management system. Computer Weekly ». [<http://www.computerweekly.com/feature/Choosing-the-right-database-management-system>]; consulté le 18 décembre 2014.

Oppel A.J. (2009). Databases: A beginner’s guide. McGraw-Hill: 495p.

Peterson J.V. (2002). Absolute beginner’s guide to databases. Que Publishing, Indianapolis, Indiana: 336p.

RNCAN (2014). « Télédétection ». Ressources Naturelles Canada, Gouvernement du Canada, Ottawa, Ont. [<http://www.rncan.gc.ca/forets/teledetection/13430>]; consulté le 19 décembre 2014.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: A review. *Science of the Total Environment*, 321: 21-46.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2011). « Empirical models to predict disinfection by-products (DBPs) in drinking water ». In: Encyclopedia of Environmental Health, J. Nriagu [Ed.]. Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas: 282-295.





# Chapitre 3: Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water

## **Impact des caractéristiques géophysiques du bassin d'alimentation et du climat sur la variabilité régionale du carbone organique dissous (COD) dans les eaux de surface**

Le chapitre précédent a permis de décrire les différents aspects du développement d'une base de données relationnelle dressant un portrait régional de la variabilité géographique et temporelle de la qualité de l'eau potable en fonction des caractéristiques associées à la source d'eau, aux infrastructures de traitement et de distribution et à d'autres paramètres de la qualité de l'eau. Certaines informations disponibles dans cette base de données ont été recueillies pour le présent chapitre. En effet, à l'aide de cette base de données, de l'information concernant les concentrations de carbone organique dissous (COD) et concernant l'environnement géophysique et le climat des bassins d'alimentation de différents cours d'eau à l'échelle de la province de Québec a pu être utilisée pour dresser un portrait de la variabilité régionale et temporelle du COD, un indicateur des précurseurs à la formation de sous-produits de désinfection (SPD) dans l'eau potable.

## Résumé

Le COD est un indicateur reconnu de la matière organique naturelle (MON) dans les eaux de surface. L'objectif de cet article est d'évaluer l'impact des caractéristiques géophysiques, du climat et des régions écologiques sur les concentrations de COD dans les eaux de surface et de développer un modèle de régression statistique pour estimer la variabilité régionale de ces concentrations. L'utilisation de modèles de régression multiniveaux linéaires a permis d'atteindre trois objectifs spécifiques, soit : (1) évaluer l'influence du climat et des caractéristiques géophysiques du bassin d'alimentation sur les concentrations de COD dans les eaux de surface; (2) comparer l'influence des caractéristiques géophysiques et des régions écologiques sur les concentrations de COD dans les eaux de surface; et (3) développer un modèle de régression qui permet d'estimer, à l'échelle régionale, les concentrations de COD dans les eaux de surface. L'étude de cas implique 115 points d'échantillonnage en eaux de surface et leurs bassins d'alimentation localisés dans la province de Québec au Canada. Les résultats ont démontré que les températures moyennes enregistrées pendant 60 jours précédant l'échantillonnage, les précipitations totales pendant 10 jours précédant l'échantillonnage, le pourcentage de milieux humides et le pourcentage de forêts de conifères et mixtes ont une influence statistiquement significative et positive sur les concentrations de COD dans les eaux de surface et que la pente moyenne du bassin d'alimentation a une influence statistiquement significative et négative sur les concentrations de COD dans les eaux de surface. Aucune relation significative n'a été trouvée entre les concentrations de COD et le type de source (lac ou rivière) ou le pourcentage de forêts de feuillus. Le pourcentage de couverture des régions écologiques à l'intérieur du bassin d'alimentation a également une influence significative sur les concentrations de COD. Par contre, les caractéristiques géophysiques (milieux humides, forêts et pente) permettaient une meilleure estimation des concentrations de COD. Un modèle décrivant la variabilité des concentrations de COD a été développé. Ainsi, puisque le COD est un indicateur des précurseurs à la formation des SPD dans l'eau potable, ce modèle pourrait être utilisé, lors d'études ultérieures, afin d'estimer l'influence du COD sur la formation de SPD dans l'eau potable.

**Mots clés** : Analyse multiniveau, carbone organique dissous, eau de surface

## **Abstract**

Dissolved organic carbon (DOC) is a recognized indicator of natural organic matter (NOM) in surface waters. The aim of this paper is twofold: to evaluate the impact of geophysical characteristics, climate and ecological zones on DOC concentrations in surface waters and, to develop a statistical model to estimate the regional variability of these concentrations. In this study, multilevel statistical analysis was used to achieve three specific objectives: (1) evaluate the influence of climate and geophysical characteristics on DOC concentrations in surface waters; (2) compare the influence of geophysical characteristics and ecological zones on DOC concentrations in surface waters; and (3) develop a model to estimate the most accurate DOC concentrations in surface waters. The case study involved 115 catchments from surface waters in the Province of Quebec, Canada. Results showed that mean temperatures recorded 60 days prior to sampling, total precipitation 10 days prior to sampling and percentages of wetlands, coniferous forests and mixed forests have a significant positive influence on DOC concentrations in surface waters. The catchment mean slope had a significant negative influence on DOC concentrations in surface waters. Water type (lake or river) and deciduous forests variables were not significant. The ecological zones had a significant influence on DOC concentrations. However, geophysical characteristics (wetlands, forests and slope) estimated DOC concentrations more accurately. A model describing the variability of DOC concentrations was developed and can be used, in future research, for estimating disinfection by-products (DBPs) in drinking water as well evaluating the impact of climate change on the quality of surface waters and drinking water.

**Keywords:** Multilevel analysis; Dissolved organic carbon; Surface water

### 3.1 Introduction

Dissolved organic carbon (DOC) is a widely recognized indicator of natural organic matter (NOM) (Perdue and Richie 2003, Perdue 2009), a complex compound viewed as the sum of many thousands of individual organic compounds. For practical reasons, NOM is expressed in terms of carbon. DOC is described as the fraction of the organic carbon that passes through a 0.45 $\mu$ m filter (Perdue 2009). Soil DOC originates mostly from precipitation passing through the canopy and the decay of organic matter and litter (Dalva and Moore 1991). Its concentration in rivers and lakes varies spatially depending on catchment geophysical characteristics, and temporally depending on climatic patterns (Mulholland 2003). Catchment geophysical characteristics shown to increase DOC concentrations in both rivers and lakes include the presence of wetlands (Eckhardt and Moore 1990, Canham *et al.* 2004, Ågren *et al.* 2010, Laudon *et al.* 2011) and peatlands (Clark *et al.* 2004, Aitkenhead *et al.* 1999), milder slopes (Eckhardt and Moore 1990, D'Arcy and Carignan 1997) and a high percentage of forest-covered area (D'Arcy and Carignan 1997, Laudon *et al.* 2011). Climatic conditions known to positively influence DOC concentrations include greater precipitation (Canham *et al.* 2004, Evans *et al.* 2005, Ågren *et al.* 2010), higher temperatures (Evans *et al.* 2005, Ågren *et al.* 2010), storm events (Buffam *et al.* 2001), floods (Buffam *et al.* 2007, Ågren *et al.* 2010) and runoff (McDowell and Likens 1988, Dalva and Moore 1991, Ågren *et al.* 2010). Some studies have demonstrated important variations in DOC concentrations between seasons (Dalva and Moore 1991, Clair *et al.* 1999, Ågren *et al.* 2007) and ecological zones (Ågren *et al.* 2010).

Geophysical characteristics and climatic impact on DOC concentrations in surface waters have been investigated worldwide (McDowell and Likens 1988, Ågren *et al.* 2010, Delpla *et al.* 2011). The following examples present studies on catchment geophysical characteristics and climatic impact on DOC concentrations in lakes and rivers of eastern Canada. Eckhardt and Moore (1990) studied the impact of six catchment characteristics on DOC concentrations in 42 streams located in southern Quebec. Results showed that wetland percentage, drainage and slope were significantly correlated to DOC concentrations, while area and forest percentage showed no significant correlations. Similarly, Hinton *et al.* (1997) studied the relationship between discharge and river DOC concentrations within seven sub-catchments located in two watersheds of Central Ontario. They found a significant positive correlation between DOC concentrations and discharge when the sub-catchments had no wetlands. D'Arcy and Carignan (1997) studied the influence of catchment topography and other characteristics on DOC concentrations in 30 southeastern lakes of the Quebec Shield. They found a significant

negative correlation between DOC concentrations and slope, and a weak but significant positive correlation between DOC concentrations and drainage area/lake area ratio and conifer abundance. No significant correlation was found between the presence of wetlands and DOC concentrations. The authors hypothesized that this was caused by a low percentage (<6%) of wetlands in the catchments. Recently, Keller *et al.* (2008) studied the relationship between DOC concentrations and weather in 12 small Boreal Shield lakes in Ontario. They found a significant positive correlation between long-term temperatures and DOC concentrations and, contrary to other studies, a significant negative correlation between long-term precipitation and DOC concentrations. In their study, they hypothesized that long-term wet conditions could slow down the decomposition of organic matter and promote the accumulation of peat, thereby reducing DOC concentrations in lakes.

All these studies are based on specific regions. To our knowledge, the modelling of DOC concentrations has yet to be reported for the Province of Quebec. The Province of Quebec has a number of geophysical and climatic characteristics and 13 different ecological zones (defined here as natural provinces), each characterized by different ecological conditions (Li and Ducruc 1999). Its surface waters also have a large range of DOC concentrations that vary between 0.1 and 45mg/L (Quebec's Environment Ministry (MDDELCC) 2010a).

This article is part of a larger research project which will evaluate the impact of geophysical characteristics and climate on disinfection by-products (DBPs) in drinking water. DOC acts as a precursor to the formation of DBPs (Rook 1974) and we believe there is a pressing need to estimate catchment geophysical characteristics and climatic impact on DBP precursor indicators, such as DOC, in surface waters. The aim of this paper is to evaluate the impact of geophysical characteristics, climate and ecological zones (natural provinces) on DOC concentrations in surface waters and develop a statistical model to estimate the variability of such concentrations. This will be accomplished through three specific objectives each achieved through the development of appropriate statistical models. The first specific objective is to evaluate the impact of climate and geophysical characteristics on DOC concentrations in surface waters. The second specific objective is to compare the impact of geophysical characteristics to the impact of natural provinces on DOC concentrations in surface waters. Finally, the third specific objective is to develop a statistical model to estimate DOC concentrations as accurately as possible in surface waters of the Province of Quebec.

## 3.2 Methodology

Data for climate and geophysical characteristics influencing DOC concentrations in surface waters were acquired for use as potential independent variables in the development of statistical models. Variable development and hierarchical structure, the statistical approach used in this paper, and the region under study are described in the next sub-sections.

### 3.2.1 Dependent variable

The purpose of this study was to develop statistical models to estimate DOC concentrations in surface waters. Data on DOC concentrations was acquired through a database known as the *Banque de la qualité du milieu aquatique* (BQMA). It contains the results for all water sampling carried out by *Réseau-rivières*, a network organization managed by the environmental monitoring management division of Quebec's Environment Ministry (MDDELCC) responsible for surveying river water quality in the Province of Quebec (MDDELCC 2010a). Samples were collected on a monthly basis and DOC concentrations, measured in mg/L, were analyzed using an infrared detection technique by the Québec Environmental Analysis Expertise Centre (CEAEQ 2011). The analytical method includes a pre-treatment with sulfuric acid and a membrane filtration GF/C 1.2µm. The detection limit is 0.08 mg/L (Hébert and Légaré 2002), and the reference standard is potassium biphtalate, C<sub>8</sub>H<sub>5</sub>KO<sub>4</sub> (CAS n° 877-24-7 – CEAEQ 2011). Over 13,000 DOC concentration results from 215 sampling stations were acquired between 2006 and 2009. These sampling stations are used for environmental monitoring and cover all the watershed management areas of southern Quebec. Stations, some of which corresponds to drinking water sources, are located at strategic locations such as the mouth of rivers, at the limit of a homogeneous section for water quality or upstream from the watersheds in order to evaluate the evolution of water quality deterioration (MDDELCC 2013). DOC concentrations and physicochemical parameters for the rivers under study over the four years of analysis are presented in Table 3.1 (MDDELCC 2010a).

### 3.2.2 Catchment delimitation

The catchment that corresponds to each sampling station was delimited by the MDDELCC using ArcMap software (ESRI 2011). Two layers of information were used for this procedure. The first layer consisted of the Québec Hydrological Frame of Reference that represents a complete, continuous and ordered network of surface waters at a scale of 1:20,000 (MDDELCC 2012a). The

second layer consisted of a digital elevation model (DEM) with a resolution of 10 metres derived from the Quebec topographic database (Ministry of Natural Resources - MERN 1999). Both layers were added to the software and the “watershed” tool was used to map catchment boundaries. The watershed tool determines the contributing area for the surface water network located upstream from the sampling station. It is based on the flow direction which corresponds to the direction from each raster cell to its steepest downslope neighbor. These two layers represent a large portion of the territory of the Province of Quebec. However, the DEM does not cover northern Quebec, Ontario or the United States. Sampling stations where catchments overlapped some regions not covered were not selected for this research. A total of 115 sampling stations and their corresponding catchments were considered.

**Table 3.1.** Yearly and overall comparison of DOC concentrations and other physicochemical parameters for the rivers under study.

	Overall			2006			2007			2008			2009		
	Min.	Max.	Av.	Min.	Max.	Av.	Min.	Max.	Av.	Min.	Max.	Av.	Min.	Max.	Av.
DOC (µg/L)	0.1	45.0	7.2	0.4	35.0	7.2	0.1	29.0	6.6	0.8	33.0	7.3	0.7	45.0	7.5
Conductivity (µS/cm)	10	2100	195	10	1050	178	12	2100	202	10	970	194	12	1100	207
pH	3.8	9.2	7.3	3.8	9.1	7.2	4.5	9.2	7.4	4.1	9.1	7.3	4.6	8.9	7.3
Temperature (°C)	0.0	29.0	9.3	0.0	27.0	9.3	0.0	29.0	9.4	0.0	28.5	9.5	0.0	28.0	9.2
Turbidity (NTU)	0.1	1600	17.4	0.2	830	15.9	0.3	1600	16.1	0.3	530	21.4	0.1	370	16.0

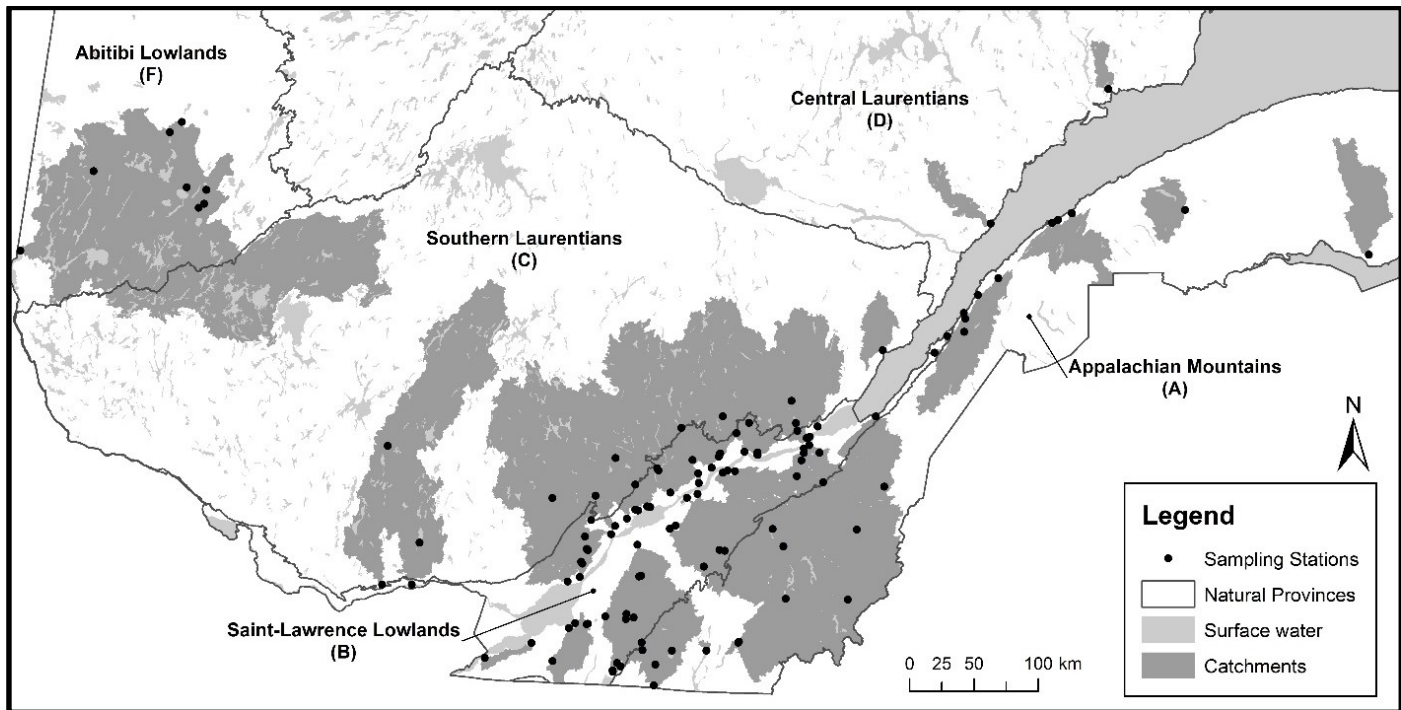
\* min.: minimum; max.: maximum; av.: average

### 3.2.3 Region overview

Catchments from the 115 sampling stations included in this study are located primarily in southern Quebec (between 45° and 50° North and between 65° and 80° West). The region studied has mean annual temperatures that vary between -2.4 and 5.8°C for the most part, and mean annual precipitation varying between 730 and 1500 mm (Li and Ducruc 1999). There are 13 natural provinces in the Province of Quebec, five of which are analyzed here. These include the Appalachian (A), the St. Lawrence Lowlands (B), the Southern Laurentian (C), the Central Laurentian (D) and the Abitibi Lowlands (F); all are described briefly in Table 3.2 based on an article by Li and Ducruc (1999). Figure 3.1 presents the location of the sampling stations, their catchments and the natural provinces included in this study.

**Table 3.2.** General description of the various ecological zones (natural provinces) based on Li and Ducruc (1999). The codes associated to each natural province are shown in parenthesis.

	<b>Appalachian (A)</b>	<b>St-Lawrence Lowlands (B)</b>	<b>Southern Laurentian (C)</b>	<b>Central Laurentian (D)</b>	<b>Abitibi Lowlands (F)</b>
<b>Relief</b>	Old mountain chain	Plain	Canadian Shield	Canadian Shield	Plain
<b>Geology</b>	Sedimentary, volcanic	Sedimentary	Gneiss	Gneiss, anorthosite, granit	Volcanic, sedimentary, paragneiss
<b>Surface deposition (dep.)</b>	Glacial deposit	Sea and glacial deposition, peatlands	Glacial deposition, sand, peatlands	Bedrock, sand, fluvio-glacial deposition	Loam, clay, glacial deposition, bedrock, wetlands
<b>Altitude (m)</b>	0-1200	0-100	≈500 - 1200	≈500 - 1200	0-350
<b>Temperature (°C)</b>	1.1 – 4.6	4.2 – 5.8	-0.2 – 4.2	-4.2 – 1.8	-2.4 – 1.1
<b>Precipitation (mm)</b>	1026 - 1155	989 - 998	974 - 1424	932 - 1016	727 - 930
<b>Vegetation</b>	Mixed	Mixed	Mixed	Coniferous	Coniferous, mixed



**Figure 3.1.** Map of southern Quebec with the location of sampling stations, their catchments and natural provinces included in the analysis.



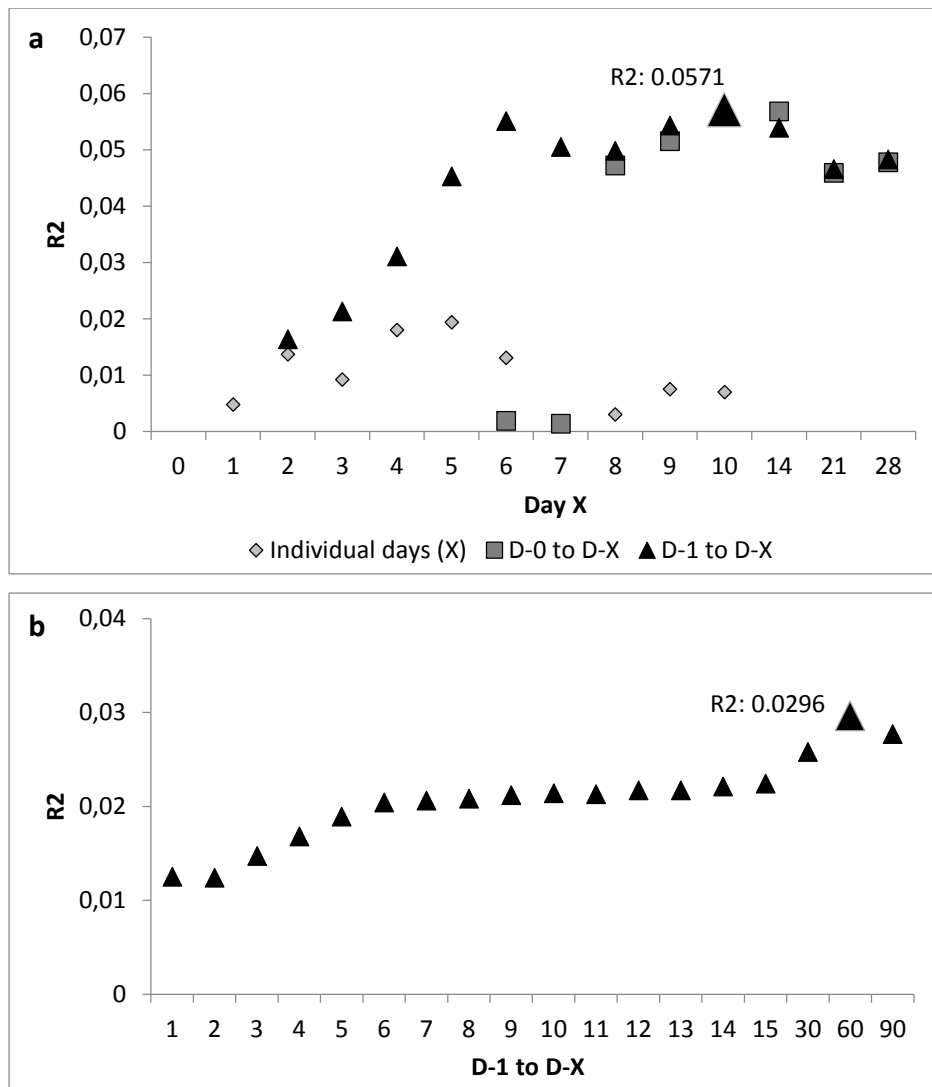
### 3.2.4 Independent variables

#### 3.2.4.1 *Temperature and precipitation*

Weather information was selected from the Quebec climatic surveillance program (Service Info-climat – MDDELCC 2010b). For each sampling station, all weather stations located within a radius of 25 km to 50 km from their catchment were selected. Daily values of total rain precipitation (mm) and maximum air temperature (°C) were used to calculate two climate values for each catchment representing, for each day from December 2005 to December 2009, a mean value from all the weather stations associated. Only rain precipitation was selected, since snow precipitation does not have an immediate impact on DOC concentrations. Values for climate variables (total precipitation and mean temperature) from various time scenarios (from one day to 90 days prior to water sampling) were compared in order to select the most representative precipitation and temperature variables estimating DOC concentrations. Various precipitation time scenarios were investigated because the effect of precipitation events could take a few days before it is observed at the sampling point. Also, air temperature time scenarios were studied since air temperature acts as an indicator of water temperature which fluctuates less than air temperature. Considering an air temperature mean value over many days can be more representative of the water temperature. Simple regression analysis was used to identify time scenarios that best estimated the relation between DOC concentrations and climate variables (Stata 10.0 – StataCorp 2007). Significant time scenario variables for precipitation and temperature ( $p$ -value  $< 0.05$ ) associated with the model that had the best  $R^2$  were selected for the models. Results from these regression analyses are shown in Figures 3.2a and 3.2b. The precipitation variable selected (Figure 3.2a) was total precipitation from the day preceding water sampling (D-1) to the tenth day preceding water sampling (D-10 –  $R^2$ : 0.0571). For temperature (Figure 3.2b), the variable selected represents the mean value of maximum daily temperature from the day preceding water sampling (D-1) to the 60<sup>th</sup> day preceding water sampling (D-60 –  $R^2$ : 0.0296).

#### 3.2.4.2 *Water type*

Although *Réseau-rivières* focuses on river monitoring, a few sampling stations were located at the mouth of a lake. Since DOC concentrations may be affected differently by geophysical characteristics and climate in lakes and rivers, a binary variable was created to distinguish lakes and rivers in the model. The value of 0 (109 sampling stations) was assigned to sampling stations located in rivers and the value of 1 (6 sampling stations) to sampling stations located at the mouth of a lake.



**Figure 3.2.** Results ( $R^2$ ) from simple regression analysis between the dependant variables (logDOC – see Section 3.2.7.1 for a description of the dependent variable transformation) and different precipitation (a) and temperature (b) scenarios. Three types of scenarios were analyzed for precipitation: total precipitation from individual days, total precipitation from the sampling day to X days prior to water samplings, and total precipitation from the day before water sampling to X days prior to water sampling. Temperature scenarios considered are mean maximum temperature values for the day before water sampling (D-1) to X days prior to water sampling. In both cases, the time scenario with the highest  $R^2$  (D-1 to D-10 for precipitation and D-1 to D-60 for temperature) was used as a variable in the models.

### 3.2.4.3 Wetland and forest (deciduous, coniferous and mixed) coverage

Information regarding wetland and forest coverage within each catchment was acquired through a land cover mapping database managed by the Centre for Topographic Information of Natural

Resources Canada (Geobase circa 2000). Landcover is classified through Landsat 5 and 7 orthophotos (satellite imagery) captured between 1996 and 2005. The file created offers a spatial resolution of 1:50,000. Wetlands are defined as “land with a water table near/at/above soil surface for enough time to promote wetland or aquatic processes (semi-permanent or permanent wetland vegetation, including fens, bogs, swamps, sloughs, marshes, etc.)” (Geobase 2009: 4). Forests are described as “predominantly forested or treed areas” (Geobase 2009: 5). Forests were separated in three categories: coniferous, deciduous and mixed forests. In order to calculate the percentage of these variables within the catchments, the area (km<sup>2</sup>) of wetlands and forests was calculated using ArcMap (ESRI 2011) and compared to the total area of the corresponding catchment.

#### **3.2.4.4 *Slope***

The slope (°) was calculated in ArcMap (ESRI 2011) using the DEM described in section 3.2.2 (MERN 1999). Then, catchment shapefiles (from which surface water was removed) were used to extract a new raster representing slope information for each catchment. When creating a new raster, ArcMap (ESRI 2011) automatically calculates various descriptive statistics based on each cell within the raster. Mean slope values for each catchment were collected using these statistics.

#### **3.2.4.5 *Natural Provinces***

Natural provinces are the largest ecological division level in the Quebec Ecological Framework of Reference (MDDELCC 2010b). The Framework divides the territory into spatial units based on ecological characteristics such as climate, geology, relief, soils and water. The percentage of coverage of each natural province was calculated for each catchment using the same methodology described previously for wetlands and forests.

#### **3.2.4.6 *Year of water sampling***

A categorical variable was created representing the calendar year during which the sample was taken. Four years are represented from 2006 to 2009.

### 3.2.5 Hierarchical Structure of independent variables

Variables used in this study clearly present two levels of data: variables characterizing sampling stations or their catchment (level-2 or station-level variables) and variables characterizing DOC samples (level-1 or sample-level variables). Station-level variables include water type (lake or river), percentage of wetlands and forests (coniferous, deciduous and mixed), slope, and natural provinces. Each sampling station had about one water sample taken each month for a total of 4,563 DOC concentration results over the four years. Sample-level variables include temperature, precipitation and year of water sampling. Data with this type of hierarchical structure are referred to as multilevel structured data. Descriptive statistics of continuous dependent and independent variables and their level are presented in Table 3.3 and more precise information regarding the variables for each sampling stations can be found in Appendix B.

**Table 3.3.** Descriptive statistics of continuous variables used in models. Values were calculated with Stata 10 (StataCorp 2007). Level-1 variables are describing samples and level-2 variables describe sampling stations or their catchment.

Variable	Unit	Level	Minimum	Maximum	Mean	S.D.*	# obs.*
DOC	mg/L	1	0.1	45.0	7.2	4.4	4563
Precipitation	mm	1	0.0	151.1	26.8	22.3	4563
Mean temperature	°C	1	-14.3	28.9	11.0	11.0	4563
Slope	degree (°)	2	0.3	11.8	4.9	3.3	115
Coniferous forest	%	2	0.0	49.9	7.0	9.7	115
Deciduous forest	%	2	0.3	49.8	17.0	10.1	115
Mixed forest	%	2	0.2	69.1	34.4	16.9	115
Wetland	%	2	0.0	12.9	1.2	2.4	115
Appalachian NP*	%	2	0.0	100.0	31.3	42.6	115
St. Lawrence Lowlands NP*	%	2	0.0	100.0	27.7	36.7	115
Central Laurentian NP*	%	2	0.0	100.0	1.7	43.1	115
Southern Laurentian NP*	%	2	0.0	100.0	32.5	12.8	115
Abitibi Lowlands NP*	%	2	0.0	100.0	6.9	24.9	115

\* S.D.: Standard deviation; # obs.: Number of observations; NP: Natural province

### 3.2.6 Statistical analysis

Multilevel statistical analysis is the most appropriate technique to model multilevel structured data (Rasbash *et al.* 2009). Multilevel analysis considers variations between samples while controlling for

correlation within sampling stations. It also identifies outsiders by analyzing the residuals at both levels. The estimation procedure used in this multilevel analysis is the iterative generalized least squares (IGLS) which provides maximum likelihood estimates when the measurements have a multivariate Normal distribution (Rasbash *et al.* 2009).

### **3.2.7 Model development**

#### **3.2.7.1 *Dependant variable transformation***

A skewness and kurtosis test (Stata 10 – StataCorp 2007) applied to the dependant variable (DOC concentrations) demonstrated that it did not follow a Normal distribution. The transformation representing the best Normal distribution of the dependant variable was the natural log transformation, even though the skewness and kurtosis test showed that the distribution was statistically different from the Normal distribution. Therefore, the dependant variable used in the models is the natural log of DOC (logDOC).

#### **3.2.7.2 *Model building***

Five models are presented in this article. They were created using MLwiN 2.24 (Rasbash *et al.* 2009), software developed specifically for multilevel analysis by the Centre for Multilevel Analysis at Bristol University. The first model is a null model (M-0). It includes no independent variables and is presented for comparison purposes. Models M-1a and M-1b were developed to evaluate the influence of selected geophysical characteristics and climate variables on DOC concentrations in surface waters (Objective 1). They include temperature, precipitation, water type, wetlands, slope, and conifer, deciduous and mixed forests. M-1b is a corrected version of M-1a, as will be explained in section 3.3.3. Model M-2 considers natural provinces rather than wetlands, slope and forests in order to compare the influence of catchment-related characteristics (M-1b) and natural provinces (M-2) on DOC concentrations in surface waters (Objective 2). Model M-3 includes all variables except the catchment-related variables and natural provinces. It was created to compare the influence of catchment-related variables and natural provinces on the estimation of DOC concentrations. The last model (M-4) was developed to acquire the best possible estimation of DOC concentration in drinking water sources between the years of 2006 and 2009 (Objective 3). In addition to variables included in M-1b, a categorical variable representing the year of water sampling was added to the model. Results (-2\*loglikelihood) represent the deviance of the model.

## 3.3 Results and discussion

### 3.3.1 DOC portrait

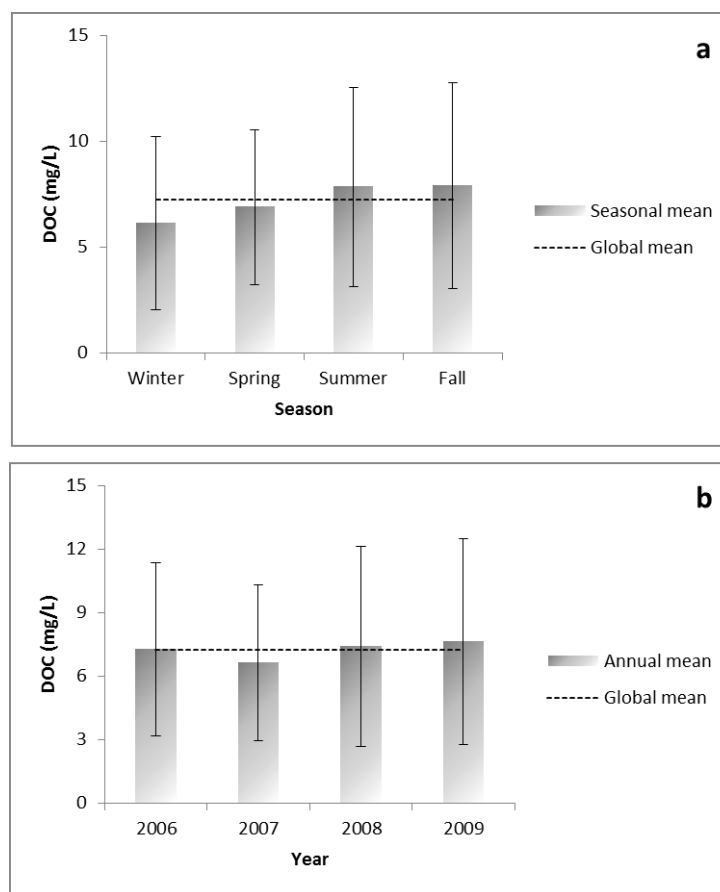
#### 3.3.1.1 *Seasonal and yearly variation of DOC concentrations*

Figures 3.3a and 3.3b were created in order to show a portrait of the temporal variability of DOC concentrations. They present seasonal and annual mean concentrations of DOC for all sampling stations, respectively. As presented in Figure 3.3, the number of samples for each season is similar. The largest difference is between winter and summer (approximately 200), probably due to winter conditions such as ice cover. The seasons present lower winter DOC concentrations and higher summer and fall DOC concentrations. An ANOVA (Analysis of variance) Scheffé test (Stata 10.0 – StataCorp 2007) demonstrates that DOC concentrations are significantly different between all seasons ( $p$ -value  $< 0.01$ ) except for summer and fall ( $p$ -value = 0.998). These results are expected because rivers and lakes are often covered with ice during the winter, thereby reducing DOC export from soils to water. Summer, on the other hand, is characterized by high temperatures and extreme precipitation events, while fall is characterized by leaf fall; all are known to increase DOC concentrations. The same test demonstrated that all the years show statically similar means ( $p$ -value: 0.251 to 0.884) except for 2007 which is significantly lower than the other years ( $p$ -value  $< 0.05$ ). However, no general climatic condition seems to explain lower DOC concentrations for 2007. Annual temperatures and precipitation were generally normal between 2006 and 2009 except for 2006 for which higher-than-normal temperatures were recorded and 2008 that showed normal or slightly higher-than-normal temperatures and precipitation (Climat-Québec 2013).

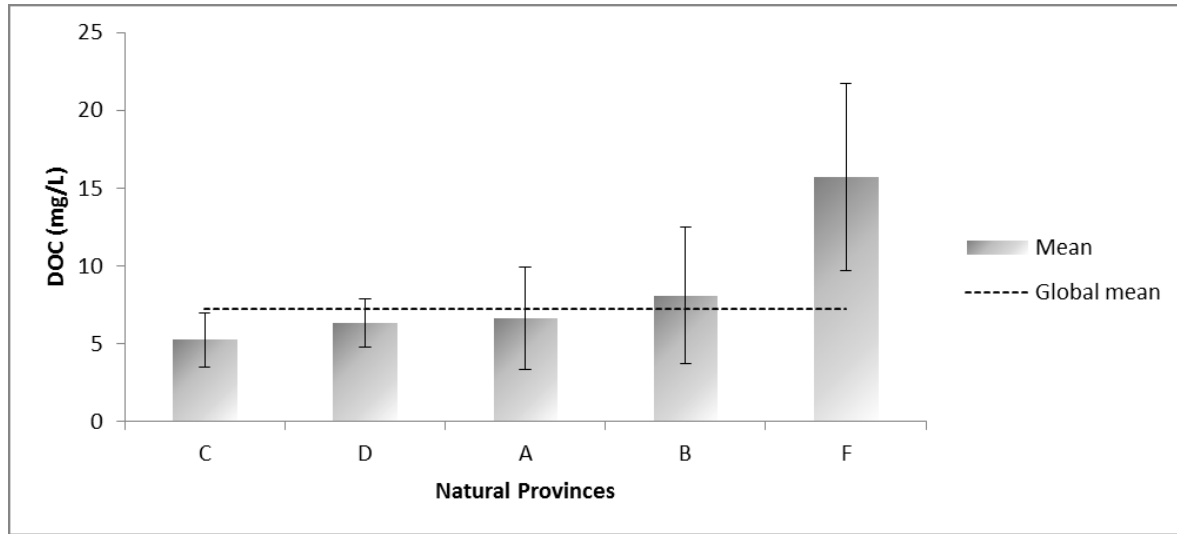
#### 3.3.1.2 *DOC variation between natural provinces*

Figure 3.4 shows mean concentrations of DOC between various natural provinces in order to present a portrait of the spatial variability of DOC concentrations. Each sample from a sampling station was associated with the natural province having the greatest coverage by the catchment. If the coverage varied between 40% and 60%, the natural province attributed was the one where the sampling station was located. An ANOVA Scheffé test (Stata 10.0 – StataCorp 2007) showed that DOC concentrations in the St. Lawrence Lowlands are significantly higher than for the Appalachians, the Southern Laurentian and the Central Laurentian ( $p$ -value  $< 0.01$ ) and DOC concentrations in the Abitibi Lowlands are significantly higher than in all other natural provinces ( $p$ -value  $< 0.001$ ). There is no significant difference in DOC concentrations between the Appalachians and the Central Laurentian

( $p$ -value = 0.965) and between the Central Laurentian and the Southern Laurentian ( $p$ -value = 0.149). However, DOC concentrations are significantly higher in the Appalachians when compared to the Southern Laurentian ( $p$ -value < 0.001). Both natural provinces with the highest DOC concentrations are characterized as lowlands having mild slopes. They also have the lowest mean annual precipitation, which supports Keller *et al.* (2008) in their findings regarding higher DOC concentrations in regions with lower long-term precipitation. The Abitibi Lowlands are also represented by higher wetland coverage than the other natural provinces. The Southern Laurentian and the Central Laurentian which have the lowest DOC concentrations, are both located in the Canadian Shield represented mostly by mineral deposits, except for small areas of peatland in the Southern Laurentian (Table 3.2).



**Figure 3.3.** Comparison of mean seasonal (a) and yearly (b) DOC concentrations measured from all sampling events in all stations included in the analysis. Error bars represent the standard deviation of DOC concentration for each period (season and year). The global mean (7.24 mg/L) represents the mean value of DOC concentrations for all sampling events from 2006 to 2009. A total of 4563 samples were used in this figure. The total for each season and year are as follow: (a) winter: 1013, spring: 1142, summer: 1235, and fall: 1173; and (b) 2006: 1084, 2007: 1115, 2008: 1195, and 2009: 1195.



**Figure 3.4.** Comparison of mean DOC concentrations between natural provinces (NP) measured from all sampling events in all stations included in the analysis. Error bars represent the standard deviation of DOC concentrations for each NP. The global mean (7.24 mg/L) represents the mean value of DOC concentrations for all sampling events from 2006 to 2009. NP A = Appalachians; NP B = St. Lawrence Lowlands; NP C = Southern Laurentian; NP D = Central Laurentian; NP F = Abitibi Lowlands.

### 3.3.2 Null model

Model M-0 (null model) shown in Table 3.4 has no independent variables and is presented for comparison purposes only. The station-level variance (0.17) is twice as high as the sample-level variance (0.08), demonstrating that the variance of DOC concentrations is greater between stations than between samples within stations. Indeed, the variance partition coefficient (VPC), obtained considering Equation 1:

$$\text{level } Y \text{ VPC} = \frac{\text{level } Y \text{ var.}}{(\text{level } Y \text{ var.} + \text{level } X \text{ var.})} \quad (1)$$

where Y is the level considered (1 or 2) and X is the other level (2 or 1, respectively), shows that 68% of the DOC variance is attributed to differences between stations. This means that water quality does not fluctuate much temporally (within sampling stations) as opposed to spatially (between sampling stations). And therefore, spatial variables (catchment geophysical characteristics) have more influence on the fluctuation of DOC concentrations than temporal variables (climate). The deviance of the model (M-0) is 1995.6. Models with a significantly smaller deviance than M-0 (using a Chi-square test) are considered as having a better fit than this model.



**Table 3.4 (part 1).** Result of multilevel regression models to estimate logDOC. Level-2 variance and level-1 variance present the error term for the respective level of analysis. Level-2 variance consists in the estimated variance of the logDOC means for the different sampling stations. Level-1 variance explains the variation of logDOC values between the samples within stations. -2\*loglikelihood is the deviance of the model, smaller values demonstrate better model fit.

Variable	Lev.	Unit	M-0			M-1a			M-1b			
			Coef.	S.E.	p-val.	Coef.	S.E.	p-val.	Coef.	S.E.	p-val.	
Temperature	1	°C	-	-	-	-0.0039	0.0004	0.000	0.0039	0.0004	0.000	0.30
Precipitation	1	mm	-	-	-	0.0052	0.0002	0.000	0.0052	0.0002	0.000	0.52
Water type	2											
Lake		Bin.	-	-	-	0.0909	0.1071	0.396	0.0896	0.0928	0.334	9.38
River*		Bin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wetlands	2	%	-	-	-	0.0769	0.0130	0.000	0.0660	0.0114	0.000	6.83
Forest type	2											
Coniferous		%	-	-	-	0.0045	0.0037	0.224	0.0105	0.0033	0.002	1.05
Deciduous		%	-	-	-	0.0014	0.0033	0.670	0.0013	0.0028	0.641	0.13
Mixed		%	-	-	-	0.0100	0.0017	0.000	0.0083	0.0015	0.000	0.83
Slope	2	°	-	-	-	-0.0900	0.0134	0.000	-0.0869	0.0116	0.000	-8.32
Natural provinces	2											
Appalachian		%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St-Lawrence Lowlands		%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S. Laurentian		%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. Laurentian		%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abitibi Lowlands*		%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Year	1											
2006		Bin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2007*		Bin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2008		Bin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2009		Bin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bonaventure station	2	Bin.	-	-	-	-	-	-	-1.4694	0.2374	0.000	-76.99
constant			1.8343	0.0387	0.000	1.6031	0.0653	0.000	1.6267	0.0569	0.000	
								VPC				VPC
Level-2 variance			0.1701	0.0227	67.7%	0.0570	0.0078	48.2%	0.0424	0.0058	41.0%	
Level-1 variance			0.0812	0.0017	32.3%	0.0612	0.0013	51.8%	0.0611	0.0013	59.0%	
-2*log likelihood					1995.575			605.911				572.773

\* Reference category

**Table 3.4 (part 2).** Result of multilevel regression models to estimate logDOC. Level-2 variance and level-1 variance present the error term for the respective level of analysis. Level-2 variance consists in the estimated variance of the logDOC means for the different sampling stations. Level-1 variance explains the variation of logDOC values between the samples within stations. -2\*log likelihood is the deviance of the model, smaller values demonstrate better model fit.

Variable	M-2				M-3				M-4			
	Coef.	S.E.	p-val.	%Δ	Coef.	S.E.	p-val.	%Δ	Coef.	S.E.	p-val.	%Δ
Temperature	0.0039	0.0004	0.000	0.39	0.0039	0.0004	0.000	0.39	0.0043	0.0004	0.000	0.43
Precipitation	0.0052	0.0002	0.000	0.52	0.0052	0.0002	0.000	0.52	0.0049	0.0002	0.000	0.49
Water type												
Lake	-0.0339	0.1168	0.772	-3.33	-0.2453	0.1618	0.129	-21.75	0.0900	0.0932	0.334	9.41
River*												
Wetlands	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0661	0.0114	0.000	6.84
Forest type												
Coniferous	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0104	0.0033	0.000	1.05
Deciduous	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0013	0.0029	0.646	0.13
Mixed	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0084	0.0015	0.000	0.84
Slope	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.0867	0.0117	0.000	-8.31
Natural provinces												
Appalachian	-0.0100	0.0011	0.000	-1.00	-	-	-	-	-	-	-	-
St-Lawrence Lowlands	-0.0077	0.0011	0.000	-0.77	-	-	-	-	-	-	-	-
S. Laurentian	-0.0120	0.0011	0.000	-1.19	-	-	-	-	-	-	-	-
C. Laurentian	-0.0101	0.0022	0.000	-1.01	-	-	-	-	-	-	-	-
Abitibi Lowlands*												
Year												
2006	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0574	0.0108	0.000	5.91
2007*												
2008	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0518	0.0104	0.000	5.31
2009	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0919	0.0105	0.000	9.63
Bonaventure station	-1.6591	0.2766	0.000	-80.97	-1.7460	0.3883	0.000	-82.55	-1.4700	0.2383	0.000	-77.01
constant	2.5961	0.1003	0.000		1.6781	0.0375	0.000		1.5743	0.0575	0.000	
Level-2 variance	0.0718	0.0097	54.0%		0.1474	0.0197	70.7%		0.0428	0.0059	41.6%	
Level-1 variance	0.0612	0.0013	46.0%		0.0612	0.0013	29.3%		0.0601	0.0013	58.4%	
-2*log likelihood				631.726				713.020				495.947

\* Reference Category

### 3.3.3 Influence of variables on DOC (objective 1)

Model M-1a (Table 3.4) was developed using all catchment geophysical characteristics and climate variables in order to evaluate the influence of each variable on DOC concentrations in surface water. Results show a significant improvement in the estimation of DOC concentrations using these variables; however, the model's second-level residuals highlights one sampling station (Bonaventure) whose low DOC concentration levels can barely be explained by the model. Sample-level residuals were also verified to check whether extreme residuals from this station might explain the extreme residual at station-level. One sample had an extreme residual value; however its removal would not explain the extreme residual from the Bonaventure station. The Bonaventure station is located in the Gaspésie region, a peninsula in eastern Quebec in the Appalachian area. Fifty percent (50%) of this catchment is covered by coniferous forests and 30%, by mixed forest, technically increasing DOC concentrations. But it also has one of the steepest slopes (11°) and a low percentage of wetlands (<0.001%) that should decrease DOC concentrations. The river analyzed by this station has some of the best quality water of all rivers sampled by *Réseau-rivières* based on the bacteriological and physicochemical quality index (MDDELCC 2002).

Extreme residuals can have a major impact on the model's coefficients. Therefore, a correction was made to the model by creating a dummy variable for this station. This new model (M-1b) is also presented in Table 3.4. This correction decreased the deviance of models M-1a and M-1b from 605.82 to 572.63, respectively, demonstrating a significant improvement in the general fit of M-1b (Chi square test; p-value <0.001). Moreover, the variance between the different sampling stations was reduced from 0.057 (M-1a) to 0.042 (M-1b), decreasing the station-level VPC from 48% to 41%. This supports the idea that DOC concentrations at the Bonaventure sampling station cannot be explained by the model due to the geophysical characteristics rather than extreme sample values within the sampling station. This correction changed the significance of one variable, the conifer percentage (p-value of 0.216 for M-1a to 0.001 for M-1b). Therefore, explanations for this extreme residual could be due to this specific variable. For example, coniferous forests could have less impact on DOC concentrations when a catchment has steeper slopes and/or lower wetland coverage. It is also possible that other specific variables that cannot be explored at this scale influence DOC concentrations.

Five variables from M-1b (temperature, precipitation, wetlands, coniferous forest and mixed forest) have a significant positive influence on DOC concentrations (p-value < 0.01) and one variable (slope)

has a significant negative influence on DOC concentrations (p-value < 0.001). The variables explain a good portion of DOC variability at both levels, reducing the variance between samples within sampling stations from 0.081 (M-0) to 0.061 (M-1b) and between sampling stations from 0.170 (M-0) to 0.042 (M-1b) which supports the idea that geophysical characteristics (station-level variables) better explain the variability of DOC concentrations than climate (sample-level variables) since most of the variability reduction is at the station-level. Also, natural provinces with higher DOC concentrations have lower slopes and are characterised as having wetlands (and peatlands) while they do present lower precipitation values and, in the case of Abitibi lowlands, low temperatures.

Since the dependant variable was transformed with a natural log, its coefficients are interpreted as follows: an increase of one unit from the variable results in an increase of  $X\%$  of the DOC concentration. The equation used to calculate percent change in DOC (presented as “% $\Delta$ ” in Table 3.4) is shown in Equation 2,

$$\Delta DOC\%_{xi} = (Exp(|\beta_i|) - 1) * 100 \quad (2)$$

where  $\beta_i$  is the coefficient and  $\Delta DOC\%$  is the percent change. For example, a 0.52% change in the precipitation variable would mean that an increase of 10 mm of rain ten days prior to sampling would increase DOC concentrations estimates by 5.2%. Also, a sample taken in a river with a catchment that has a mean slope of 5° instead of 6° would see its DOC concentration estimates increase by 8.36%. As for the extreme sampling station referred to previously, a sample taken at this station rather than any other station would decrease DOC concentration estimates by 77%.

Two variables turned out to be non-significant: water type and deciduous forest. The water type variable was included in the models despite the fact that there were only six sampling stations of the 115 that were located in a lake. The reason is that it is possible that independent variables may have a different impact on DOC concentrations if the sample is taken in a lake or a river. Residuals from lake-based sampling stations follows the same distribution as river-based sampling station residuals. Therefore, although the variable is not significant, it is not possible to confirm that the model is not representative of lake water samples. Dalva and Moore (1991) demonstrated that deciduous forests have less DOC content than coniferous or mixed forests which might explain why the variable is not significant.

Out of the eight variables studied in the model, six registered as significant. Station-level variables (representing the catchment geophysical characteristics) better explain the variability of DOC concentrations when compared to sample-level variables (temperature and precipitation).

### **3.3.4 Influence of natural provinces (objective 2)**

Since some variables of catchment geophysical characteristics (wetlands, slope and forests) are used to map natural provinces where catchments are located, it was hypothesized that natural provinces could be a good indicator of DOC concentrations in surface waters. Natural provinces were used to develop a model (M-2) based on ecological regions rather than catchment geophysical characteristics. They could not be included in model M-1a and M-1b because they are highly correlated with other variables of catchment geophysical characteristics (ANOVA Sheffer test, Stata 10.0). The sum of all the natural provinces' percentage included in each catchment equaled 100%; therefore the variable had to be considered as a categorical dummy variable. The percentage of the Abitibi Lowlands was used as the reference category. In this case also, the Bonaventure station had an extreme residual. For that reason, the station's dummy variable was kept in M-2. All other variables from model M-1b were included in M-2. Results (Table 3.4) show that all natural provinces have a significant impact on DOC concentrations when compared to the reference category (Abitibi Lowlands). This is expected since the natural province of the Abitibi Lowlands has a significantly higher concentrations of DOC in surface waters (Figure 3.4).

Since it is not possible to compare models M-1b and M-2 directly, a model (M-3) was created to compare the impact of the catchment's natural provinces and geophysical characteristics on DOC concentrations. M-3 includes all variables except catchment geophysical characteristics and natural province variables. M-3 shows a deviance of 713.02 and a station-level variance of 0.15. The inclusion of catchment-related variables (M-1b) offers a greater reduction of the deviance (572.77) than the inclusion of natural provinces (deviance of 631.73). Also, results show that M-1b better explains the station-level variance than M-2 (variance of 0.04 and 0.07, respectively). Therefore, we can conclude that the variables of catchment geophysical characteristics most certainly provide a better estimation of DOC concentrations and a better explanation of their variability than the natural provinces. However, since both models (M-1b and M-2) have a significant deviance better than M-3 (chi-square test:  $p$ -value < 0.001; MLwiN 2.24), M-2 can still be considered as a suitable option if catchment-related characteristics are not available.

### **3.3.5 Estimation of DOC concentrations (objective 3)**

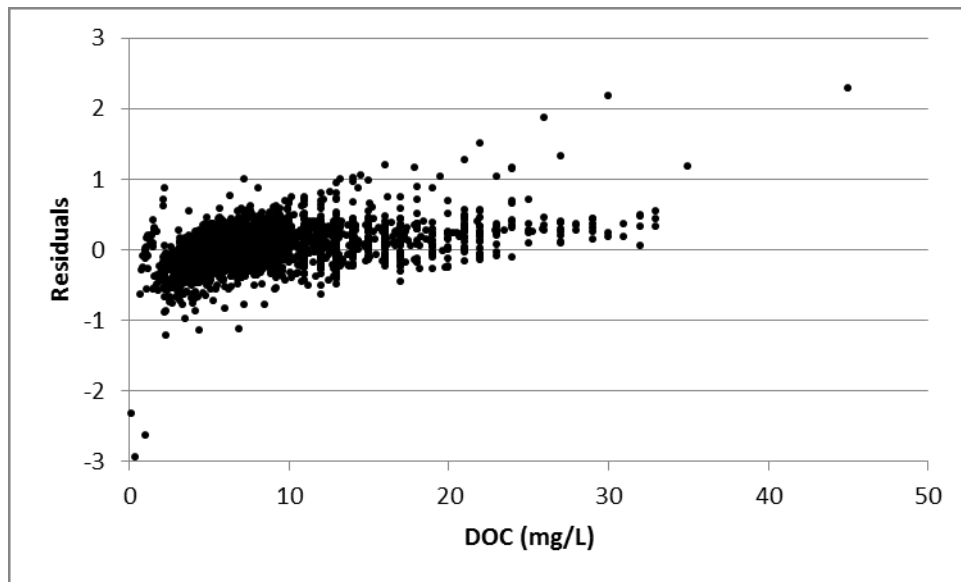
Model M-4 is an adaptation of M-1b using all the same variables as M-1b plus the year of water sampling (Table 3.4). It was developed to determine the best possible estimation of DOC concentrations. While M-1b and M-2 are more generalized models for research under similar ecological conditions, M-4 can only be used for estimating DOC concentrations during the same year. For each variable, its coefficient's significance and relation sign do not change from M-1b to M-4 and the variance at both levels is quite similar. However, M-4 does have a lower deviance than M-1b (deviance of 495.79 and 572.63, respectively). A Chi-square test comparing deviance between M-1b and M-4 shows a significant better fit for M-4 (p-value <0.001).

Figure 3.5 presents a scatter plot of DOC concentrations (X) and residuals (Y). There is a small rising trend demonstrating that lower DOC concentrations (approximately below 5 mg/L) are overestimated and higher DOC concentrations (approximately over 10mg/L) are underestimated. This could be an indication that some variables might have been omitted in the model. The generalization of complex relations between the variables could explain why some variables may have been omitted. Also, some variables cited in the literature were not included in the model due to lack of availability (i.e., peat cover, floods, storm events or runoff) or high correlation (i.e., seasons). The inclusion of these variables might have improved estimations of DOC concentrations. It could also be that there is non-linearity between dependent and independent variables. It was assumed that the model was linear but the dependent variable (logDOC) was not completely normal and the link with the independent variables not completely linear. However, a density graph of station-level residuals (Figure 3.6) shows a Normal distribution trend. This demonstrates that most residuals are close to 0, an indication of the validity of the model.

## **3.4 Summary and conclusions**

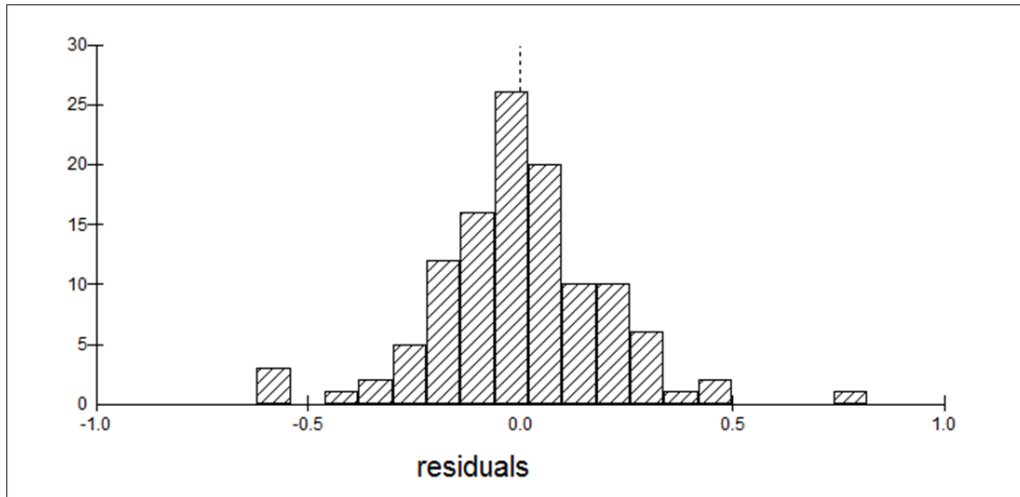
Geophysical catchment characteristics (slope, percentage of wetland, and conifer, deciduous and mixed forest), natural provinces, water type (lake or river) and climate (temperature and precipitation) were investigated in order to estimate their impact on DOC concentrations in surface waters of the Province of Quebec. Three major objectives were accomplished in this article. The first objective consisted of estimating the impact of geophysical catchment characteristics, water type and climate

on DOC concentrations. All variables significantly and positively influenced DOC concentrations except for slope, which had a significant negative influence, and deciduous forest and water type, which were not significant. These results reflect findings from the literature for the significant variables. Deciduous forests are often related to lower levels of DOC concentrations, which might explain its non-significance. The non-significance of water type is most probably associated to the low number of lakes included in the analysis. Also, DOC concentrations in all sampling stations were correctly estimated except for one station that had extreme residuals. This was corrected by absorbing this station in a dummy variable, which improved model fit significantly.



**Figure 3.5.** Scatter plot of DOC concentrations (X) and associated level-1 residuals (Y) from model M-3. A residual value of 0 means that DOC concentrations are estimated correctly by the model; a negative residual value means that DOC concentrations are overestimated by the model; and a positive residual value means that DOC concentrations are underestimated by the model.

The second objective was achieved by comparing the impact of natural provinces and the impact of catchment geophysical characteristics variables on DOC concentrations. Although the results were not as effective as in the model with variables of catchment geophysical characteristics, the natural provinces variable is still a suitable alternative if variables for catchment geophysical characteristics are not available. Other authors such as Ågren *et al.* (2010) and Aikenhead and McDowell (2000) found differences in DOC concentrations and fluxes between ecological zones. However, catchment geophysical characteristics do allow the most precise estimation of DOC concentrations since they can vary between catchments located within natural provinces.



**Figure 3.6.** Density graph presenting the distribution of level-2 residuals from model M-3.

The third objective involved the development of a model with the best possible fit for the same region and during the same period. The year of water sampling was added as a variable to the model developed during the first objective, which significantly improved model fit. A scatter plot between residuals from the last model and DOC concentration values showed a small rising trend, demonstrating that lower DOC concentrations are overestimated and higher DOC concentrations are underestimated.

Some improvements could be considered in future research. First, the models presented in this research failed to properly estimate DOC concentrations for one sampling station with a high coniferous forest percentage, steep slope and low wetland percentage. One explanation might be the interaction effects between these variables. Future research could consider these interaction effects in a more complex model. Similarly, some studies have found that wetland and non-wetland catchments react differently to climatic conditions (Mulholland 2003). Therefore, developing two models for catchments with and without wetlands might improve the estimation. However, in this case, only one catchment had no wetland, limiting possibilities regarding this option. Moreover, lakes and rivers were considered in the same models since there was not enough lakes to model the impact of catchment characteristics and climate on DOC concentrations in lakes. Having two separate models for lakes and rivers would allow other variables to be included in the model such as the discharge or lake area / catchment area ratio. Finally, lower and higher DOC concentrations were over- and underestimated. This could be due to non-linearity in the model. More detailed analysis of the relation



between dependent and independent variables and modification of the variables (for example, by creating categories) could likewise help estimate lower and higher DOC concentrations.

Earlier research efforts to model DOC concentrations focused on specific regions with small variations in geophysical characteristics and climate. The research presented herein covered five different natural provinces in the Province of Quebec. While such a large study cannot focus on specific characteristics such as soil composition or wetland type, it can estimate the impact of varying geophysical characteristics and climate on DOC concentrations in surface water. The hierarchical approach used in multilevel modelling considered sample context while controlling for the correlation within a station. This served to identify outliers and analyze residuals and variance at both levels. To our knowledge, this is the first time this type of statistical approach has been used to estimate DOC concentrations in surface waters and we believe that it was one of the most appropriate techniques to attain all objectives involving hierarchical structured data. However, future research might also consider other techniques such as artificial neural network-based (ANN) models, fuzzy-based models or non-linear regression models.

The models presented in the first and second objectives of this article provided a good evaluation of the impact of various variables on DOC concentrations in surface waters within a territory with varying ecological conditions. The models could be used to identify catchments or sub-catchments throughout the Province of Quebec less likely to have high DOC concentrations in surface waters. The model from the first objective could also be used to estimate the variability of DOC concentrations in a particular catchment under certain climatic conditions. Future research might apply the models to geographically similar regions, or build on the models and consider different models for catchments with or without wetlands, and lakes and rivers. The model presented in the third objective offers a good estimation of DOC concentrations in surface waters across the Province of Quebec. It will be used in future research to estimate DOC concentrations in surface drinking water sources in the Province of Quebec. Estimated DOC concentrations with treatment and water quality characteristics will serve to evaluate the propensity for the generation of DBPs in drinking water. Similarly, models can also be used to in the future to estimate the impact of climate variation patterns (e.g. patterns of variations in temperature and precipitation associated with climate change) on source water quality and the occurrence of DBPs in drinking water.

### 3.5 References

- Ågren A., Buffam I., Bishop K., Laudon H. (2010). Modeling stream dissolved organic carbon concentrations during spring flood in the boreal forest: A simple empirical approach for regional predictions. *Journal of Geophysical Research*, 115(G01012): 12p.
- Ågren A., Buffam I., Jansson M., Laudon H. (2007). Importance of seasonality and small streams for the landscape regulation of dissolved organic carbon export. *Journal of Geophysical Research*, 112(G03003): 11p.
- Aitkenhead J.A., Hope D., Billett M.F. (1999). The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales. *Hydrological Processes*, 13: 1289-1302.
- Aitkenhead J.A., McDowell W.H. (2000). Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(1): 127-138.
- Buffam I., Galloway J.N., Blum L.K., McGlathery K.J. (2001). A stormflow/baseflow comparison of dissolved organic matter concentrations and bioavailability in an Appalachian stream. *Biogeochemistry*, 53: 269-306.
- Buffam I., Laudon H., Temnerud J., Mörth C.M., Bishop K. (2007). Landscape-scale variability of acidity and dissolved organic carbon during spring flood in a boreal stream network. *Journal of Geophysical Research*, 112(G01022): 11p.
- Canham C.D., Pace M.L., Papaik M.J., Primack A.G.B., Roy K.M., Maranger R.J., Curran R.P., Spada D.M. (2004). A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological Applications*, 14(3): 839-854.
- CEAEQ (2011). "Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge. Analysis method MA. 300 – C 1.0." Centre d'expertise en analyse environnementale. Gouvernement du Québec, Québec Qc.: 11p. [<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA300C10.pdf>]; accessed June 30, 2013.
- Clair T.A., Ehrman J.M., Higuchi K. (1999). Changes in freshwater carbon exports from Canadian terrestrial basins to lakes and estuaries under a 2xCO<sub>2</sub> atmospheric scenario. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4): 1091-1097.
- Clark M.J., Cresser M.S., Smart R., Chapman P.J., Edwards A.C. (2004). The influence of catchment characteristics on the seasonality of carbon and nitrogen species concentrations in upland rivers of Northern Scotland. *Biogeochemistry*, 68: 1-19.
- Climat-Québec (2013). "Bilan climatologique de l'année: 2006 to 2009". Service météorologique du Canada: région du Québec, Montréal Qc. [[http://www.climat-quebec.qc.ca/home.php?id=monthly\\_seasonal\\_summary&mpn=climate\\_mon](http://www.climat-quebec.qc.ca/home.php?id=monthly_seasonal_summary&mpn=climate_mon)]; accessed June 30, 2013.

- Dalva M., Moore T.R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15: 1-19.
- D'Arcy P., Carignan R. (1997). Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2215-2227.
- Delpla I., Baurès E., Jung A.V., Thomas O. (2011). Impact of events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of the Total Environment*, 409: 1683-1688.
- Eckhardt B.W., Moore T.R. (1990). Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Québec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1537-1544.
- ESRI (2011). ArcGIS Desktop: version 10.1 [Software]. Environmental Systems Research Institute Canada.
- Evans C.D., Monteith D.T., Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137: 55-71.
- Geobase (2009). « Couverture du sol, circa 2000: Spécifications de produit ». Édition 1.0. Centre d'information topographique, RNCAN, Sherbrooke, Qc: 21p. [[http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v\\_csc2000v/doc/GeoBase\\_CSC2000V\\_specifications\\_produit\\_fr.pdf](http://ftp2.cits.rncan.gc.ca/pub/geobase/official/lcc2000v_csc2000v/doc/GeoBase_CSC2000V_specifications_produit_fr.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.
- Geobase (2010 – acquired in). Landsat 5-7 landcover, circa2000 [map]. Centre for topographic information, NRCAN, Sherbrooke, Qc, Canada.
- Hébert S., Légaré S. (2002). "Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau", MDDELCC, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Qc: [[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/rivieres/index.htm](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/index.htm)]; accessed April 8, 2015.
- Hinton M.J., Schiff S.L., English M.C. (1997). The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, 36: 67-88.
- Keller W., Paterson A.M., Somers K.M., Dillon P.J., Heneberry J., Ford A. (2008). Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 786-795.
- Laudon H., Berggren M., Ågren A., Buffam I., Bishop K., Grabs T., Jansson M., Köhler S. (2011). Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. *Ecosystems*, 14: 880-893.
- Li T., Ducruc J.P. (1999). "Les provinces naturelles: Niveau 1 du cadre écologique de référence du Québec". MDDELCC, Québec, Qc. [[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/)]; accessed April 8, 2015.

McDowell W.H., Likens G.E. (1988). Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecological Monographs*, 58(3): 177-195.

MDDELCC (2002). "Portrait global de la qualité des eaux au Québec". MDDELCC, Québec, Qc. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/sys-image/global/index.htm>]; accessed April 8, 2015.

MDDELCC (2010a – acquired in). Banque de la qualité du milieu aquatique: 2006-2009 [database]. Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2010b – acquired in). Climate data: 2005-2009 [database]. Service Info-climat, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2012a – acquired in). Québec Hydrological Frame of Reference [map], 1:20,000. Limited version. MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2012b – acquired in). Québec Ecological Frame of Reference [map]. Direction du patrimoine écologique et des parcs, MDDELCC, Québec, Qc.

MDDELCC (2013). "Suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec": 8p. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/reseau-riv/Reseau-rivieres.pdf>]; accessed April 8, 2015.

MERN (1999). Digital Elevation Model, 1:20,000 [map] Ministry of Energy and Natural Resources, Québec, Qc.

Mulholland P.J. (2003). "Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux and sources". In: Aquatic Ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter. S.E.G. Finlay, R.L. Sinsabaugh [Eds]. Academic Press, Elsevier Science, San Diego, California, US: 512p.

Perdue E.M. (2009). "Natural organic matter". In: Encyclopedia of inland waters. G.E. Likens [Ed.] Academic Press, Elsevier Science, San Diego, CA: 806-819.

Perdue E.M., Ritchie J.D. (2003). "Dissolved organic matter in freshwater". In: Surface and ground water, weathering, and soils, Vol. 5, Treatise on Geochemistry. J.I. Drever, H.D. Holland, K.K. Turekian [Eds]. Elsevier-Pergamon, Oxford, UK: 273-318.

Rasbash J., Browne W., Cameron B., Charlton C. (2011). MLwiN: version 2.24 [Software]. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK.

Rasbash J., Steele F., Browne W.J., Goldstein H. (2009). A user's guide to MLwiN, Version 2.10. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK: 296p.

Rook J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 4(23): 234-243.

StataCorp (2007). Stata Statistical Software: version 10 [Software]. StataCorp LP, College Station, Texas.

# Chapitre 4: Modelling the regional variability of the probability of high trihalomethane occurrence in municipal drinking water

## **Modélisation de la variabilité régionale de la probabilité d'une présence élevée des trihalométhanes dans l'eau potable municipale**

Le chapitre précédent a permis d'analyser l'influence des caractéristiques géophysiques et du climat sur les concentrations de carbone organique dissous (COD), un indicateur des précurseurs de la formation des trihalométhanes (THM), un des principaux groupes de sous-produits de la désinfection (SPD) dans l'eau potable. Il a été observé que la variabilité régionale des concentrations de COD dans les eaux de surface était influencée par les caractéristiques géophysiques du bassin d'alimentation (c.-à-d., pente moyenne, couverture des milieux humides, forêts de conifères et mixtes et régions écologiques) et que la variabilité temporelle des concentrations de COD dans les eaux de surface était influencée par le climat (c.-à-d., précipitations et température). Cette information a permis de saisir les facteurs influençant la variabilité régionale des précurseurs de la formation des THM dans l'eau potable et donc, de comprendre les facteurs pouvant influencer la variabilité régionale des THM dans l'eau potable. En effet, le regroupement des concentrations de COD par régions écologiques et les variables climatiques ont été utilisés dans le cadre du prochain chapitre afin de modéliser la variabilité régionale de la probabilité d'une présence élevée de trihalométhanes dans l'eau potable.

## **Sélection des systèmes d’approvisionnement en eau potable (SAEP) pour les chapitres 4 et 5**

Cette section décrit et explique, en détail, les choix méthodologiques utilisés afin de sélectionner les systèmes d’approvisionnement en eau potable (SAEP) étudiés lors des deux prochains chapitres (4 et 5) de cette thèse. Les données recueillies initialement auprès de la banque informatisée Eau potable (BIEP) regroupent 894 postes de traitement d’eau. Un SAEP inclut un poste de traitement, toutes les prises d’eau brute qui l’alimentent et tous les réseaux de distribution qu’il dessert. Dans les cas où un réseau de distribution serait desservi par plus d’un poste de traitement et où le type de traitement (selon les catégories : chloration simple, chloration et filtration, traitement avancé) est le même, les postes de traitement ont été regroupés sous un même SAEP. Dans les cas où le type de traitement ne serait pas le même, le SAEP était exclu de la sélection finale puisqu’il n’était pas possible de savoir par quel poste de traitement était alimenté le réseau dans lequel les échantillons pour l’analyse des trihalométhanes (THM) ont été prélevés.

### **Disponibilité de l’information concernant les concentrations de THM dans l’eau potable.**

Pour qu’un SAEP soit considéré dans l’étude, le ou les réseaux de distribution devaient avoir au moins une donnée de concentration de THM à chaque saison pour chacune des années (fréquence de prélèvement demandée par le Règlement sur la qualité de l’eau potable [RQEP]). Pour les années à l’étude, le RQEP prescrivait aux SAEP qui utilisent le chlore comme désinfectant d’échantillonner, pour la surveillance des THM, aux extrémités des réseaux de distribution au moins une fois par trimestre débutant le 1<sup>er</sup> janvier, le 1<sup>er</sup> avril, le 1<sup>er</sup> juillet et le 1<sup>er</sup> octobre, avec un intervalle minimal de deux mois entre les périodes d’échantillonnage (Gouvernement du Québec 2009). Or, sur une possibilité totale de 1 055 réseaux de distribution, seulement 129 avaient des données à chaque saison pour les années 2003 à 2009 (7 ans). Pour les années 2004 à 2009 (6 ans), il s’agissait de 188 réseaux; pour 2005-2009 (5 ans), 259 réseaux; pour 2006-2009 (4 ans), 399 réseaux et, finalement, pour 2007-2009 (3 ans), 481 réseaux. Dans l’objectif de maximiser les années couvertes tout en maximisant le nombre de réseaux (nombre de réseaux X nombre d’années), nous avons sélectionné les années 2006 à 2009 pour un total de 399 réseaux de distribution.

### **Type de source d’eau potable**

Les postes de traitement d’eau devaient être desservis par une eau de surface. Les eaux de surface comportent une plus grande quantité de matière organique naturelle (MON) que les eaux souterraines. Ceci est associé à la capacité naturelle des sols à retenir la MON lors de l’infiltration de l’eau (Dalva et Moore 1991, Jardine et coll. 1989). De plus, la variabilité de la teneur de MON dans les eaux de surface est affectée par le climat (Ågren et coll. 2010, Evans et coll. 2005). Ainsi, les eaux brutes des SAEP desservis par une eau de surface ont généralement des concentrations plus élevées et plus variables de précurseurs de sous-produits de la désinfection (SPD). Ceci produit également une plus grande variabilité régionale et saisonnière des THM dans l’eau potable. Des 894 postes de traitement d’eau, 273 sont desservis par des eaux de surface.

## **Autres critères de sélection des SAEP**

1. L'information concernant le type de traitement et les coordonnées des prises d'eau brute devaient être disponibles.
2. Les prises d'eau brute devaient avoir, dans un rayon de 100 km, au moins une station climatique provenant de la base de données Info-climat (BDIC).
3. Les postes de traitement d'eau devaient utiliser la chloration en tant que désinfectant primaire ou secondaire.
4. Les prises d'eau brute ne devaient pas être localisées dans le fleuve Saint-Laurent<sup>3</sup>.

En réponse à ces critères, 112 SAEP furent sélectionnés pour l'étude. Ces SAEP desservent de l'eau potable à 162 réseaux de distribution, sont localisés dans 139 municipalités et représentent toutes les régions administratives du Québec sauf le Nord-du-Québec. Chaque SAEP dessert en moyenne 17 750 personnes (entre 50 et 330 400) pour un total de plus de 2 millions de personnes desservies. Les SAEP sont localisés à l'intérieur de six provinces naturelles (premier niveau du CERQ) et 20 régions naturelles (deuxième niveau du CERQ) dont les caractéristiques varient selon la géomorphologie, le type de végétation, l'utilisation du sol et le climat.

## **Critères de sélection des échantillons**

Chaque échantillon de THM devait être associé à une valeur moyenne de température pour les 60 jours précédant la date d'échantillonnage et une valeur totale de précipitation pour les 10 jours précédant la date d'échantillonnage. Dans le cas de la température, comme il s'agissait d'une valeur moyenne, l'échantillon était retiré de l'étude s'il y avait plus de 10 jours avec des valeurs manquantes. Dans le cas des précipitations, comme il s'agissait d'une somme, l'échantillon était retiré s'il y avait un jour ou plus avec des valeurs manquantes. Dans ces deux cas, les SAEP furent tout de même inclus dans l'étude. Ainsi, il est possible que certains SAEP aient moins de 16 échantillons de THM qui leurs soient associés.

---

<sup>3</sup> Ce dernier critère fut initialement considéré compte tenu de la particularité du bassin d'alimentation du fleuve Saint-Laurent et du manque de disponibilité des données le concernant. En effet, le bassin d'alimentation du fleuve Saint-Laurent s'étend jusqu'aux Grands Lacs, en Ontario et aux États-Unis (Commission mixte internationale 2015). Avec la méthodologie préconisée dans les chapitres 4 et 5 de cette thèse, nous savons maintenant qu'il aurait été possible d'inclure les SAEP desservis par le fleuve Saint-Laurent en les regroupant dans une catégorie au même niveau que les régions naturelles du Cadre écologique de référence du Québec (CERQ). Malheureusement, lorsque nous avons réalisé cette possibilité, l'article scientifique du chapitre 4 était déjà écrit. Nous avons donc décidé de continuer avec ce critère de sélection.

## Références

- Ågren A., Buffam I., Bishop K., Laudon H. (2010). Modeling stream dissolved organic carbon concentrations during spring flood in the boreal forest: A simple empirical approach for regional predictions. *Journal of Geophysical Research*, 115(G01012): 12p.
- Commission mixte internationale (2015). « Les Grands Lacs ». Commission mixte internationale: région canadienne, Ottawa, Ont. [[http://www.ijc.org/fr/Great\\_Lakes\\_Basin](http://www.ijc.org/fr/Great_Lakes_Basin)]; consulté le 1 avril 2015.
- Dalva M., Moore T.R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15: 1-19.
- Evans C.D., Monteith D.T., Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137: 55-71.
- Gouvernement du Québec (2009). Règlement sur la qualité de l'eau potable. RQLQ, c. Q-2, R.18.1.1. Les Publications du Québec, Québec, Qc.
- Jardine P.M., Weber N.L., McCarthy J.F. (1989). Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Science Society America Journal*, 53: 1378-1385.



## Résumé

La variabilité régionale de la probabilité que les concentrations de THM totaux (TTHM) dépassent un seuil de 80 µg/L a été évaluée à l'aide de modèles de régression logistique multiniveaux incorporant des caractéristiques environnementales et des infrastructures de traitement de l'eau. Les modèles de régression multiniveaux furent structurés en trois niveaux hiérarchiques, à savoir : les échantillons (premier niveau, n=3188); les systèmes d'approvisionnement en eau potable (SAEP – deuxième niveau, n=112); et les régions naturelles (troisième niveau, n=21), une division écologique du cadre écologique de référence du Québec (CERQ). Six variables indépendantes ont été considérées, à savoir : les précipitations, la température, le type de source, les saisons, le type de traitement et le pH. En utilisant un modèle nul (c.-à-d., sans variables indépendantes), il a été observé que la probabilité moyenne que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé est de 18,1 %. De plus, il a été observé que cette probabilité est influencée par les saisons, le type de traitement, les précipitations et la température. À chaque niveau, la variance des modèles de régression est statistiquement significative, démontrant que la probabilité qu'un échantillon de TTHM dépasse une concentration de 80 µg/L est corrélée aux échantillons provenant d'un même SAEP ainsi qu'à ceux provenant d'une même région naturelle. Par contre, une grande partie de la variance régionale attribuée initialement aux régions naturelles a été expliquée par le type de traitement. Cependant, même après avoir contrôlé pour le type de traitement, la variabilité régionale de la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé était toujours statistiquement significative. La variabilité régionale de cette probabilité était particulièrement importante pour les SAEP utilisant une chloration seule, puisqu'ils n'ont pas le traitement préalable afin de réduire la matière organique naturelle (MON) présente dans les sources d'eau potable avant la désinfection. Les résultats présentés dans ce chapitre pourraient d'une part intéresser les autorités gouvernementales afin d'identifier les régions avec des besoins particuliers en matière de gestion de la qualité de l'eau potable. D'autre part, ces résultats pourraient être utiles pour des études épidémiologiques futures, car ils contribuent à la représentation des variations régionales de l'exposition de la population aux sous-produits de la désinfection (SPD).

**Mots clés** : eau potable, trihalométhanes, variabilité régionale, modèles multiniveau, écosystèmes, climat

## Abstract

The regional variability of the probability of occurrence of high total trihalomethane (TTHM) levels was assessed using multilevel logistic regression models that incorporate environmental and infrastructure characteristics. The models were structured in a three-level hierarchical configuration: samples (first level); drinking water utilities (DWUs – second level); and natural regions, an ecological hierarchical division from the Quebec ecological framework of reference (third level). They considered six independent variables: precipitation, temperature, source type, seasons, treatment type, and pH. The average probability of TTHM concentrations exceeding the targeted threshold was 18.1%. The probability was influenced by seasons, treatment type, precipitations and temperature. The variance at all levels was significant, showing that the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold is most likely to be similar if located within the same DWU and within the same natural region. However, most of the variance initially attributed to natural regions was explained by treatment types and clarified by spatial aggregation on treatment types. Nevertheless, even after controlling for treatment type, there was still significant regional variability of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. Regional variability was particularly important for DWUs using chlorination alone, since they lack the appropriate treatment required to reduce the amount of natural organic matter (NOM) in source water prior to disinfection. Results presented herein could be of interest to authorities in identifying regions with specific needs regarding drinking water quality and for epidemiological studies identifying geographical variations in population exposure to disinfection by-products (DBPs).

**Key words:** drinking water, trihalomethanes, regional variability, multilevel modelling, ecosystems, climate

## 4.1 Introduction

Trihalomethanes (THMs) are the main group of disinfection by-products (DBPs) found in drinking water (Krasner *et al.* 2006, Gray 2008). They are formed following the reaction of natural organic matter (NOM) and chlorine (Rook 1974). NOM is complex, representing the sum of many thousands of individual organic compounds. For practical reasons, NOM is expressed as carbon (Perdue 2009). Concentrations of organic carbon vary spatially depending on catchment geophysical characteristics, such as the presence of wetlands (Laudon *et al.* 2011) and peatlands (Clark *et al.* 2004), catchment slope (D'arcy and Carignan 1997), and catchment forest-covered area (Laudon *et al.* 2011). They also vary temporally depending on climatic conditions such as precipitation and temperature (Ågren *et al.* 2010). Some studies have demonstrated variations in organic carbon between seasons (Clair *et al.* 1999, Ågren *et al.* 2007) and ecological regions (Ågren *et al.* 2010).

Various studies have investigated the relationships to possible carcinogenic effects and reproductive problems in the presence of high levels of THMs (King *et al.* 2000, Komulainen 2004, Richardson *et al.* 2007, Richardson and Postigo 2012). Total THMs (TTHMs), a group composed of the four principal THMs found in drinking water (chloroform, bromoform, bromodichloromethane and dibromochloromethane), is a common indicator of the presence of DBPs (Gray 2008) and easily detected in drinking water. Therefore, most drinking water regulations and guidelines specify an acceptable threshold of TTHM. In Canada, drinking water regulations fall under provincial jurisdiction. The Province of Quebec regulates TTHM concentrations based on a mean annual threshold of 80 µg/L calculated with a minimum of four seasonal samples collected at the ends of distribution systems (Quebec drinking water regulation (QDWR), Government of Quebec 2009). While some drinking water utilities (DWUs) are very efficient in reducing TTHM concentrations, others experience difficulties complying with the regulation (Quebec Ministry of the Environment – MDDELCC 2010a).

The formation of THMs in drinking water varies according to source water characteristics such as NOM amounts, type of NOM (Reckhow *et al.* 2004) and bromide concentrations (Singer 1994). It also varies according to treatment and distribution/operational characteristics such as chlorine dosage, contact time, temperature and pH (Singer 1994, Hua and Reckhow 2008, Mukundan and Van Dreason 2014). A decrease in THM concentrations can be achieved through the reduction of NOM prior to chlorination with the help of coagulation and/or powdered active carbon (PAC) (Gray 2008, Matilainen *et al.* 2010), optimized chlorine dosage, or the use of alternative disinfection methods such as chloramine, ozone or ultraviolet (UV) rays (Health Canada 2006).

Owing to the changeability of the factors mentioned above, large variations of THM concentrations in drinking water can occur regionally and seasonally. For example, in regions with a temperate climate, THM concentrations are higher during summer and fall and lower during winter and spring (Rodriguez and Sérodes 2001, Gray 2008, Brown *et al.* 2011). Some studies have also demonstrated a regional variability in TTHM concentrations, while looking at many DWUs covering a large area. For example, in the Province of Quebec, Milot *et al.* (2000) studied the propensity of DWUs to generate high levels of THMs based on type of water source, geographical location, type of water treatment, and sampling season. They found that the propensity to form high levels of THM was greater if DWUs were located in northern Quebec (where NOM is generally higher) rather than in southern Quebec. Similarly, Chang *et al.* (2010) studied the seasonal and geographical THM distribution in Taiwan. They compared THM concentrations in different administrative regions and explained the differences based on geographical characteristics, land use and pollution levels. Summerhayes *et al.* (2011) studied spatiotemporal variations in THM of two metropolitan and 13 rural DWUs in New South Wales, Australia. They found considerable variations in THM concentrations between rural DWUs. They surmised that variations in THM concentrations could be due to differences in geography and catchment characteristics.

These studies describe a possible regional variability in THM concentrations due to differences in NOM, land use, pollution levels, and geographical characteristics. They are based on multivariate models that associate THM variability with the changeability of factors mentioned above. However, none have considered ecosystems as a factor that might influence regional variability of THM concentrations. Here, ecosystems are considered as geographical divisions used to classify the land based on landforms, geology, soil types, vegetation, climate, and other similar characteristics. The Province of Quebec has a large variability in the geographical characteristics of ecosystems. It is divided into eight ecozones and 15 ecoprovinces. Ecozones and ecoprovinces are part of the ecological framework of Canada: the country is divided into 15 ecozones, 53 ecoprovinces and 194 ecoregions (Natural Resources Canada – NRCAN 2012). The province of Quebec is presently developing its own hierarchical ecological division system known as the Quebec ecological frame of reference (QEFR). The first level of the QEFR consists of the second level of the ecological framework of Canada (ecoprovinces) and there are eight possible divisions within the QEFR; the firsts being natural provinces (first level) and natural regions (second level) (MDDELCC 1999).

The inclusion of such ecosystem subdivisions within a multivariate model that explains THM regional variability will significantly increase the number of variables and reduce the degrees of freedom. In such a situation, it has been shown to be more efficient to consider these numerous subdivisions as

one hierarchical level through multilevel regression models rather than as independent variables (Duncan 1997). Multilevel regression models allow control over non-independence of observations within a particular geographic setting and draw inferences about the geographic setting in general. This type of regression model has been used extensively in the field of geography and social epidemiology (e.g., Subramanian 2004, Merlo *et al.* 2006, Chen and Truong 2012). However, it remains an emerging methodology in the field of drinking water. We believe that it has never been used to study the regional variability of drinking water quality, in particular DBPs.

Using multilevel logistic regression models, this study explores and analyzes the simultaneous influence of ecosystems, climate, and treatment operational characteristics on the regional variability of the probability of TTHM concentrations in municipal drinking water exceeding a threshold of 80 µg/L based on the QDWR. The models incorporating these variables can be used for regional-based decision making, for planning purposes (e.g., prioritizing regions or municipalities for investments in drinking water; identifying high benefit-cost strategies to improve drinking water) and for public health purposes (e.g., to identify populations vulnerable to poor drinking water quality; assess exposure to contaminants in drinking water for epidemiological studies). The study presented here is based on a robust database of ecosystems, climate, infrastructure, and water quality generated in the Province of Quebec (Canada) (presented in Chapter 2).

## **4.2 Methodology**

### **4.2.1 Case study**

The region under study is located in southern Quebec where most of the population of Quebec lives. We studied 112 DWUs over four years (2006-2009). DWUs include the treatment plant, all related source water uptakes and all related distribution systems. To be selected, DWUs needed to be supplied by surface waters, use chlorination as a primary or secondary disinfectant, and have at least one TTHM sample taken each season over the four years of analysis (2006-2009). More information on the methodology used for selecting the DWUs is found in the can be found in the preliminary section to this chapter (in French). The DWUs supply water to 162 distribution systems and are located in 139 municipalities representing all administrative regions in the Province of Quebec except “*Nord du Quebec*” (northern Quebec). Each DWU supplies an average of 17,750 persons (between 50 and 330,400) for a total of some two million people. The DWUs are located within six natural provinces and 20 natural regions that vary in terms of geomorphology, vegetation type, land use and climate.

Across the territory, total annual precipitation varies between 727mm and 1424mm and mean annual temperatures between -4.1°C and 5.8°C. Moreover, some natural regions are heavily urbanized while others are mostly forested (Li and Ducruc 1999). Natural regions are described briefly in Table 4.1 and the location of DWUs, natural regions and natural provinces are provided in Figure 4.1.

**Table 4.1.** Description of natural regions included in the study.

Natural provinces	Natural region	# DWUs	av. # pers./DWU	Landuse	Temp.	Prec.	Relief	M.A.T. (°C)	T.A.P. (mm)
100: Appalachians	101: Green Mountains	7	3 544	Agr., MF	Mod.	SH	Hills, mountains, highlands, valleys	1.1 to 4.6	1026 to 1155
	102: Estrie-Beauce Plateau	13	15 944	Agr., MF	Mod.	SH			
	103: Temiscouata Hills	4	3 182	Agr., MF	SP	SH			
	104: Gaspesie Peninsula	6	1 662	Agr., MF	SP	SH			
200: St-Lawrence (St-L.) Lowlands	201a: Higher St-L. Plain North	12	48 057	Agr., Urban	Mod.	SH	Plains	4.2 to 5.8	989 to 998
	201b: Higher St-L. Plain South	14	22 538	Agr., Urban	Mod.	SH			
	202: Middle St-L. Plain	11	5 080	Agr., MF, Urban	Mod.	SH			
	203: Ottawa Plain	6	51 503	MF, Urban	Mod.	SH			
300: Southern Laurentian	301: Dumoine Plateau	1	3 000	MF	SPM	SH	Low hills, highlands, depressions, mountains	-0.2 to 4.2	974 to 1424
	304: Mont-Laurier Depression	4	7 116	MF, DF	Mod., SPM	SH			
	305: Mont Tremblant Highlands	10	2 618	MF	Mod., SPM	SH			
	306: Parent Plateau	1	470	MF	SP, SPM	SH			
	308: La Tuque Depression	3	15 849	MF, CF	SPM	SH			
	309: Lac Jacques-Cartier Highlands	3	114 330	MF, CF	SP	H			
400: Central Laurentian	401: Lac St-Jean Basin	7	3 696	Agr., MF	SPM	SH	Highlands, hills, valleys, mountains	-4.1 to 1.8	932 to 1016
	404: Monts Valin	2	951	MF, CF	SP, SPM	SH, H			
	406: Manicouagan Plateau	3	941	MF, CF	SP	SH, H			
	407: Reservoir Manicouagan Basin	1	3 290	CF	SPC	SH			
	408: Ste-Marguerite Plateau	1	25 001	CF	SPC	SH			
500: Lower North Coast Plateau	502: Watshishou Lake Hills	1	82	CF	SP, SPC	SH	Plateau	-4.0 to 0.6	1016 to 1178
600: Abitibi Lowlands	601: Lac Témiscamingue Lowlands	2	292	Agr., MF, CF, wetlands	SPM	SH	Plain	-2.4 to 1.1	727 to 930

av. # pers./DWU: average number of served persons per DWU

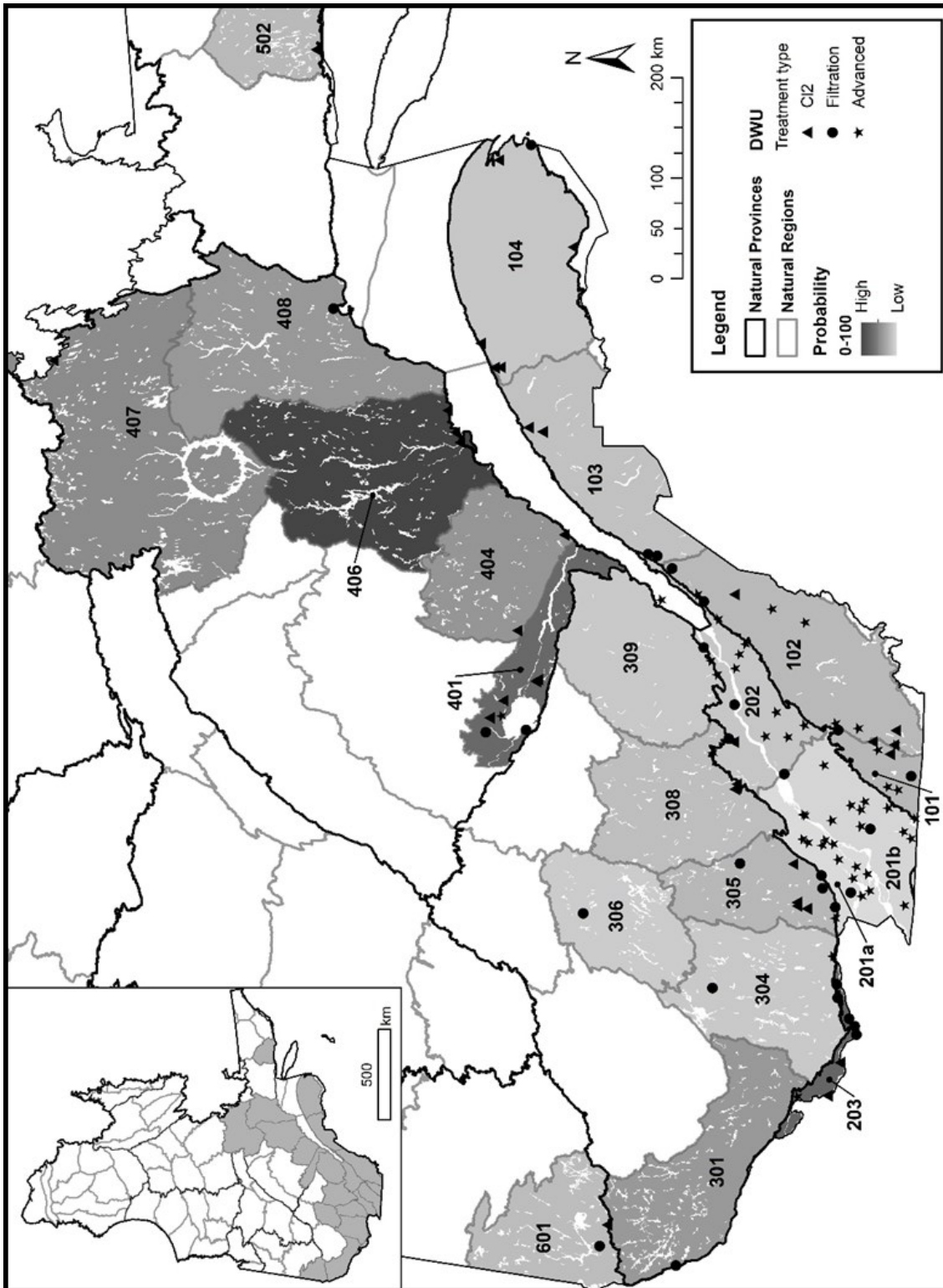
Landuse: Agr.: Agriculture; MF: Mixed forests; DF: Deciduous forests; CF: Coniferous forests

Temp. (temperature): Mod.: moderate; SP: subpolar; SPM: subpolar mild; SPC: subpolar cold

Prec. (precipitation): SH: sub-humid; H: Humid

M.A.T.: Mean annual temperature

T.A.P.: Total annual precipitation



**Figure 4.1.** DWU location and treatment type, natural regions, and probability of TTHM concentrations to exceed the threshold based on the null model.

#### **4.2.2 Sampling strategies and analysis protocols**

Seasonal sampling is based on the QDWR which mandates DWU operators to collect THM samples at least once per trimester starting January 1, April 1, July 1 and October 1 with a minimal interval of two months between the samples (Government of Quebec 2009). Therefore, each DWU was sampled for THMs at least 16 times over the four-year period for a total of 3188 samples. TTHM samples are collected by certified operators at the end of the distribution system. They are taken from cold water that has been running for five minutes prior to sampling (QDWR, Appendix 4 – Government of Quebec 2014). The analysis protocols might vary between DWUs since they are specific to the accredited laboratory where samples are analysed. However, each accredited laboratory must have an established analysis method that has been previously accepted by the MDDELCC through their Environmental Analysis Expertise Centre (CEAEQ 2010). The method used by the CEAEQ (MA 403 THM 1.0) is based on purge and trap dosage coupled with gas chromatography and mass spectrometry (CEAEQ 2009).

#### **4.2.3 Hierarchical structure and description of variables possibly influencing TTHM concentrations**

TTHM concentration samples were inserted in a three-level hierarchical structure: water sample (n=3188) were nested in DWUs (n=112), in turn nested in one of the 20 natural regions. One natural region (201) surrounding the Montreal metropolitan region contained a relatively high amount of DWUs compared to the other natural regions. To establish a weight for each natural region in the modelling process and since surface water in region 201 is clearly influenced by two different types of geographical landscapes (i.e., the northern part is influenced by the southern Laurentian and the southern part by the Appalachians), the natural region was divided in two based on the St. Lawrence River. DWUs located north of the St. Lawrence River were associated with natural region 201a and DWUs located south of the St. Lawrence River were associated with natural region 201b, for a total of 21 natural regions. As mentioned in the introduction, natural regions are the second largest division in the QEFR. They would be used to analyze the regional variability of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. The QEFR divides the territory into ecosystem subdivisions based on ecological characteristics such as climate, geology, relief, soil type, and water (Li and Ducruc 1999). Natural regions cover areas of approximately  $10^4$  km<sup>2</sup> and their boundaries are based on regional geology characteristics and major geomorphological formations (MDDELCC 1999). It was hypothesized that samples would most likely be similar if sampled within a same DWU. Similarly, samples from DWUs would be similar if DWUs were located within a same natural region.



In addition to the parameters considered as levels within the models (DWUs and natural regions), other variables considered as possibly influencing TTHM concentrations included operational variables (treatment type and pH) and climatic/environmental variables (source type, seasons, air temperature, and precipitation). Information regarding THMs, source type, treatment type and pH was selected from a large database with results from compulsory drinking water quality samples and utility-related information managed by the MDDELCC (2010a, 2010b). Climate-related variables (temperature and precipitation) were collected from the database, *Info-climat* (MDDELCC 2010c). The climate station located closer to the source water uptake was selected in order to represent the climate at the source. When some climatic data were missing, the second closest climate station was selected to fill in missing data. DWUs with no climate stations within a 100-km radius from their source water were excluded from the analysis. Some variables, such as chlorine dosage, NOM amounts and residence time of water within municipal networks were not available at this scale (Province of Quebec) and could not be included in the analysis. The following sub-sections offer a description of the variables considered in the analysis. For reference purposes, the range of values for the quantitative variables (i.e., TTHM, precipitation, temperature, and pH) are shown in Table 4.2. Also, the dataset for TTHM concentrations, precipitation, temperature, source type, treatment type, and pH for each DWU can be found in Appendix C.

#### **4.2.3.1 TTHMs**

TTHM concentrations were separated into two categories based on a regulatory threshold indicator. Under the QDWR, the mean annual concentration of all TTHM samples taken within a distribution system must not exceed 80µg/L. This same threshold (representing a TTHM sample's concentration rather than an annual mean) was considered for this study. Each of the 3188 TTHM samples was assigned a value of 0 if its concentration was equal to, or below, 80µg/L (78.3% of samples) and a value of 1 if its concentration exceeded 80µg/L (21.7% of samples). TTHM is the dependent variable of the multilevel logistic regression models.

#### **4.2.3.2 Seasons**

In the Province of Quebec, THMs demonstrate a strong seasonal pattern with lower concentrations during winter and higher concentrations during summer and fall (Rodriguez *et al.* 2007). Accordingly, the samples were divided into four seasonal categories based on the sampling month: winter (December, January, February: 791 samples), spring (March, April, May: 785 samples), summer (June, July, August: 752 samples), and fall (September, October, November: 860 samples).

**Table 4.2.** Range of values and descriptive statistics for TTHM concentrations, precipitation, temperature, and pH (no seasonal information available).

Season	Parameter	Unit	Mean	S.E.	Min	5%	25%	50%	75%	95%	Max
Winter	TTHM	µg/L	43.2	42.8	1.0	8.4	19.9	31.6	50.6	111.8	392.0
	Precipitation	mm	10.7	17.4	0.0	0.0	0.0	1.0	17.2	42.3	116.4
	Temperature	°C	-2.0	4.1	-13.9	-7.6	-4.6	-2.5	-0.8	6.2	9.9
Spring	TTHM	µg/L	50.5	49.8	1.0	12.0	23.5	38.5	57.0	133.7	419.3
	Precipitation	mm	23.9	18.7	0.0	0.0	10.3	20.4	32.6	64.2	90.4
	Temperature	°C	4.8	6.0	-13.7	-5.3	-0.2	5.4	9.4	13.8	16.5
Summer	TTHM	µg/L	86.5	71.0	1.0	26.4	46.9	67.3	97.0	220.6	812.8
	Precipitation	mm	42.1	26.0	0.0	6.9	22.5	39.6	56.0	90.7	169.1
	Temperature	°C	22.7	3.1	6.4	16.4	21.3	23.2	24.9	26.4	27.6
Fall	TTHM	µg/L	67.4	61.7	1.0	12.2	30.9	52.0	81.5	172.5	631.6
	Precipitation	mm	32.4	22.1	0.0	4.2	15.2	29.0	46.1	73.3	196.8
	Temperature	°C	17.3	4.7	4.5	10.3	13.4	17.2	21.5	24.4	26.4
Overall	TTHM	µg/L	61.8	59.5	1.0	11.6	27.4	46.2	74.0	171.6	812.8
	Precipitation	mm	27.2	24.1	0.0	0.0	8.0	22.0	40.3	72.2	196.8
	Temperature	°C	10.7	10.8	-13.9	-5.9	-0.4	11.8	21.2	25.2	27.6
	pH	pH	7.3	0.3	6.2	6.8	7.1	7.3	7.5	7.9	8.7

#### 4.2.3.3 Precipitation

Precipitation has a positive impact on NOM formation at the source (Canham *et al.*, 2004, Evans *et al.* 2005, Ågren *et al.* 2010). In this case, it included total rain precipitation for 10 days prior to water sampling. The 10-day period was selected from a previous study that compared the impact of precipitation on an indicator of NOM (dissolved organic carbon – DOC) during various time periods (Cool *et al.* 2014).

#### 4.2.3.4 Temperature

Air temperature was included as an indicator of water temperature which has an impact on NOM occurrence at the source (Evans *et al.* 2005, Ågren *et al.* 2010) and THM formation in drinking water (Rodriguez and Sérodes 2001, Hua and Reckhow 2008). Air temperature included the mean value of maximum daily temperatures for 60 days prior to water sampling. Once again, the 60-day period was

selected from a previous study in which the impact of temperature on DOC was compared during various time periods (Cool *et al.* 2014).

#### **4.2.3.5 Source type**

Source type was identified as having an influence on the susceptibility of DWUs to form high THM concentrations (Milot *et al.* 2000). It consisted of the type of surface water (rivers or lakes) from which source water was drawn. Three categories were developed: rivers (71 DWUs: 2317 samples), lakes (38 DWUs: 806 samples), and mixed (3 DWUs: 65 samples).

#### **4.2.3.6 Treatment type**

Conventional treatment and advanced technologies, such as the use of an alternative disinfectant or PAC, reduce the formation of THMs (Health Canada 2006). Treatment applied to produce drinking water in the DWUs under study varied from chlorination alone to advanced conventional treatment (including coagulation, flocculation, and sometimes alternative disinfection (UV, ozonation), membrane filtration or PAC). Treatment categories were established based on a database managed by the MDDELCC (2010b) regarding the presence or absence, in early 2010, of chlorination, filtration, UV, ozonation or PAC. Three treatment categories were developed: chlorination alone (34 DWUs), chlorination plus filtration (29 DWUs), and advanced treatment (49 DWUs). It is important to note that filtration includes all filtration types: conventional, membrane, slow, or other. DWU treatment is considered advanced when there is the use of alternative disinfectants such as UV or ozonation, and/or the use of PAC in the filtration process. Also, information regarding treatment type was based on early 2010 data. If some DWUs had modified their treatment over the four-year period of analysis, only the treatment type used in early 2010 was considered.

#### **4.2.3.7 PH**

Alkaline pH values are associated with higher TTHM concentrations (Singer 1994, McBean *et al.* 2008, Mukundan and Van Dreason 2014). Since there were many missing pH values, a mean value of all pH results was calculated for each DWU. Also, of 112 DWUs used in this analysis, only 106 had available pH values, reducing the number of DWUs included in models considering pH.

#### 4.2.4 Regression analysis design and software

Due to the natural hierarchy present in the structure of the dataset and the nature of the dependent variable (binary), all analyses were performed using multilevel logistic regressions. This technique is particularly well suited to modelling hierarchically structured data (Rasbash *et al.* 2009). We designed a series of multilevel logistic regression models to study the variations between TTHM samples (first level), while controlling for correlations within DWUs (second level) and natural regions (third level). The models were developed with MLwiN software, version 2.27 (Rasbash *et al.* 2013). They were calibrated using iterative generalized least squares (IGLS) and second-order penalized quasi-likelihood (PQL) transformation (preceded by first-order marginal quasi-likelihood [MQL] to reduce the chances of convergence problems), which is the least biased quasi-likelihood transformation according to Rodriguez and Goldman (1995) and Khan and Shaw (2011). In this case, the extra-binomial variation showed almost no over- or under-dispersion (value of 0.845).

The models developed would serve to gain an understanding, globally and for each natural region, of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold after controlling for DWUs, precipitation, temperature, source type, seasons, pH and treatment type. The multilevel logistic regression used in this paper is presented in Equation 1:

$$\text{logit}(\pi_{ijk}) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n + (v_{0k} + u_{0jk}) \quad (1)$$

$$[v_{0k}] \sim N(0, \Omega_v): \Omega_v = [\sigma_{v0}^2]$$

$$[u_{0jk}] \sim N(0, \Omega_u): \Omega_u = [\sigma_{u0}^2]$$

where  $\pi_{ijk}$  is the probability that TTHM concentrations  $i$  in DWU  $j$  nested in region  $k$  exceed the threshold,  $B_0$  is the log-odds of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold when all variables have a value of 0,  $B$  is the increase in log-odds for a one unit increase in the respective variable (1 to  $n$ ),  $X$  is the value associated with the respective variable (1 to  $n$ ),  $v_{0k}$  is the third-level variance (residual), and  $u_{0jk}$  is the second-level variance (residual).

In order to determine if the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was statistically different between DWUs (second-level) and natural regions (third-level), we analysed the variance at each level using a Wald test, which was compared to a chi-squared distribution with one degree of freedom. The same methodology was used to analyse the influence of the independent variables on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, using their coefficient

and standard error. The resulting p-values were considered statistically significant at 0.10. The coefficients estimated from the models were used to calculate predicted probabilities ( $\hat{\pi}$ ) based on a logit link function as presented in Equation 2.

$$\hat{\pi} = \frac{1}{1 + \exp(-(B_0 + B_1X_1 + \dots + B_nX_n))} \quad (2)$$

Where  $B_0$  is the log-odds of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold,  $B_1$  is the increase in log-odds for a one unit increase in the respective variable (1 to n) and  $X$  is the value associated with the respective variable (1 to n). Predicted probabilities would be further identified as probabilities for the purpose of simplification.

#### **4.2.5 Multilevel logistic regression models**

The multilevel logistic regression models developed to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding the 80ug/L threshold and its spatial variability were performed in four different sections. All model results are presented in Table 4.3 and the letters are associated with the sections presented here. The first section (a) estimated a null model used to assess the overall probability of TTHM concentrations exceeding the threshold without controlling for independent variables. It also evaluated how its variance is distributed between levels. The second section (b) explored each variable's individual impact on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (single-variable models). When two categories from categorical variables were not significantly different from each other, they were merged in order to reduce the number of variables included in the models. The new category divisions are presented in more parsimonious models (section c). The fourth section (d) considered multiple-variables multilevel logistic regression models. These models would serve to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold when controlling for all variables found to have a significant influence on the targeted probability.

**Table 4.3.** Model values for the null model (a), individual-variable models (b and c), and combined models (d).

Model	Variable	B0	Bx	S.E.	p-val.	Prob. (%)	Var. 3	S.E.	p-val.	Var. 2	S.E.	p-val.	
a	Null model	-1.513				18.05	2.708	1.322	0.040	3.637	0.768	<0.001	
b	Precipitation	Prec. – 0 <sup>a</sup>	-2.407	0.032	0.003	<0.001	08.26	3.164	1.496	0.034	4.084	0.827	<0.001
	Temperature	Temp. – 0 <sup>a</sup>	-3.054	0.144	0.012	<0.001	04.50	4.247	1.946	0.029	4.889	0.968	<0.001
	Source type	River <sup>b</sup>	-1.709				15.33	2.550	1.271	0.045	3.618	0.765	<0.001
		Lake		0.457	0.561	0.416	22.24						
		Mixed		-0.985	1.702	0.563	06.33						
	Seasons	Winter <sup>b</sup>	-3.180				03.99	3.700	1.750	0.035	4.758	0.947	<0.001
		Spring		0.341	0.237	0.150	05.53						
		Summer		3.303	0.291	<0.001	53.07						
		Fall		2.367	0.254	<0.001	30.73						
	Treatment	Cl2 <sup>b</sup>	-0.266				43.39	1.549	0.881	0.079	3.469	0.729	<0.001
		Filtration		-1.832	0.590	0.002	10.93						
		Advanced		-2.290	0.621	<0.001	07.20						
	pH	pH – 7 <sup>a</sup>	-5.994	0.611	0.606	0.314	00.25	2.538	1.229	0.039	3.260	0.710	<0.001
c	Seasons - 3	Win. Spr. <sup>b</sup>	-3.097			04.32	3.407	1.628	0.036	4.407	0.910	<0.001	
		Summer		3.175	0.257	<0.001	51.95						
		Fall		2.220	0.216	<0.001	29.38						
	Treatment - 2	Cl2 <sup>b</sup>	-0.286				42.89	1.745	0.944	0.064	3.400	0.716	<0.001
		Other		-2.006	0.526	<0.001	09.18						
d	Seasons + Treatment	Cl2 – WS <sup>b</sup>	-1.442			19.12	2.591	1.332	0.052	4.466	0.903	<0.001	
		Other - WS		-2.843	0.669	<0.001	01.36						
		Cl2 - Sum.		2.424	0.402	<0.001	72.75						
		Other - Sum.		0.804	0.632	0.203	34.57						
		Cl2 - Fall		2.205	0.384	<0.001	68.20						
		Other - Fall		-0.459	0.635	0.470	13.00						
	Precipitation + Temperature + Treatment	Cl2 <sup>b</sup>	-1.810				14.06	3.112	1.533	0.042	4.890	0.966	<0.001
		Other		-2.649	0.632	<0.001	01.14						
		Prec. – 0 <sup>a</sup>		0.008	0.003	0.009	-						
		Temp. – 0 <sup>a</sup>		0.147	0.012	<0.001	-						

Level: Variable's level

S.E.: Standard Error

p-val.: p-value

Prob.: Probability

Win. Spr. And WS: Winter – Spring

Var. 3: Third level variance (natural regions)

Var. 2: Second level variance (DWUs)

<sup>a</sup> The number following the continuous variables' name in the variable column, represents the reference value used in the formula.

<sup>b</sup> Reference category

## **4.3 Results and discussion**

### **4.3.1 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on multilevel logistic regression models**

#### ***4.3.1.1 Null model***

The average probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for the null model was 18.1% (Table 4.3, section a). This means that, when all samples within all DWUs and all natural regions are considered, there is an 18.1% probability that TTHM concentrations exceed the threshold. This result is comparable to the percentage of TTHM samples exceeding the threshold, as mentioned in section 4.2.3.1, which is expected since the only differences are the levels considered within the null model. This model presented significant variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between DWUs (second-level variance;  $p$ -value  $< 0.001$ ) and between natural regions (third-level variance;  $p$ -value  $< 0.05$ ). This confirmed the hypothesis presented in section 4.2.3 that the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold would most likely be similar if located within the same DWU and within the same natural region. The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was hypothesized to be similar within the same DWU due to each DWU's specific treatment/operational conditions and efficiency, and it was hypothesized to be similar within the same natural region due to land use, type of vegetation, geomorphology, and climate.

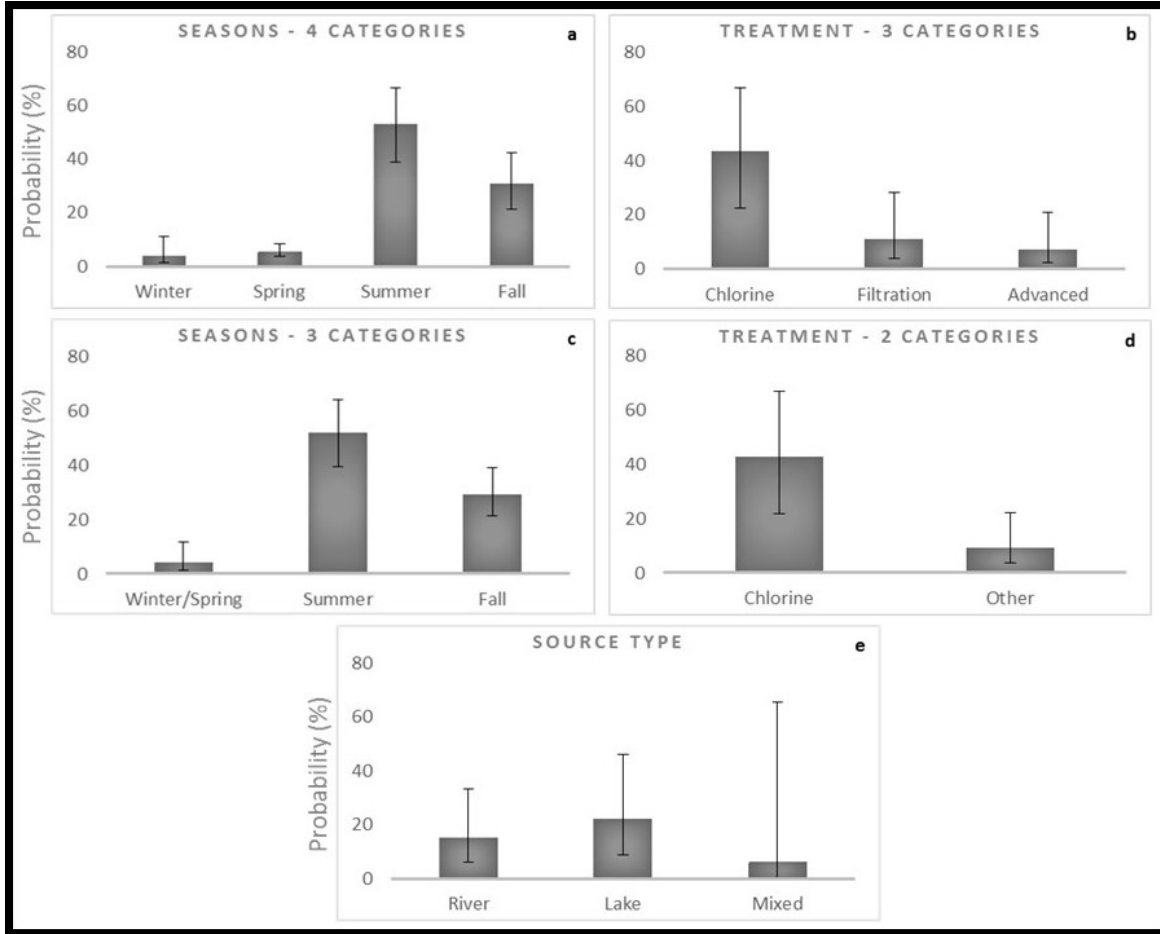
#### ***4.3.1.2 Single-variable models***

Single-variable models based on multilevel logistic regression were developed to estimate the influence and significance of precipitation, temperature, type of source water, season, treatment type, and pH on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (Table 4.3, section b). Precipitation and temperature had a significant positive impact on that probability ( $p$ -value  $< 0.001$ ). For example, the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was 14.6% when samples were taken during periods where the 10 previous days accumulated 20 mm of precipitation. The probability was almost five times higher (68.9%) when precipitation in the 10 previous days totaled 100 mm. Similarly, the temperature model predicted a probability of 29.0% if the mean temperature 60 days prior to the analysis equaled 15°C and a probability of 45.7% with a temperature of 20°C. This suggests that higher predicted precipitation and temperatures due to possible climate changes could eventually increase the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold.

Seasons and treatment type also had a significant impact on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. Seasonally, the probability was highest during the summer (53.1%), followed by fall (30.7%), spring (5.5%) and winter (4.0%), and significantly different between each season (p-value <0.001) except between winter and spring (p-value: 0.150). A graphic representation of the seasonal mean probability value and the 95% confidence intervals are shown in Figure 4.2a. Winter and spring have the lowest DOC concentrations (Cool *et al.* 2014) and the coldest water temperature, two conditions unfavourable to the formation of THMs (Rodriguez *et al.* 2007). In addition, lower DOC concentrations and lower temperatures demand less chlorine dosage due to smaller chlorine decay rates, also less favourable to THM formation (Brown *et al.* 2011). Therefore, the efficiency of the treatment for THM reduction during those two seasons could decrease the difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. As for the treatment variable, water treated solely with chlorination had the highest probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (43.4%), followed by chlorination plus filtration (10.9%) and advanced treatment (7.2%). The difference in probabilities between chlorination alone and the other types of treatment (chlorination plus filtration and advanced treatment) was significant (p-value < 0.01). However, the difference between chlorination plus filtration and advanced treatment was not significant (p-value: 0.473). Figure 4.2b presents the mean probability value and the 95% confidence intervals for each treatment type. As mentioned in section 4.2.3.6, the database used to identify treatment type (MDDELCC 2010b) does not differentiate between filtration types. Also, the type of filtration-based treatment recommended by the Government of Quebec to comply with the QDWR is based on source water quality (MDDELCC 2006). The latter may reduce the difference in TTHM concentrations and the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold resulting from the different treatment types with filtration. This could explain why there was no significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between the chlorination plus filtration and the advanced treatment categories.

Based on the previous results, the categories of variables not significantly different were combined into one category for the purpose of simplification (i.e., winter and spring for the season variable and chlorination plus filtration and advanced treatment for the treatment variable). The new models for the seasonal and treatment variables are presented in Table 4.3c and the respective mean probability values and 95% confidence intervals are shown in Figures 4.2c and 4.2d. Results from the new models were quite similar to the models presented in section b of Table 4.3. For example, for the merged category, the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was somewhere between the probabilities of the two preceding categories. The probability of the other categories was similar in each regression model.





**Figure 4.2.** Probability (in percentage) of TTHM concentrations exceeding the threshold for the categorical variables analysed through simple regression models. The lower and upper bars correspond to the 95% confidence intervals.

For this study, the type of source water and the distribution system's mean pH value were not found to have a significant impact on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold ( $p$ -value  $> 0.1$ , Table 4.3b). Mean probability values and 95% confidence intervals for the type of source water are shown in Figure 4.2e. The type of source water can affect NOM amounts at the source water uptake. However, differences in NOM amounts between the types of source water may not be significant enough to influence that probability since filtration and advanced treatment can remove a large amount of NOM before chlorination and considerably reduce TTHM concentrations. For pH values, owing to the many missing samples, we used a mean pH value of all pH samples analyzed within the distribution systems of each DWU (see section 4.2.3.7). Statistically significant relationships between TTHM concentrations and pH that were found in the literature (i.e., Macbean *et al.* 2008, Mukundan and Van Dreason 2014) are due mostly to conditions specific to the time and

location of sampling within a drinking water supply system rather than overall mean pH conditions, as was the case for this study. This might explain why we found no relationship between pH and the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold.

#### **4.3.1.3 Multiple-variables model**

Multiple-variable models were created for the variables considered significant in the single-variable models (Table 4.3, sections b and c). Season and climate variables were not included in the same model since their correlation would create multicollinearity. Two multiple-variable models were created: one with seasons and treatment and one with precipitation, temperature and treatment. The models are presented in Table 4.3, section d. There were no unexpected results in either model as the probability increased with higher temperatures and precipitation and followed the same order as the single-variable models for the seasons and treatment-type variables.

The seasons and treatment models showed no significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between summer and fall when samples were treated with chlorination alone (p-value: 0.496). Similarly, the probability of samples treated with chlorination alone during winter and spring was not significantly different from the probability of samples treated with other treatments during the summer (p-value: 0.203) and fall (p-value: 0.470). The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold when using other treatments during winter and spring was significantly lower than any other category (p-value: <0.001). Also, for each season, there was a significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between the two types of treatment (p-value < 0.05).

The last model (precipitation, temperature and treatment) may be used to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on various climate scenarios. For example, what would be the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold if there were 20mm of precipitation and a temperature of 15°C? Under these conditions, the probability would be 11.0% for DWUs that use other treatment and 63.5% for DWUs that use chlorination alone. We could also estimate variations in probability following a period of 100 mm of precipitation. In this case, the probability would be of 18.9% for DWUs with other treatments and 76.8% for DWUs with chlorination alone. The variation in probability following a change in climate values is slightly higher for DWUs that use chlorination alone than for DWUs that use other treatments. Although this is due to the structure of the logistic regression model, it is representative of reality: DWUs that use

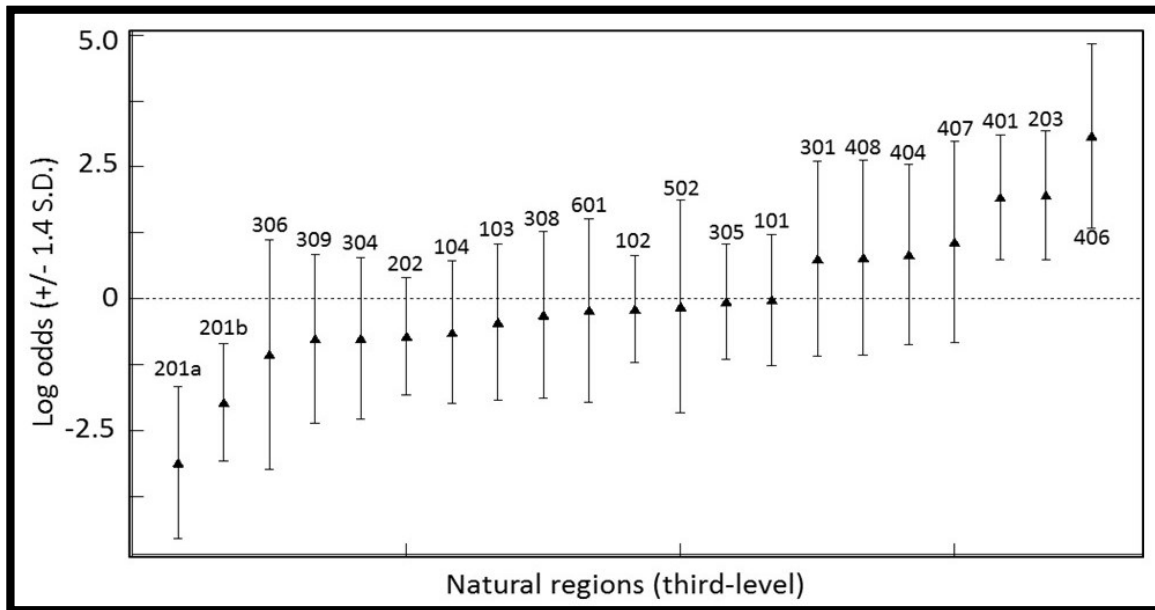
chlorination alone are affected more by variations in climate (in particular precipitation) due to the lack of a filtration process.

#### **4.3.2 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on natural regions**

The null model (Table 4.3, section a) presented a significant overall variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on natural regions (p-value: 0.040). This means that the probability will most likely be similar if TTHM samples are located within the same natural region. Figure 4.3 presents the residuals and standard deviations (S.D.) for each natural region based on the null model, where the value of 0 log-odds represents the mean overall probability for all natural regions. The probability of exceeding the threshold is significantly different from the overall probability in the case of natural regions whose standard deviance lies completely over or under the line of zero (n=5). Most of the variance initially attributed to the natural regions (third-level variance) may be explained by treatment type. This is evident in the reduction of the third-level variance between the null model (Table 4.3, section a) and the treatment models (Table 4.3, section b and c). However, after controlling for treatment type, we noted a fairly significant portion of the variation associated with natural regions (p-value < 0.1). In fact, the treatment choice for a DWU is based mostly on the quality of source water (MDDELCC 2006), which may also vary between ecosystems (Cool *et al.* 2014). As may be seen in Figure 4.1 presenting the natural regions, natural provinces, relative probability of TTHM concentrations exceeding the threshold in each natural region (based on the null model), location of DWUs and DWU treatment type, there appears to be a spatial aggregation in treatment types. For example, the northern and eastern areas of the study region tend to have DWUs that use chlorination alone, whereas the south-central area of the study region tends to have DWUs that use advanced treatment. This spatial aggregation could explain why treatment type, which is a second-level variable (i.e., describing DWUs), reduces part of the variance between natural regions (third-level variable). Precipitation and temperature do not reduce the variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on natural regions. This means that the climate of the regions under study does not significantly influence the regional variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, based on natural regions.

The estimated probability by natural regions as seen in Figure 4.1 is shown in Table 4.4. Table 4.4 also presents the number of DWUs, for each natural region which, globally over the four years of analysis, have: 1) all their mean annual TTHM concentrations under the threshold (<80), 2) part of their mean annual TTHM concentrations under the threshold (Av.), and 3) all of their mean annual

TTHM concentrations over the threshold (>80). The number of DWUs is also separated according to the treatment type.



**Figure 4.3.** Residuals (in log odds) for each natural region based on the null model. The bars correspond to +/- 1.4 standard deviation. A residual of zero corresponds to the provincial mean (including all natural regions). When the range of residuals are located completely below or over the 0 log odds limit, the natural region is considered as having a probability significantly lower or over than the provincial mean, respectively.

Figure 4.1 shows that some areas, such as the Central Laurentian (natural province 400), tend to have higher probabilities of TTHM concentrations exceeding the threshold while other areas, such as the St. Lawrence Lowlands (natural province 200), tend to have lower probabilities of TTHM concentrations exceeding the threshold. Indeed, as can be observed in Figure 4.3, there are three natural regions (203, 401, and 406) with a probability of TTHM concentrations exceeding the threshold significantly higher than the provincial mean, and two natural regions (201a and 201b) with a probability of TTHM concentrations exceeding the threshold significantly lower than the provincial mean. According to the MDDELCC database (MDDELCC 2010a), regions 203, 401 and 406 all have some DWUs with extremely high TTHM concentrations throughout the year. Region 203 has three out of six DWUs with mean annual TTHM concentrations exceeding the regulatory threshold (113  $\mu\text{g/L}$  to 339  $\mu\text{g/L}$ ). Two of the three DWUs use chlorination alone and the third uses advanced treatment. This DWU began modifying its treatment in 2009, which is why it is described as having an advanced treatment. However, the treatment is clearly inefficient before since TTHM

concentrations were extremely high for all years. Region 401 has four DWUs out of seven with mean annual TTHM concentrations over the regulatory threshold (98 µg/L to 246 µg/L). Of those four DWUs, three use chlorination alone as treatment and one uses advanced treatment. In this case, this last DWU has seen its TTHM concentrations decrease dramatically since 2009 (from an average of 100 µg/L to a mean annual TTHM concentration of 8 µg/L). This is due to an upgrade in the treatment around 2008 and 2009, and would explain why the DWU was indicated as having an advanced treatment even if there were high concentrations from 2006 to 2008. Region 406 includes three DWUs: all have mean annual TTHM concentrations over the regulatory threshold (136 µg/L to 381 µg/L), and all use chlorination alone. All DWUs from regions 201a and 201b, except one, have mean annual TTHM concentrations below the regulatory threshold and all use chlorination plus filtration (3 DWUs) or advanced treatment (23 DWUs).

**Table 4.4.** Probability (Prob.) of TTHM concentrations exceeding the threshold (in percentage) according to natural regions and number of DWUs that have all their mean annual TTHM concentrations <sup>a</sup> below the threshold (<80 µg/L), part of their mean annual TTHM concentrations below the threshold (Av.), and all their mean annual TTHM concentrations above the threshold (>80 µg/L); results are presented by treatment type and overall (All).

N.P.	N.R.	Prob. (%)	Cl2 only			Cl2 + Filt.			Advanced			All		
			< 80	Av.	> 80	< 80	Av.	> 80	< 80	Av.	> 80	< 80	Av.	> 80
100	101	17.6	1	0	1	0	1	0	4	0	0	5	1	1
	102	15.4	2	1	0	2	1	0	4	3	0	8	5	0
	103	12.5	2	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0
	104	10.6	3	2	0	1	0	0	0	0	0	4	2	0
200	201a	01.1	0	0	0	1	0	0	11	0	0	12	0	0
	201b	03.2	0	0	0	2	0	0	11	1	0	13	1	0
	202	09.9	0	0	1	2	0	0	7	1	0	9	1	1
	203	59.2	0	0	2	3	0	0	0	1	0	3	1	2
300	301	31.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
	304	09.6	0	0	0	2	1	0	1	0	0	3	1	0
	305	17.3	1	3	1	3	1	0	1	0	0	5	4	1
	306	07.4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
	308	14.0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0
	309	09.6	0	0	0	1	0	0	1	1	0	2	1	0
400	401	58.1	1	0	3	2	0	0	0	1	0	3	1	3
	404	32.8	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	406	81.0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	407	38.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	408	31.7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
500	502	16.0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
600	601	15.0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1
Total			13	7	14	23	5	1	41	8	0	77	20	15

<sup>a</sup> Mean annual TTHM concentrations of 80 µg/L represent the regulatory threshold under the QDWR (Government of Quebec 2009).

N.P.: Natural province; N.R.: Natural region; Prob.: Probability

From this description, we can conclude that treatment type has a major impact on extremely high or low TTHM concentrations. However, as seen in Table 4.4, while most DWUs using chlorination plus filtration and advanced treatment have mean annual concentrations below the regulatory threshold, not all DWUs using chlorination alone have extremely high TTHM concentrations. In fact, of the 34 DWUs with chlorination alone, 13 have mean annual concentrations below the regulatory threshold, 7 have part of their annual mean concentrations below the regulatory threshold and 14 have all their annual mean concentrations over the regulatory threshold. Considering all treatment types, some regions are mostly below, or mostly over, the regulatory threshold. However, this spatial variability seems to be present mainly for DWUs that use chlorination alone.

Of the two natural provinces with many DWUs that use chlorination alone (100 and 400), natural province 100 (Appalachian Mountains) has mean annual TTHM concentrations mostly below the regulatory threshold, while natural province 400 (Central Laurentian) has mean annual TTHM concentrations mostly above the regulatory threshold. The Appalachian Mountains are composed primarily of hills, mountains, highlands and valleys. Vegetation includes mixed forests dominated by deciduous trees and land use consisting mostly of agriculture and forests. On the other hand, the Central Laurentian are composed primarily of highlands with a few hills, mountains and valleys. Vegetation includes coniferous forests and wetlands (>5%), and land use mostly of forests (Li and Ducruc 1999). These characteristics confirm that the spatial variability of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, when considering DWUs using chlorination alone, is strongly influenced by geographical characteristics. Referring to the factors mentioned in the introduction as influencing NOM amounts in surface water, the Appalachian Mountains have, for the most part, geographical properties that do not favour the presence of high amounts of NOMs as precursors of THMs (high slope, mixed forests), while the Central Laurentian have geographical characteristics that encourage the presence of NOM (low slopes, conifer forests, wetlands) (Eckhardt and Moore 1990, Clark *et al.* 2004, Cool *et al.* 2014).

We can conclude that there is significant regional variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between natural regions. Basically, this spatial variation may be explained by the geographical variability of the type of treatment. Some natural regions have DWUs that use advanced treatment, such as 201a, 201b, and 202, while others have DWUs that basically use chlorination alone, such as 104, 401, 404, and 406. Natural regions 201 (a and b) and 202 have a large population density and many agricultural lands. This can increase the amount of pollution in source water (i.e., making advanced treatment necessary in some cases), while natural regions 104, 401, 404, and 406 are forested, for the most part, and do not present considerable

pollution threat to source waters. When considering DWUs with chlorination plus filtration and advanced treatment, there is very little regional variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold because most DWUs present TTHM concentrations below the threshold. However, DWUs that use chlorination alone do present regional variations similar to the geographical characteristics influencing, positively or negatively, the occurrence of NOM in surface waters and, consequently, the formation of THMs in drinking water. This can be explained by the lack of advanced treatment practices that may considerably reduce the amount of NOM, irrespective of source water quality.

#### **4.4 Summary and conclusions**

In this paper, we developed multilevel logistic regression models that considered the impact of natural regions, climate, and treatment/operational characteristics on the spatial variability of the probability of TTHM concentrations exceeding a threshold of 80  $\mu\text{g/L}$  applied in the Province of Quebec. Although some past studies have investigated regional variations in THM concentrations (i.e., Milot *et al.* 2000, Chang *et al.* 2010, Summerhayes *et al.* 2011), to our knowledge, the characteristics of ecosystems surrounding source water have never been considered in a model to study the regional variability of drinking water quality, in particular DBPs. The use of multilevel logistic regression models served to estimate the impact of the natural regions on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold by aggregating the dataset to multiple levels, rather than adding natural regions as 20 binary variables.

Results demonstrated that, when considering TTHM samples (first level) located within all DWUs (second level) and within all natural regions (third level), the average probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was 18.1%. There was also a significant difference in the probability between DWUs and natural regions. Single-variable models demonstrated that precipitation and temperature have a significant positive influence on that probability, and that there is also a significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between seasons (except between winter and spring) and treatment type (except between chlorination plus filtration and advanced treatment). TTHM samples taken in summer have a higher probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, followed by the fall, spring and winter (as expected). Also as expected, DWUs that use chlorination alone have a higher probability of TTHM concentrations exceeding the threshold than DWUs that use chlorination plus filtration and advanced

treatment. However, contrary to previous findings (Milot *et al.* 2000, McBean *et al.* 2008, Singer 1994), source water type and pH do not have a significant impact on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold.

Two multiple-variables models were developed to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold based on combinations of variables. The first model included treatment types and seasons, and the second model included precipitation, temperature and treatment type. For DWUs using chlorination alone, there was no significant difference in probability between summer and fall. These combinations (chlorination alone in summer or fall) presented the highest probability, while TTHM concentrations sampled during winter and spring and having “other” treatment provided the lowest probability. The second model demonstrated higher probabilities for DWUs that use chlorination alone and for higher precipitation and temperatures. This model might be used in future research to investigate the influence of variations in climate or the upgrade of water treatment technology on the occurrence of high THMs.

All models demonstrated, between natural regions, a significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. Part of this may be explained by treatment type, which also depends on source water quality. However, for natural regions, it was found that DWUs that use chlorination alone presented more variability in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold than DWUs that use chlorination plus filtration or advanced treatment.

This study has some limitations. Despite the fact that the objective was not to estimate TTHM concentrations in specific DWUs (which would have required detailed information on operational factors such as chlorine dose, contact time, or treated water temperature), precise information regarding the type of treatment was lacking. Information on the type of filtration (conventional, membrane, slow) could have provided more information on the impact of treatment type on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. Similarly, it might have been relevant to consider not only the natural region located at the source, but also within the source catchment. Unfortunately, some DWUs located north and northeast of the study region lacked geographical information to establish the catchment delimitation. Catchment-related natural regions would have provided more precise information on the impact of geographical characteristics on source water quality. Also, information regarding the quality of source water such as physicochemical quality or indicators of NOM (i.e., DOC) was not available for the DWUs. Information regarding physicochemical quality or NOM indicators in source water could have helped determine more precisely which part of the spatial variability in the probability of TTHM concentrations exceeding



the threshold can be attributed to NOM and which part can be attributed to other characteristics such as pollution or the capacity of DWUs to invest in efficient treatment. Finally, multilevel logistic regression models using quasi-likelihood estimations cannot estimate goodness of fit from the models. Some tests have been developed by Perera *et al.* (2014) to estimate the goodness of fit for a two-level logistic regression model with discrete explanatory variables. However, the method is yet to be developed for regression models including categorical independent variables and for regression models including more than two levels.

Despite the lack of precise information regarding treatment and source water quality, the high number of samples, DWUs and natural regions allowed us to conduct a broad spatial analysis of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold in 21 natural regions. Moreover, the use of multilevel analysis served to consider the natural hierarchy of the information and draw inferences about DWU and regions in general without over-fitting the model. This strategy could be further used to forecast TTHM levels more specifically in each DWU or regions in the event of environmental changes. In fact, the multiple-variable model with climate and treatment variables will be used in further studies to estimate the impact of future variations in precipitation and temperature on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. Precipitation and temperature are expected to vary in the future due to increased greenhouse gas emissions (IPCC 2013). This next study could estimate how variations in climate can influence the probability of DWU compliance, or noncompliance, with current or future regulations regarding DBPs.

Results from this paper clearly identified regions that have a significantly higher probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. The results also explained how geographical characteristics, climate, and treatment types used in natural regions might influence the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. This could be of interest to authorities by identifying regions with specific needs regarding water quality surveillance and funding for infrastructure updates. Finally, models presented herein could also be used in public health studies that require the identification of vulnerable populations subjected to contaminated drinking water or in epidemiological studies that require the assessment of the geographical variability of population exposure to DBPs.

## 4.5 References

- Ågren A., Buffam I., Bishop K., Laudon H. (2010). Modeling stream dissolved organic carbon concentrations during spring flood in the boreal forest: A simple empirical approach for regional predictions. *Journal of Geophysical Research*, 115(G01012): 12p.
- Brown D., Bridgeman J., West J.R. (2011). Predicting chlorine decay and THM formation in water supply systems. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 10: 79-99.
- Canham C.D., Pace M.L., Papaik M.J., Primack A.G.B., Roy K.M., Maranger R.J., Curran R.P., Spada D.M. (2004). A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological Applications*, 14(3): 839-854.
- CEAEQ (2009). "Méthode d'analyse: Détermination des trihalométhanes dans l'eau : dosage par « Purge and Trap » couplé à un chromatographe en phase gazeuse et à un spectromètre de masse". Centre d'expertise en analyses environnementales. Gouvernement du Québec, Québec Qc.: 9p. [<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA403THM10.pdf>]; accessed April 8, 2014.
- Chang E.E., Guo H.C., Li I.S., Chiang P.C., Huang C.P. (2010). Modeling the formation and assessing the risk of disinfection by-products in water distribution systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(10): 1185-1194.
- Chen D.-R., Truong K. (2012). Using multilevel modeling and geographically weighted regression to identify spatial variations in the relationship between place-level disadvantages and obesity in Taiwan. *Applied Geography*, 32: 737-745.
- Clair T.A., Ehrman J.M., Higuchi K. (1999). Changes in freshwater carbon exports from Canadian terrestrial basins to lakes and estuaries under a 2xCO<sub>2</sub> atmospheric scenario. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4): 1091-1097.
- Clark M.J., Cresser M.S., Smart R., Chapman P.J., Edwards A.C. (2004). The influence of catchment characteristics on the seasonality of carbon and nitrogen species concentrations in upland rivers of Northern Scotland. *Biogeochemistry*, 68, 1-19.
- Cool G., Lebel A., Sadiq R., Rodriguez M.J. (2014). Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water. *Science of the Total Environment*, 490: 947-956.
- D'Arcy P., Carignan R. (1997). Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2155-2227.

- Duncan C. (1997). "Applying mixed multivariate multilevel models in geographical research". In: *Places and people: multilevel modeling in geographical research*, G. Westert, R. Verhoeff [Eds]. Utrecht, Netherlands. Coll. *Nederlandse Geografische Studies*, 227: 100-117.
- Eckhardt B.W., Moore T.R. (1990). Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1537-1544.
- Evans C.D., Monteith D.T., Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137: 55-71.
- Government of Quebec (2009). Règlement sur la qualité de l'eau potable. RQLQ, c. Q-2, R.18.1.1. Les Publications du Québec, Québec, Qc.
- Government of Quebec (2014). Règlement sur la qualité de l'eau potable. c. Q-2, r40. Annexe 4 : Normes de prélèvement et de conservation des échantillons d'eau (art. 30). Les Publications du Québec, Québec Qc.
- Gray N.F. (2008). *Drinking water quality: Problems and solutions*, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Health Canada (2006). Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique: Les trihalométhanes. Government of Canada, Ottawa, Ont.: 76p. [[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/pdf/pubs/water-eau/trihalomethanes/trihalomethanes-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/trihalomethanes/trihalomethanes-fra.pdf)]; accessed November 24, 2014.
- Hebert S., Ouellet M. (2005). "Le Réseau-rivières ou le suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec", MDDELCC, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, Qc: 8p. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/reseau-riv/Reseau-rivieres.pdf>]; accessed March 23, 2015.
- Hua G., Reckhow D.A. (2008). DBP formation during chlorination and chloramination: Effect of reaction time, pH, dosage, and temperature. *Journal of the American Water Works Association*, 100(8): 82-95.
- IPCC (2013). "Résumé à l'intention des décideurs, Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques". In: *Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M Midgley [Eds]. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Khan H.R., Shaw J.E.H. (2011). Multilevel logistic regression analysis applied to binary contraceptive prevalence data. *Journal of Data Science*, 9: 93-110.

- King W.D., Dodds L., Allen, A.C. (2000). Relation between stillbirth and specific chlorination by-products in public water supplies. *Environmental Health Perspectives*, 108(9): 883-886.
- Komulainen H. (2004). Experimental cancer studies of chlorinated by-products. *Toxicology*, 198: 239-248.
- Krasner S.W., Weinberg H.S., Richardson S.D., Pastor S.J., Chinn R., Scrimanti M.I., Onstad G.D., Thruston A.D. Jr (2006). Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. *Environmental Science and Technology*, 40, 7175-7185.
- Laudon H., Berggren M., Ågren A., Buffam J., Bishop K., Grabs T., Jansson M., Köhler S. (2011). Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. *Ecosystems*, 14: 880-893.
- Li T., Ducruc J.P. (1999). "Les provinces naturelles: Niveau 1 du cadre écologique de référence du Québec". MDDELCC, Québec, Qc.  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/); accessed April 8, 2015.
- Matilainen A., Vepsäläinen M., Sillanpää M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advanced in Colloid and Interface Science*, 159: 189-197.
- Mcbean E., Zhu Z., Zeng W. (2008). Systems analysis models for disinfection by-product formation in chlorinated drinking water in Ontario. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 25(2): 127-138.
- MDDELCC (2006). "Guide de conception des installations de production d'eau potable". MDDELCC, Québec, Qc. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/>]; accessed August 18, 2014.
- MDDELCC (2010a – acquired in). Banque informatisée eau potable: 2006-2009 [database]. Direction des politiques de l'eau, MDDELCC, Québec, Qc.
- MDDELCC (2010b – acquired in). "Répertoire des stations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface". MDDELCC, Québec, Qc.  
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index.asp>; accessed July 7, 2014.
- MDDELCC (2010c – acquired in). Climate data: 2005-2009 [database]. Service Info-climat, MDDELCC, Québec, Qc.
- Merlo J., Chaix B., Ohlsson H., Beckman A., Johnell K., Hjerpe P., Råstam L., Larsen K. (2006). A brief conceptual tutorial of multilevel analysis in social epidemiology: using measures of clustering in multilevel logistic regression to investigate contextual phenomena. *Journal of Epidemiological Community and Health*, 60: 290-297.

- Milot J., Rodriguez M.J., Sérodes J.B. (2000). Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal of Environmental Management*, 60: 155-171.
- Mukundan R., Van Dreason R. 2014. Predicting trihalomethanes in the New York City water supply. *Journal of Environmental Quality*, 43: 611-616.
- NRCan (2012). "Atlas of Canada, Forest distribution: Ecological Framework". NRCan, Government of Canada, Ottawa, Ont. [<http://atlas.nrcan.gc.ca/site/english/maps/forestry.html>]; accessed August 22, 2014.
- Perdue E.M. (2009). "Natural organic matter". In: Encyclopedia of inland waters. G.E. Likens [Ed.] Academic Press, Elsevier Science, San Diego, CA: 806-819.
- Perera A.A.P.N.M., Sooriyaracchi M.R., Wickramasuriya S.L. (2014). A goodness of fit test for the multilevel logistic model. *Communications in Statistics: Simulation and Computation*, published online.
- Rasbash J., Steele F., Browne W.J., Goldstein H. (2009). A user's guide to MLwiN, Version 2.10. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK: 296p.
- Rasbash J., Browne W., Cameron B., Charlton C. (2013). MLwiN: version 2.27 [Software]. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK.
- Reckhow D.A., Rees P.L.S., Bryan D. (2004). Watershed sources of disinfection byproduct precursors. *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(4): 61-69.
- Richardson S.D., Plewa M.J. Wagner E.D., Schoeny R., DeMarini D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636: 178-242.
- Richardson S.D., Postigo C. (2012). "Drinking water disinfection by-products". In: The handbook of environmental chemistry: Emerging contaminants and human health. D. Barceló [Ed.]. Springer, London, UK: 93-138.
- Rodriguez G., Goldman N. (1995). An assessment of estimation procedures for multilevel models with binary responses. *Journal of the Royal Statistical Society, Series A*, 158: 73-89.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.-B., Levallois P., Proulx F. (2007). Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season, and distribution location. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6: 355-365.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.-B. (2001). Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Research*, 35(6): 1572-1586.

Rook J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 4(23): 234-243.

Singer P.C. (1994). Control of disinfection by-products in drinking water. *Journal of Environmental Engineering*, 120: 727-744.

Subramanian S.V. (2004). The relevance of multilevel statistical methods for identifying causal neighborhood effects. *Social Science and Medecine*, 58: 1961-1967.

Summerhayes R.J., Morgan G.G., Lincoln D., Edwards H.P., Earnest A., Rahman B., Byleveld P., Cowie C.T., Beard J.R. (2011). Spatio-temporal variation in trihalomethanes in New South Wales. *Water Research*, 45: 5715-5726.

# Chapitre 5: Climate change and drinking water quality: Predicting high trihalomethane occurrence in drinking water utilities supplied by surface water

**Changements climatiques et qualité de l'eau potable : prédire la présence élevée des trihalométhanes dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable desservis par une eau de surface**

Le chapitre précédent a permis le développement d'un modèle de régression logistique multiniveau permettant d'estimer la variabilité régionale actuelle de la probabilité que les concentrations de trihalométhanes totaux (TTHM) dans l'eau potable soient élevées. Cette probabilité a pu être regroupée selon trois niveaux hiérarchiques (échantillons, systèmes d'approvisionnement en eau potable [SAEP] et régions naturelles) et a été estimée à l'aide de trois variables indépendantes (type de traitement, précipitations et température). Le modèle de régression développé lors du chapitre précédent sera utilisé dans le présent chapitre afin d'estimer la probabilité future que les concentrations de TTHM soient élevées selon différents scénarios de changements climatiques. Ces scénarios prennent notamment en compte des changements possibles de la température et des patrons de précipitation.

## Résumé

La température et les précipitations, qui sont censées varier dans le futur à la suite d'augmentations des émissions de gaz à effets de serre (GES), ont un impact sur la nature et la quantité de matière organique naturelle (MON) présente dans les eaux de surface (voir Chapitre 3). Puisque la MON est un précurseur à la formation de sous-produits de la désinfection (SPD) dans l'eau potable, tels que les trihalométhanes (THM), une hypothèse fut posée comme quoi les variations prévues dans la température et les précipitations pourraient avoir une influence sur la probabilité que les concentrations de THM soient élevées. L'objectif de ce chapitre est d'explorer et d'estimer les impacts possibles des variations de température et des patrons de précipitation associés aux scénarios de changements climatiques sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil de 80 µg/L. Au total, 112 SAEP desservis par des eaux de surface et localisés dans la province de Québec (Canada) ont été inclus dans cette étude. Les variations possibles de température et de précipitations à partir de la période actuelle (2006-2009) jusqu'à trois périodes prédites (2020 : 2010-2039, 2050 : 2040-2069 et 2080 : 2070-2099) ont été estimées à l'aide de deux modèles climatiques et de trois scénarios d'émissions de gaz à effet de serre proposés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Les probabilités que les concentrations de TTHM dépassent le seuil pour la période actuelle et les trois périodes prédites ont été calculées à partir du modèle de régression logistique multiniveau développé lors du chapitre précédant et qui est basé sur trois variables (type de traitement, température et précipitations) et trois niveaux hiérarchiques (échantillons de TTHM, SAEP et la région écologique de la source). Les résultats démontrent une augmentation faible, mais statistiquement significative dans la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil dans le futur (c.-à-d. entre la période actuelle et les périodes prédites). En effet, les probabilités entre la période actuelle et la dernière période prédite (2080) augmentent entre 1,9 % et 4,7 % selon le scénario d'émission. Nous avons également observé une différence statistiquement significative de probabilité entre les saisons (une différence de 30 % entre l'hiver et l'été; les saisons avec la probabilité la plus faible et la plus élevée, respectivement). Ainsi, alors que l'augmentation de la probabilité dans le futur est statistiquement significative, elle ne représente qu'une faible proportion des différences de probabilité entre les saisons. Les résultats ont également démontré une probabilité plus élevée pour les échantillons collectés dans des SAEP utilisant la chloration seule (une différence de probabilité entre les types de traitement de 25 % à 50 % variant selon la période temporelle et la saison). De plus, les résultats suggèrent que les SAEP utilisant un traitement plus avancé seront plus résilients aux variations climatiques que les SAEP utilisant une chloration seule.

**Mots clés** : eau potable, trihalométhanes, changements climatiques, modèle de régression multiniveau



## Abstract

Temperature and precipitation, expected to fluctuate in the future due to increases in greenhouse gas (GHG) emissions, are known to have an impact on the amount of natural organic matter (NOM) found in surface water. Since NOM is a precursor to the formation of disinfection by-products (DBPs) such as trihalomethanes (THM) in drinking water, it was hypothesized that expected variations in temperature and precipitation could have an influence on the occurrence of high THM concentrations. The purpose of this study was to explore and estimate the impact of future possible variations in temperature and precipitation — associated with climate change scenarios — on the probability of total THM (TTHM) concentrations exceeding a specific threshold. A total of 112 drinking water utilities (DWUs) supplied by surface water and located across the Province of Quebec (Canada) were selected for this study. Possible variations in temperature and precipitation from three predicted periods (2020: 2010-2039, 2050: 2040-2069, and 2080: 2070-2099) were estimated using two climate models and three emission scenarios proposed by the Intergovernmental panel for climate change (IPCC) and compared with the current period (2006-2009). The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for the current period and the predicted periods were calculated using a multilevel logistic regression model based on three variables (treatment type, temperature, and precipitation) and three hierarchical levels (THM samples, DWUs and the ecosystem at the source). Results showed a relatively low, but statistically significant, increase in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold over time (according to the time period). In fact, the difference in probability between the current period and the last predicted period (2080) varied between 1.9% and 4.7%, depending on the emission scenario. There was also a statistically significant difference in the probability between seasons (approximately 30% between winter and summer, the seasons with the lowest and highest probability, respectively). Therefore, because differences in the estimated probability between time periods were statistically significant, the difference in probability was much higher between seasons. There was also a significantly higher probability of TTHM concentrations exceeding the threshold if samples were collected in DWUs using chlorination only (i.e., 25% to 40% difference in probability). Moreover, it was demonstrated that DWUs that use more advanced treatment tend to be more resilient to predicted climate variations than DWUs that use chlorination only.

**Key words:** drinking water, trihalomethanes, climate change, multilevel regression models

## 5.1 Introduction

Future changes in air temperature and precipitation are to be anticipated owing to increases in greenhouse gas (GHG) emissions (Intergovernmental panel for climate change (IPCC) 2013). The expected changes may vary in different parts of the world due to specific characteristics influencing climate (IPCC 2013). In the southern part of the Province of Quebec, Canada and for the period between the years 2007 and 2080, Bourque and Simonet (2008) predicted increases in temperature between 2.5°C and 8°C and variations in precipitation between 1% and 43% in the winter and spring, and between -11% and 18% in the summer and fall.

Temperature and precipitation are known to have an impact on the amount of natural organic matter (NOM) present in surface water (Chong Soh *et al.* 2008, Cool *et al.* 2014), a precursor to the formation of disinfection by-products (DBPs) in drinking water (Reckhow *et al.* 2004). For example, one of the most common groups of DBPs, trihalomethanes (THMs), is formed following the reaction of NOM and chlorine (Rook 1974). THM formation is also influenced by water temperature (Obolensky and Singer 2008, Chang *et al.* 2010) which is positively correlated to air temperature (Caissie *et al.* 2001). Therefore, predicted variations in temperature and precipitation could influence the amount of NOM available and, in the same way, influence THM concentrations in drinking water.

Variations in DBP concentrations are a matter of concern, since studies have linked some DBPs to possible carcinogenic effects and adverse reproductive outcomes (King *et al.* 2000, Komulainen 2004, Richardson *et al.* 2007, Richardson and Postigo 2012). Total THMs (TTHMs), a group composed of the four principal THMs found in drinking water (chloroform, bromoform, bromodichloromethane and dibromochloromethane), are used as a DBP indicator in most drinking water regulations and guidelines because they are easily detectable in drinking water. The Province of Quebec regulates TTHMs based on a mean annual threshold of 80 µg/L, with an annual minimum of four seasonal samples collected at the end of distribution system (Government of Quebec 2009). And while many drinking water utilities (DWUs) in the Province of Quebec have TTHM concentrations below the mean annual threshold, some have recorded concentrations exceeding the regulatory threshold (Quebec Ministry of the environment (MDDELCC) 2010a).

Two studies have already hypothesized a possible impact of climate change on DBP concentrations: Delpla *et al.* (2009), a study of the impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production, and Chong Soh *et al.* (2008), a study of the potential effects of climate

change and ozone depletion on water quality, quantity and treatability. Due to the potential health effects of DBPs and possible increases in their concentrations following climate change, research should take place to monitor the possible impacts of climate change on DBPs in drinking water. The possible impacts of climate change on the microbiological quality of drinking water have been investigated in the past 15 years (e.g., Curriero *et al.* 2001, Rose *et al.* 2001, Hunter 2003, Charron *et al.* 2004, Patz *et al.* 2008, Coffey *et al.* 2014). However, following our literature review, we concluded that research on the influence of climate change on DBPs in drinking water is still at the exploratory stage.

Recently, Delpla *et al.* (in press) studied the impact of climate change on DBPs in 13 small drinking water utilities (DWUs) in southern Quebec that primarily used conventional water treatment (12 out of 13 used coagulation-flocculation, sedimentation, filtration and chlorination). The analysis was based on monthly data over one year, different emission scenarios and 17 DBP regression models, 10 of which were for THMs (selected from Chowdhury *et al.* 2010, Chen and Westerhoff 2010, Sadiq and Rodriguez 2011, Zhang *et al.* 2011). The results demonstrated annual average increases in TTHM concentrations between 2.7% and 9.5% according to the emission scenarios and time periods. The study concluded that annual TTHM concentrations from all DWUs would not exceed the Quebec regulatory threshold. However, the study considered a limited number of DWUs located in the same area (within a 100 km radius) and most had conventional treatment.

Different strategies are used by DWUs to reduce THM concentrations in drinking water. For example, use of groundwater rather than surface water, since groundwater generally has lower NOM concentrations (Jardine *et al.* 1989, Dalva and Moore 1991). In the case of surface water, the use of an advanced treatment technology — conventional treatment with activated carbon — can diminish the amounts of NOM in water before disinfection and, thus, concentrations of THM in drinking water (Gray 2008, Matilainen *et al.* 2010). Therefore, DWUs that use chlorination only should demonstrate the same resilience to variations in climate as DWUs that use more advanced treatment.

The objective of this study was to explore and estimate the impact of possible future changes in temperature and precipitation on the probability of TTHM concentrations exceeding a threshold of 80 µg/L based on the Quebec (Canada) drinking water regulation (QDWR). The study considered a large number of DWUs supplied by surface water that used various types of treatment and were located across the province. DWUs supplied by surface water were considered, because as explained in the previous paragraph, surface water contains higher amounts of NOM than groundwater. The use

of a greater number of DWUs covering a large geographical area and resorting to various types of treatment technologies should serve to account for spatial differences in climate change estimates and in DWU resilience to climate change. Using a multilevel logistic regression model developed previously by the research team (Cool *et al.* submitted) and based on climate models and emission scenarios, this study compared the impact of predicted climate change on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. The probability calculations were based on the DWU, its water treatment type and its surrounding natural environment and climate, predicted from various climate change emission scenarios and climate models. It was anticipated that the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold would increase in time and that this increase would be less important for DWUs with more advanced treatment.

## **5.2 Methodology**

This section outlines the TTHM multilevel logistic regression model and the dataset used (section 5.2.1). It also describes the climate models and emission scenarios used to estimate future temperature and precipitation values (section 5.2.2) and details the methodology used to predict the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (section 5.2.3) and the statistical approach used to compare climate values and probabilities (section 5.2.4).

### **5.2.1 Description of the multilevel logistic regression model and the dataset**

#### **5.2.1.1 Multilevel logistic regression model**

As mentioned in the introduction, this study used the multilevel logistic regression model developed previously by Cool *et al.* (submitted) to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding a specific threshold (based on the QDWR). The TTHM threshold from the QDWR corresponded to a mean annual concentration of 80 µg/L based on a minimum of four seasonal samples collected at the end of distribution systems (Government of Quebec 2009). TTHM samples collected by DWUs for regulatory compliance purposes were divided into two categories according to threshold: samples that had a TTHM concentration equal to or below 80 µg/L (not exceeding the threshold) and samples that had a TTHM concentration over 80 µg/L (exceeding the threshold). This represented the dependent variable for the model (dichotomic variable with two possible values: exceeding the threshold or not exceeding the threshold).

The multilevel logistic regression model included three independent variables: treatment type (chlorination only or more advanced treatment), precipitation (total rain precipitation in millimeters for 10 days prior to water sampling) and temperature (mean value of maximum daily temperatures in Celsius degrees for 60 days prior to water sampling). The duration in days of total precipitation and mean temperature values were selected from an earlier study (Cool *et al.* 2014) that compared results from simple regression analyses between dissolved organic carbon (an indicator for NOM in water) and various temporal scenarios of precipitation and temperature. The temporal scenarios with the highest  $R^2$  were selected to represent the period during which climate had the greatest impact on the concentrations of dissolved organic carbon. The regression model also considered a three-level hierarchical structure: TTHM samples (first level), DWUs (second level), and natural regions<sup>4</sup> (third level). The multilevel nature of the regression model suggested that the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold would be influenced by the DWU where the water is sampled and the natural region where the DWU is located. The regression model's parameters are presented in Table 5.1.

**Table 5.1.** Parameters from the logistic multilevel regression model built to estimate the probability of TTHM concentrations exceeding a threshold of 80  $\mu\text{g/L}$  (Cool *et al.* submitted).

Parameter	Variable	Value	S.E.	p-value
B0	Constant	-1.810	0.638	0.004
B1	Treatment (binary)	-2.649	0.632	<0.001
B2	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	0.147	0.012	<0.001
B3	Precipitation (mm)	0.008	0.003	0.009
Var. 3	Third-level variance	3.112	1.533	0.042
Var. 2	Second-level variance	4.890	0.966	<0.001

S.E.: Standard Error; p-value: based on chi-sq test (1 degree of freedom)

### 5.2.1.2 Datasets

The dataset used to model the current probability of TTHM concentrations exceeding the threshold is the same dataset that was used to build the regression model (Cool *et al.* submitted). TTHM

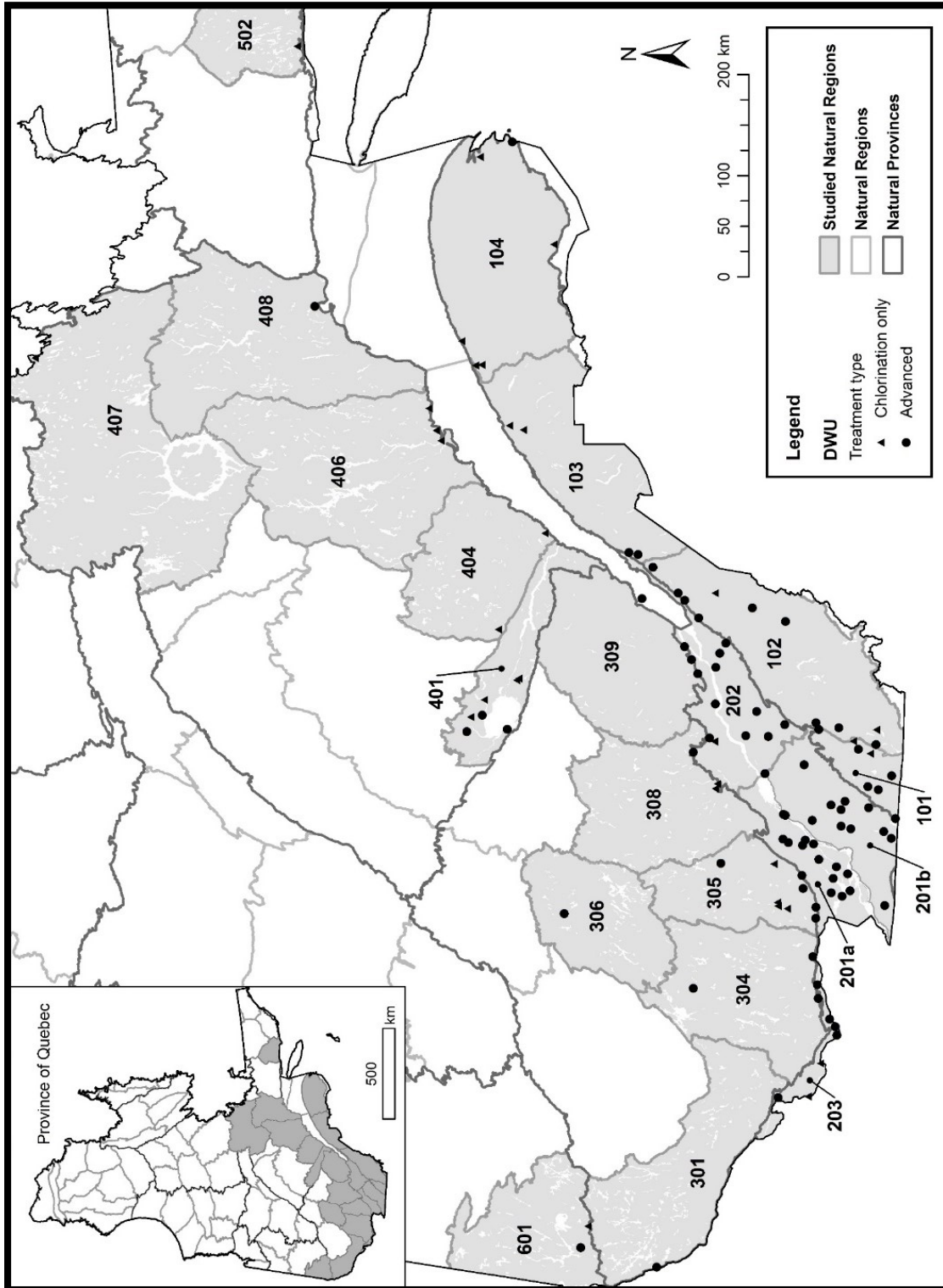
<sup>4</sup> Natural regions are geographic units distinguished on the basis of regional geology, geomorphology and climate (Li and Ducruc 1999).

measurements were selected from a large drinking water database (*Banque informatisée Eau Potable*) with information from compulsory drinking water quality samples and utility-related information managed by the MDDELCC (2010a). Water samples were collected at least four times a year (once per season) by drinking water operators and analyzed by certified laboratories (Government of Quebec 2009). TTHM concentrations were measured between 2006 and 2009 for a total of 3188 samples (representing the first-level variable for the model). These samples were collected from 112 DWUs (representing the second level for the model) located in the Province of Quebec and supplied by surface water. The DWUs were located mostly in the southern part of Quebec where most of the population of Quebec resides, and the region under study covered 20 natural regions<sup>5</sup> (representing the third level for the model). The information about DWU treatment type was collected from a MDDELCC online database (MDDELCC 2010b). The treatment information in this database is updated regularly and includes the presence or absence of five treatment types for DWUs supplied by surface water: chlorination, filtration, ozonation, activated carbon, and ultraviolet (UV). DWUs using at least one treatment type in addition to chlorination were considered in the “more advanced treatment” category (80 DWUs) and DWUs using only chlorination as treatment were considered in the “chlorination only” category (32 DWUs). The information was retrieved in early 2010 in order to best represent the treatment used during the current period (2006-2009). The location of DWUs, their treatment types, and the natural regions are presented in Figure 5.1.

Data on precipitation and temperature for the current period were collected daily from a climatic database known as *Info-climat* (MDDELCC 2010c). The climate station located closer to a DWU’s water source intake was selected to represent climate for the DWU in question. When information was lacking, the second closest climate station was used to fill the missing data (within a 100 km radius). Climate information was collected from November 2005 to December 2009. Data mean values per DWU for TTHM concentrations, precipitation, temperature, and treatment types can be found in Appendix C.

---

<sup>5</sup> One natural region (201) surrounding the Montreal metropolitan region contained a relatively high number of DWUs compared to the other natural regions. To establish a relatively similar weight for each natural region in the modeling process and since surface water in region 201 is clearly influenced by two different types of geographical landscapes (i.e., if divided by the St. Lawrence River, the northern part is influenced by the southern Laurentian and the southern part, by the Appalachians), the natural region was divided in two (i.e., regions 201a and 201b). Therefore, in the modeling process, there are 21 natural regions instead of 20.



**Figure 5.1.** Geographical distribution of DWUs and natural regions/provinces considered in the study (Province of Quebec, Canada). DWUs are identified according to their treatment type.

## 5.2.2 Description of climate models and emission scenarios used for climate prediction

Climate models and emission scenarios were used to predict climate change using different calculation methods (climate models – section 5.2.2.1) and under different possible scenarios of greenhouse gas (GHG) emissions (emission scenarios – section 5.2.2.2).

### 5.2.2.1 Climate models

Climate models are a mathematical representation of the climate system based on physical, chemical and biological properties. They simulate the dynamics of the climate system to project future climate (Parry *et al.* 2007). Two climate models were used to estimate future variations in climate: one coupled global climate model and one regional climate model. Coupled global climate models are able to consider simultaneously the effects of the atmosphere, the earth and oceans around the planet but, due to their high needs in calculating capacity, offer a coarse spatial and temporal resolution. Regional climate models are nested within global models and can focus on one specific region and provide a more detailed analysis of local climate conditions (World Meteorological Organization – WMO 2015).

The coupled global climate model selected for this study is the Third Generation Coupled Global Climatic Model, version T47 (CGCM3T47) developed by the Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis<sup>6</sup> (CCCMA) and the regional climate model selected is the Canadian Regional Climate Model (CRCM), version 4.2.3 developed by the Climate Simulation Team at Ouranos<sup>7</sup>. Both models were selected from the models available on the CCCMA website (CCCMA 2014). The CRCM model was developed for the Province of Quebec and was the only regional model available. It was selected in order to compare predicted climate values and resulting probabilities of TTHM concentrations exceeding the threshold between a regional climate model (offering a more detailed analysis of local climate conditions) and a more generalized global model. The CGCM3T47 climate model was selected over other available climate models because it is used for nesting data on the CRCM (CCCMA 2014) and its outputs are similar in trend and magnitude to the climate multi-model mean values in the Fourth Assessment Report for the area of study (Fenech *et al.* 2007).

---

<sup>6</sup> CCCMA: [www.cccma.ec.gc.ca](http://www.cccma.ec.gc.ca)

<sup>7</sup> Ouranos is a consortium on regional climatology and adaptation to climate change located in the Province of Quebec: [www.ouranos.ca](http://www.ouranos.ca)



### 5.2.2.2 Emission scenarios

Outputs from all emission scenarios available on the CCCMA website for each climate model were included in the analysis. Emission scenarios are predictions of GHG, aerosols and other pollutants emission increases based on expected estimations of population growth, economic patterns, technology and other factors (WMO 2014). Climate estimates were available for three emission scenarios (B1, A1B and A2) from the CGCM3T47 climate model (global), and for one emission scenario (A2) from the CRCM climate model (regional). The emission scenarios were identified as G.B1, G.A1B, G.A2 and R.A2, where the first letter represents the global (G) or regional (R) climate models and the following characters represent the emission scenario (B1, A1B or A2) considered. Descriptions of the emission scenarios considered are presented in Table 5.2.

**Table 5.2.** Description of emission scenarios considered in the study (information was selected from IPCC, 2000).

<b>Emission Scenario</b>	<b>Description</b>	<b>Global Population</b>	<b>Economical patterns</b>	<b>Technology</b>	<b>Level of GHG emissions</b>
G.B1	Emphasises on global solutions to economic, social and environmental sustainability	Peaks in mid-century and declines afterwards	Rapid change towards a service and information economy with less material intensity	Development of clean and resource-efficient technology	Least extreme
G.A1B	Convergence among regions, capacity building and increased cultural and social interaction	Peaks in mid-century and declines afterwards	Very rapid economic growth	Balance of energy technology (between fossil and non-fossil fuels)	Average
G.A2 / R.A2	Heterogeneous world relying on self-reliance and preservation of local identities	Continuously increasing	Regional economic development	Slower technological change	Most extreme

## 5.2.3 Methodology used to predict the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold

### 5.2.3.1 Determination of time periods

Various time periods were used to study the evolution of the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold in time. The first time period was the current period. It covered the same four years that were used to build the regression model (2006-2009). This current period represented actual data to compare the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold with three other

predicted periods based on 30-year segments between the end of the current period (2010) and the last year of available climate predictions (2099). These predicted periods corresponded to those generally used by the IPCC in the Fourth Assessment Report (IPCC 2007): 2010-2039 (2020), 2040-2069 (2050), and 2070-2099 (2080). One more time period (reference period) covering 20 years (1998-2017) was selected as an indicator of the current period (+/- eight years). This reference period was used solely in the methodological process to estimate future variations in climate, as explained in section 5.2.3.4. Therefore, no probability results were calculated for the reference period.

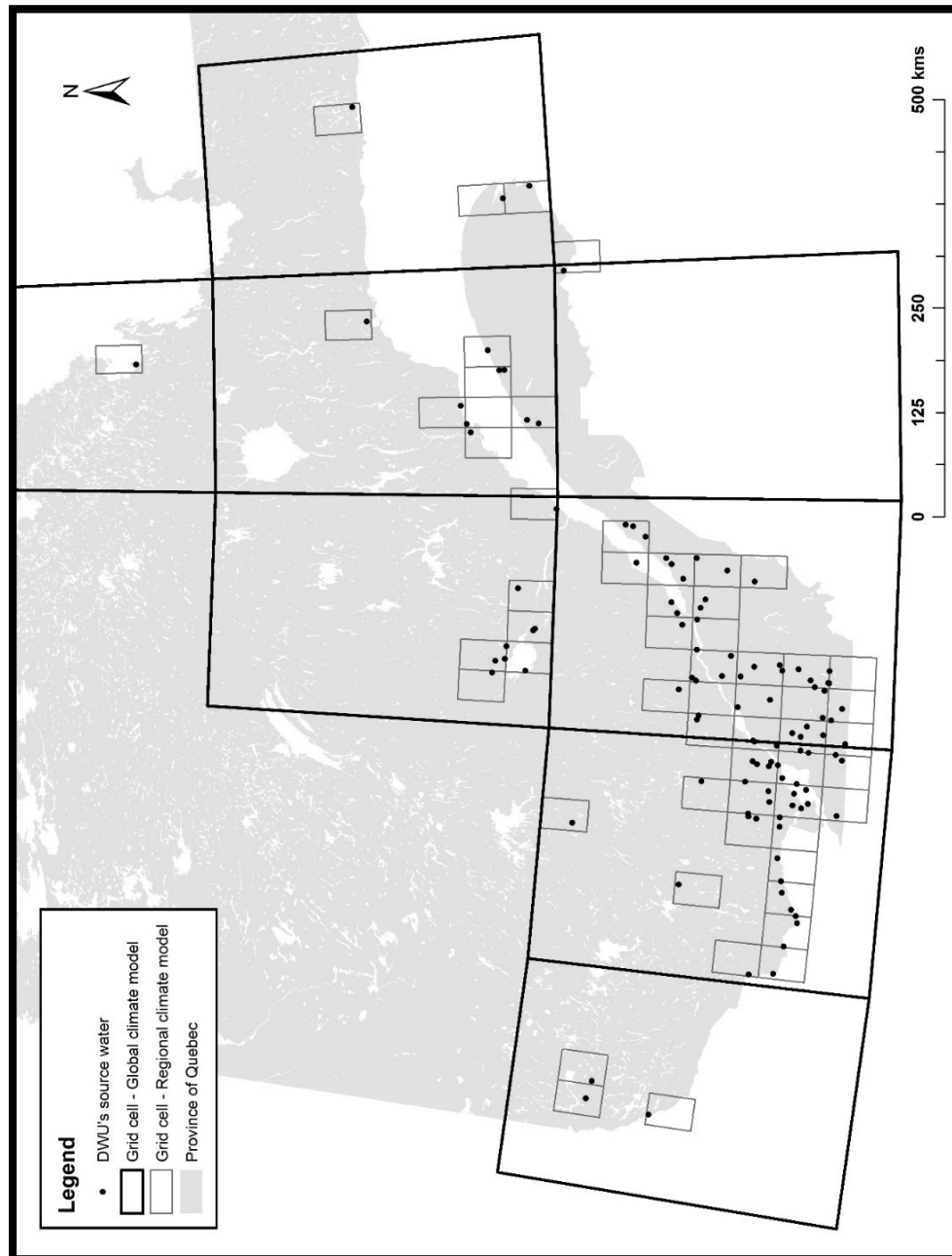
### ***5.2.3.2 Selection and adaptation of variables from the climate models***

Variables from the climate models were selected to be used as indicators of the climatic variables considered in the TTHM regression model (section 5.2.1.1). They served to model the impacts of future variations in climate on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. We selected two variables from the climate models with a seasonal frequency: “temperature mean max” (°C) and “total precipitation” (mm/day). The “temperature mean max” variable is the seasonal mean value from maximum daily temperatures and was selected to represent the temperature variable from the regression model (60-day mean of maximum daily temperatures). The “total precipitation” variable was the seasonal mean of daily amount of precipitation estimated and was selected, with a slight adaptation, to represent the precipitation variable from the regression model (10-day total rain precipitation). The adaptation contained two steps to change daily precipitation to 10-day periods. The first step consisted of computing, for each season, the mean number of days with precipitation over the current period (2006-2009) based on climate values from all climate stations used in the study. For one 10-day period, it was determined that rain falls on average 1.1 day during winter, 3.3 days during spring, 4.8 days during summer, and 4.1 days during fall. Then, we multiplied precipitation outputs from the climate models by the factor associated with its season. For example, if the total precipitation value from the climate model was 10 mm/day during the summer, its value would be multiplied by 4.8 (factor associated with summer) for a total of 48 mm over 10 days.

### ***5.2.3.3 Association of climate information with DWUs***

Each climate model predicts temperature and precipitation values for a set of surface grid cells. The resolution of surface grid cells depends on the climate model selected and each surface grid cells from one climate model is given climate values for each emission scenario. The association of surface grid cells with each DWU was based on the geographical location of the DWU’s source water uptake. For

all DWUs, the global climate model included outputs for eight surface grid cells and each surface grid cell covered between one and 46 DWUs, while the regional climate model included outputs for 59 surface grid cells and each cell covered between one and six DWUs. The location of surface grid cells and DWU source water uptakes are shown in Figure 5.2.



**Figure 5.2.** Location of surface grid cells from the global and the regional climate models and location of DWUs' source water included in the study.

#### 5.2.3.4 *Estimating climate values for predicted periods*

As mentioned in the previous section (5.2.3.3), temperature and precipitation values from the climate models varied spatially according to surface grid cells and each surface grid cell could represent up to 46 DWUs. In order to ensure a spatial variation of climate values within each surface grid cell, we estimated climate values using three steps according to the methodology suggested by Köhler *et al.* (2009). For each surface grid cell and each year between 1998 (beginning of the reference period) and 2099 (end of the last predicted period), the climate models calculated a seasonal mean of temperature and precipitation based on the methodologies of the climate models and the estimations of the emission scenarios. Using these results, we calculated climate seasonal means for the reference period and all three predicted periods. Then, for each season and each emission scenario, we calculated the difference in climate values between the reference period and each of the predicted periods. This allowed us to estimate seasonal variations in temperature and precipitation between the reference period and each predicted period. Finally, we considered temperature and precipitation values associated with each TTHM sample from the current period and added, for each predicted period and emission scenario, the seasonal climate variation value estimated from the surface grid cell associated with their respective DWU.

Therefore, for each of the TTHM samples ( $n=3188$ ) in the current period, there was one climate value estimated for each predicted period (2020, 2050, 2080) and for each emission scenario (G.B1, G.A1B, G.A2, R.A2) for a total of more than 40,000 climate values. All climate values estimated from this method were used to calculate the predicted probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (section 5.2.3.5). In addition to improving the spatial variability of climate values within each surface grid cell, this methodology allowed us to compare similar number of years between the reference period (20 years<sup>8</sup>) and the predicted periods (30 years), rather than the current period (4 years) and predicted periods (30 years) when predicting variations in climate.

---

<sup>8</sup> The number of years for the reference period was restricted to 20 years (rather than 30 years) to limit overlapping with the 2020 predicted period and to obtain a better representation of the climate during the current period, which represents seven years.

### 5.2.3.5 Predicting the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold

The equation used to calculate the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was based on a previously developed multilevel logistic regression model, as mentioned in section 5.2.1.1 (Equation 1).

$$\hat{\pi}_{ijk} = \frac{1}{1 + \exp(-(B_0 + Res_{jk} + Res_k + B_1 * Treat_{jk} + B_2 * Temp_{ijk} + B_3 * Prec_{ijk}))} \quad (1)$$

Where  $\hat{\pi}_{ijk}$  is the predicted probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for sample  $i$  in DWU  $j$  nested in natural region  $k$ ;  $B_0$  is the log-odds of that probability when all variables have a value of zero;  $Res_{jk}$  is the residual specifically for the DWU  $j$  in natural region  $k$ ;  $Res_k$  is the residual specifically for natural region  $k$ ;  $B_1$  is the increase in log-odds for a DWU that uses more advanced treatment instead of chlorination only;  $Treat_{jk}$  is the DWU's treatment type value (0 for chlorination only and 1 for more advanced treatment);  $B_2$  and  $B_3$  are the increase in log-odds for an increase of one unit in temperature (°C) and precipitation (mm), respectively; and  $Temp_{ijk}$  and  $Prec_{ijk}$  are the temperature and the precipitation values associated to the TTHM sample, respectively.

All parameters ( $B_x$  and residual values) from the equation remained constant for each probability calculated. Similarly, the treatment type remained unchanged. Therefore, possible treatment type modifications throughout the years were not considered in the analysis. However, temperature and precipitation values were representative of climate values from the current and predicted periods, and from each emission scenario. There was one probability result calculated for each climate value (i.e., more than 40,000 probability results).

### 5.2.4 Statistical analysis

The comparison of climate values and the probabilities of TTHM concentrations exceeding the threshold between time periods, emission scenarios, seasons and treatment types was carried out using a pairwise mean comparison tests in Stata (StataCorp 2013). A pairwise mean comparison test compares each possible pair of categories and tests the difference between them with the Student's t-test. Results are presented as p-values, considered statistically significant at three different levels (0.1, 0.05, and 0.01).

## **5.3 Results and discussion**

### **5.3.1 Temperature and precipitation estimations by season, time periods and emission scenarios**

Seasonal and overall temperature and precipitation values for the current period plus the difference and significance levels between the current period and the predicted periods for each emission scenario are presented in Table 5.3. Temperatures increase in time for all emission scenarios and seasons. Increases in temperatures are very significant (i.e.,  $p$ -value  $< 0.01$ ) between the current period and both the 2050 and 2080 predicted periods. Increases in temperature between the current period and the 2020 predicted period are significant mostly for the G.A1B and the G.A2 emission scenarios, demonstrating higher temperature increases sooner (in time) for those two emission scenarios. The biggest increase for all seasons is within both A2 emission scenarios (G.A2 and R.A2), the most extreme emission scenarios in terms of GHG emissions. Moreover, the biggest seasonal temperature increases are expected in winter and summer. According to the results presented in Table 5.3, most precipitation values are not expected to vary significantly in time. The climate models predicted a slightly significant ( $p$ -value  $< 0.1$ ) increase in precipitation in the spring between the current period and the 2080 predicted period for the A2 emission scenarios (G.A2 and R.A2) and a slightly significant decrease ( $p$ -value  $< 0.1$ ) in precipitation in the summer between the current period and the 2080 predicted period for the R.A2 emission scenario. All other predicted variations are not statistically significant. Mean estimated climate values and probability values (presented below, in section 5.3.2) for each DWU can be found in Appendix D.

### **5.3.2 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold**

#### ***5.3.2.1 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to emission scenarios and climate models***

The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for each emission scenario and climate model is presented in Table 5.4 (overall rows) and differences in probability between emission scenarios and their significance levels ( $p$ -values) are presented in Table 5.5. The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold increases, from the least extreme emission scenario (G.B1), to the most extreme emission scenarios (G.A2 and R.A2), and especially for the last predicted period (2080). Indeed, as indicated in Table 5.2, the three emission scenarios selected from this study have different levels of estimated GHG emissions. Based on these levels, the G.B1 emission scenario

is considered the least extreme, the G.A1B emission scenario is considered as average, and the A2 emission scenarios (G.A2 and R.A2) are considered the most extreme. Therefore, the results (Table 5.4) indicate that the emission scenarios influence, in the same way as their extremeness, the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold.

**Table 5.3.** Mean temperature and precipitation values for the current period and difference (and significance levels) with the predicted periods (over all grid cells from global and regional models).

E.S. <sup>1</sup>	Period/ Season	Temperature (°C)				Precipitation (mm/10-days)			
		Cur. <sup>1</sup>	Cur.-20 <sup>1</sup>	Cur.-50 <sup>1</sup>	Cur.-80 <sup>1</sup>	Cur. <sup>1</sup>	Cur.-20 <sup>1</sup>	Cur.-50 <sup>1</sup>	Cur.-80 <sup>1</sup>
G.B1	Winter	-2.0	0.3	1.4 ***	2.0 ***	10.7	0.0	0.1	0.1
	Spring	4.8	0.4 *	1.3 ***	1.6 ***	23.9	0.2	0.6	0.8
	Summer	22.7	0.4	1.2 ***	1.6 ***	42.1	0.1	-0.1	-0.3
	Fall	17.3	0.5 **	1.1 ***	1.7 ***	32.4	0.2	0.7	0.8
	Overall	10.7	0.4	1.2 ***	1.7 ***	27.2	0.1	0.3	0.4
G.A1B	Winter	-2.0	0.7 ***	2.4 ***	3.5 ***	10.7	0.0	0.2	0.3
	Spring	4.8	0.6 **	1.7 ***	2.7 ***	23.9	0.3	0.9	1.7
	Summer	22.7	0.6 **	1.8 ***	2.7 ***	42.1	-0.4	-0.7	-0.7
	Fall	17.3	0.4 *	1.6 ***	2.4 ***	32.4	-0.1	-0.1	0.9
	Overall	10.7	0.6 **	1.9 ***	2.8 ***	27.2	-0.1	0.1	0.6
G.A2	Winter	-2.0	0.6 ***	2.5 ***	4.4 ***	10.7	0.0	0.2	0.4
	Spring	4.8	0.4	1.7 ***	3.4 ***	23.9	0.5	1.4	2.5 **
	Summer	22.7	0.6 ***	1.9 ***	3.7 ***	42.1	-0.5	-0.8	-1.6
	Fall	17.3	0.5 **	1.8 ***	3.7 ***	32.4	0.1	1.0	0.9
	Overall	10.7	0.5 **	2.0 ***	3.8 ***	27.2	0.1	0.5	0.6
R.A2	Winter	-2.0	0.6 ***	2.4 ***	4.5 ***	10.7	0.1	0.1	0.3
	Spring	4.8	0.2	1.6 ***	3.2 ***	23.9	0.4	0.8	1.9 *
	Summer	22.7	0.8 ***	2.6 ***	5.0 ***	42.1	-0.6	-0.8	-2.1 *
	Fall	17.3	0.2	0.2 ***	3.6 ***	32.4	0.1	0.4	0.8
	Overall	10.7	0.4	0.4 ***	4.1 ***	27.2	0.0	0.2	0.3

<sup>1</sup> E.S.: Emission scenarios; Cur.: Current period; 20, 50, and 80: Predicted periods 2020, 2050, and 2080, respectively  
\*: significant at 0.1 (p-value); \*\*: significant at 0.05 (p-value), \*\*\*: significant at 0.01 (p-value)

Results from Table 5.5 also demonstrate that the estimated probabilities increase faster for the most extreme scenarios, since the differences between the emission scenarios increase considerably when the probabilities are predicted further in time. This results in an increasing significance (i.e., reduction of p-values) in probability differences between emission scenarios in time (Table 5.5). The 2020 and

the 2050 predicted periods do not show any statistically significant difference in probability between emission scenarios (p-value > 0.230). However, significant differences are observed for the 2080 predicted period when comparing the least extreme emission scenario (G.B1) with the most extreme emission scenarios (G.A2 and R.A2) (p-values < 0.005), and also when comparing the average emission scenario (G.A1B) with the regional extreme emission scenario (R.A2) (p-value: 0.054). No significant differences in probability are found between the regional climate model and the global climate model when comparing the A2 emission scenarios, even for the 2080 predicted period (p-value: 0.642). This could be explained by the use of average climate information (i.e., 60 days average temperature and 10 days total precipitation), which could reduce the detailed precision of local climate analysis offered by the regional climate model.

**Table 5.4.** Predicted probability (%) of TTHM concentrations exceeding the threshold according to emission scenario, season and time period.

Emission Scenario	Season	Current	Time periods		
			2020	2050	2080
<b>G.B1</b>	<b>Winter</b>	8.7	8.9	9.5	9.9
	<b>Spring</b>	12.1	12.5	13.2	13.5
	<b>Summer</b>	38.5	39.1	40.5	41.1
	<b>Fall</b>	27.7	28.4	29.3	30.2
	<b>Overall</b>	21.7	22.2	23.1	23.6
<b>G.A1B</b>	<b>Winter</b>	8.7	9.1	10.1	10.8
	<b>Spring</b>	12.1	12.6	13.6	14.5
	<b>Summer</b>	38.5	39.5	41.5	43.0
	<b>Fall</b>	27.7	28.3	30.1	31.4
	<b>Overall</b>	21.7	22.3	23.8	24.9
<b>G.A2</b>	<b>Winter</b>	8.7	9.1	10.2	11.4
	<b>Spring</b>	12.1	12.5	13.6	15.2
	<b>Summer</b>	38.5	39.5	41.6	44.5
	<b>Fall</b>	27.7	28.5	30.5	33.3
	<b>Overall</b>	21.7	22.3	23.9	26.1
<b>R.A2</b>	<b>Winter</b>	8.7	9.0	10.1	11.4
	<b>Spring</b>	12.1	12.4	13.5	14.9
	<b>Summer</b>	38.5	39.7	42.8	46.6
	<b>Fall</b>	27.7	28.0	30.0	33.1
	<b>Overall</b>	21.7	22.2	24.0	26.4
<b>All</b>	<b>Winter</b>	8.7	9.0	10.0	10.9
	<b>Spring</b>	12.1	12.5	13.5	14.5
	<b>Summer</b>	38.5	39.5	41.6	43.8
	<b>Fall</b>	27.7	28.3	30.0	32.0
	<b>Overall</b>	21.7	22.3	23.7	25.2



**Table 5.5.** Difference in probability of high TTHM occurrence (%) between emission scenarios for all predicted years and p-values (pairwise comparisons of means).

Predicted periods	Emission Scenarios	Difference			P-values		
		(column - row)					
		G.A1B	G.A2	R.A2	G.A1B	G.A2	R.A2
2020	G.B1	0.1	0.1	0.0	0.860	0.848	0.979
	G.A1B	-	0.0	-0.1	-	0.988	0.881
	G.A2	-	-	-0.1	-	-	0.869
2050	G.B1	0.7	0.8	0.9	0.405	0.305	0.239
	G.A1B	-	0.1	0.2	-	0.847	0.732
	G.A2	-	-	0.1	-	-	0.881
2080	G.B1	1.3	2.5	2.8	0.130	0.003	0.001
	G.A1B	-	1.2	1.5	-	0.143	0.054
	G.A2	-	-	0.3	-	-	0.642

### 5.3.2.2 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to time periods

The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to time periods is also presented in Table 5.4. The results demonstrate an increasing probability of TTHM concentrations exceeding the threshold in time for all emission scenarios. These increasing probabilities follow the same trend as temperature values predicted by the climate models, as shown in Table 5.3.

The difference in probability between time periods and their significance levels (p-values) is presented in Table 5.6. As hypothesized, the results demonstrate a relatively low, but statistically significant, increase in probability from the current period to the 2050 (p-value < 0.100) and the 2080 (p-value < 0.050) predicted periods for all emission scenarios. However, no statistically significant difference in probability is found between the current period and the 2020 predicted period (p-value > 0.400). The difference in probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between time periods increases as the emission scenarios become more extreme (i.e., from G.B1 to G.A2 and R.A2). This, once again, demonstrates a greater increase in probability in time for the most extreme scenarios and results in statistically significant differences in probability between the 2020 predicted period and the 2050 predicted period for the average (G.A1B) and the most extreme (G.A2 and R.A2) emission scenarios, and between the 2050 predicted period and the 2080 predicted period for the most extreme emission scenarios (G.A2 and R.A2).

**Table 5.6.** Difference in probability of high THM occurrence (%) between time periods for all emission scenarios and p-values (pairwise comparison of means).

Emission Scenarios	Time periods	Difference (column - row)			P-values		
		2020	2050	2080	2020	2050	2080
G.B1	Current	0.5	1.4	1.9	0.551	0.083	0.016
	2020	-	0.9	1.4	-	0.255	0.071
	2050	-	-	0.5	-	-	0.506
G.A1B	Current	0.6	2.1	3.2	0.444	0.010	<0.001
	2020	-	1.5	2.6	-	0.072	0.001
	2050	-	-	1.1	-	-	0.166
G.A2	Current	0.6	2.2	4.4	0.438	0.006	<0.001
	2020	-	1.6	3.8	-	0.049	<0.001
	2050	-	-	2.2	-	-	0.007
R.A2	Current	0.5	2.3	4.7	0.541	0.004	<0.001
	2020	-	1.8	4.2	-	0.023	<0.001
	2050	-	-	2.4	-	-	0.003

### 5.3.2.3 Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to seasons

The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to seasons for each time period and for each emission scenario separately and together (section “all”) are presented in Table 5.4. For each emission scenario and each time period, the water samples taken during summer have the highest probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, followed by the fall, spring and winter. These seasonal variations in probability follow the same pattern as temperature and precipitation (Table 5.3) which, based on the regression model, are positively correlated to the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold.

The differences in probabilities between seasons and their significance levels (p-values) for all emission scenarios and each time period are presented in Table 5.7<sup>9</sup>. The results show large and statistically significant intra-annual variations in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between seasons for all time periods (around 30% between winter and summer; p-value

<sup>9</sup> We merged the results from all emission scenarios because in almost all cases, there was no significant difference in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold between emission scenarios (section 5.3.2.1).

< 0.001). The results also show a slight increase in the intra-annual variations as probabilities are estimated further in time (i.e., increase in intra-annual variations through time of 0.2% between winter and spring and 3.1% between winter and summer), which means that intra-annual variations in probabilities are expected to increase in time.

**Table 5.7.** Differences in probabilities of high TTHM occurrence (%) and significance levels (p-values) between seasons for all emission scenarios and each time period.

Time period	Season	Difference (Column – row)			P-values		
		Spring	Summer	Fall	Spring	Summer	Fall
Current	Winter	3.4	29.8	19.0	0.016	<0.001	<0.001
	Spring	-	26.4	15.6	-	<0.001	<0.001
	Summer	-	-	-10.8	-	-	<0.001
2020	Winter	3.4	30.4	19.3	<0.001	<0.001	<0.001
	Spring	-	26.9	15.8	-	<0.001	<0.001
	Summer	-	-	-11.1	-	-	<0.001
2050	Winter	3.5	31.6	20.0	<0.001	<0.001	<0.001
	Spring	-	28.1	16.5	-	<0.001	<0.001
	Summer	-	-	-11.6	-	-	<0.001
2080	Winter	3.6	32.9	21.1	<0.001	<0.001	<0.001
	Spring	-	29.3	17.5	-	<0.001	<0.001
	Summer	-	-	-11.8	-	-	<0.001

#### 5.3.2.4 *Probability of TTHM concentrations exceeding the threshold according to treatment types*

Table 5.8 presents the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for DWUs using chlorination only and DWUs using more advanced treatment. Results are presented by seasons/overall and by time periods. For each time period and each season, the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold for DWUs using chlorination only as treatment is significantly higher than for DWUs using more advanced treatment (p-value <0.001). These results are in line with the regression model that presents a significantly higher log-odds value for DWUs using chlorination only (see Table 5.1). It is also extensively documented in the literature that DWUs using more advanced treatment are able to reduce organic THM precursors that originate from surface water prior

to chlorination, thus reducing TTHM concentrations (Kim and Yu 2005, Hrudey 2008, Matilainen *et al.* 2010).

**Table 5.8.** Comparison of the predicted probability (%) of TTHM concentrations exceeding the threshold between the DWU treatment types according to time periods and seasons.

Time periods	Treatment type	Winter	Spring	Summer	Fall	Overall	Intra-annual variation*
<b>Current</b>	<b>Cl2</b>	28.8	35.4	69.8	59.4	48.6	41.0
	<b>Advanced</b>	4.0	6.3	30.2	20.2	15.1	26.2
<b>2020</b>	<b>Cl2</b>	29.6	35.9	70.6	60.1	49.3	41.0
	<b>Advanced</b>	4.2	6.5	31.2	20.8	15.6	27.0
<b>2050</b>	<b>Cl2</b>	31.8	37.6	72.6	61.8	51.2	40.8
	<b>Advanced</b>	4.8	7.3	33.4	22.4	16.9	28.6
<b>2080</b>	<b>Cl2</b>	33.9	39.2	74.4	63.8	53.1	40.5
	<b>Advanced</b>	5.5	8.2	35.7	24.4	18.3	30.2
<b>Total variation**</b>	<b>Cl2</b>	5.1	3.8	4.6	4.4	4.5	
	<b>Advanced</b>	1.5	1.9	5.5	4.2	3.2	

\* Intra-annual variations correspond to the variation in probability between seasons having the lowest (i.e., winter) and the highest (i.e., summer) probabilities.

\*\* Total variations correspond to the variation in probability between the current period and the 2080 predicted period. The overall total variation is significant for both treatment types (p-value < 0.01).

The results also show that DWUs using more advanced treatment are more resilient to intra-annual variations. Indeed, DWUs that use chlorination alone show a greater intra-annual variation than DWUs that use more advanced treatment. Also, as was the case when analyzing the difference in probability between time periods for all DWUs, the results show a relatively small, but statistically significant, increase in probability in time for DWUs using either type of treatment. Indeed, Table 5.8 shows that total variations (i.e., difference between the current period and the 2080 predicted period) are predicted to be approximately 4.5% for DWUs using chlorination only and 3.2% for DWUs using more advanced treatment. This suggests that overall, DWUs using more advanced treatment tend to be more resilient than DWUs using chlorination only, not only in terms of intra-annual variations, but also to predicted climate variations through time. However, while intra-annual variations increase from approximately 30% for DWUs using more advanced treatment to approximately 40% for DWUs using chlorination only, the increases in probability in time (i.e., total variation) are much smaller.

This comparison shows a relatively small increase in probability in time, when compared with the reduction of probability for DWUs using more advanced treatment, rather than chlorination only, and also when compared with the intra-annual variations that DWU operators are currently dealing with.

## 5.4 Summary and conclusions

Previous analyses (i.e., Cool *et al.* submitted) have identified temperature and precipitation as having a significant influence on the probability of TTHM concentrations exceeding a threshold of 80 µg/L (based on the mean annual regulatory threshold from the QDWR – Government of Quebec 2009). Using the same multilevel logistic regression model of Cool *et al.* (submitted) and based on climate models and emission scenarios, this paper explored and estimated the impact of possible future changes in temperature and precipitation on the probability of TTHM concentrations exceeding that specific threshold. It was hypothesized that this probability could increase as a result of future variations in temperature and precipitation related to climate change. It was also hypothesized that DWUs that use more advanced treatment should prove to be more resilient to climate change than DWUs that use chlorination only.

The multilevel logistic regression model included three variables (treatment type, temperature and precipitations) and considered a three-level hierarchical structure (samples, DWUs and natural regions). Future variations in temperature and precipitation were estimated from two climate models: one global (CGCM3T47) and one regional (CRCM) and from four emission scenarios (G.B1, G.A1B and G.A2 for the global climate model and R.A2 for the regional climate model). The probability of TTHM concentrations exceeding the threshold was estimated for the current period (2006-2009) and three predicted periods: 2010-2039 (2020), 2040-2069 (2050) and 2070-2099 (2080), and was compared between emission scenarios and climate models, time periods, seasons, and treatment types.

Temperatures are expected to increase significantly in time for all seasons and all emission scenarios. Precipitation shows almost no statistically significant predicted variations except for a slight increase in precipitation between the current period and the last predicted period (2080) using the most extreme emission scenarios during spring (G.A2 and R.A2) and a slight decrease in precipitation between the current period and the last predicted period (2080) using the R.A2 emission scenario during summer.

Statistically significant differences in probability were found for the 2080 predicted period only, between the least extreme emission scenario (G.B1) and the most extremes emission scenarios (G.A2 and R.A2) and between the average emission scenario (G.A1B) and the most extreme emission scenario from the regional climate model (R.A2). Statistically significant differences in probability were found between the current period and both the 2050 and the 2080 predicted periods, for all emission scenarios. Finally, large statistically significant differences in probability were found between seasons and between treatment types with higher probabilities during summer, followed by fall, spring and winter, and for DWUs using chlorination alone as treatment.

As hypothesized, there was a small, but statistically significant, increase in the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold through time and DWUs using more advanced treatment proved to be more resilient to climate change. These results also showed a great difference in probability between the treatment types and between seasons. Thus, the improvement of water treatment over the years through the use of technologies that contribute to removing DBP precursors or improving the efficiency of the treatment should have a great impact on reducing the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold. For DWU currently using chlorination only (most of them, small systems), these treatment improvements will necessarily emerge as the QDWR makes its mandatory for DWUs supplied by surface water to remove contaminants through a filtration process (Government of Quebec 2014). Therefore, we believe that in the future, these changes in treatment efficiency could significantly reduce the influence of climate change on the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold, especially since DWUs in the Province of Quebec are built to cope with large intra-annual variations.

Studies considering the impact of climate change on DBPs are still at an exploratory stage, as most research on drinking water quality and climate change has focused on microbiological water quality. To our knowledge, only one study has previously examined the subject (i.e., Delpla *et al.* in press) and it is the first time that the impact of climate change on DBPs has been studied at such a large scale. In fact, our study considered 112 DWUs using different types of treatments and located across the Province of Quebec. The study also considered a multilevel logistic regression model, which allowed us consider the correlations of TTHM concentrations within DWUs, as well as the spatial autocorrelation of DWUs sampled within the same natural regions. Multilevel regression models are relatively new to the field of drinking water quality modeling and the methodology is particularly well suited to modeling hierarchically structured data (Rasbash *et al.* 2009). The same approach could

be used in future research to consider the impact of climate change on other DBPs or chemical substances affected by territorial and climatic characteristics. The same modeling strategy might also be useful in further studies to estimate the evolution of human exposure to drinking water contaminants in relation to climate change.

This study has limitations. For example, the study postulated that the type of treatment and treatment efficiency did not change over the years. However, in Canada and elsewhere, there have been many upgrades at municipal DWUs in recent years, mostly associated with regulatory updates. Moreover, even though NOM concentrations in source water are influenced by water temperature, precipitation and the natural region in which the DWU is located, it is also influenced by a very complex interaction of various factors that may change over time, such as land use or the patterns for NOM exports within watersheds (Mullholland 2003), not included in the analysis. The regression model used is generalized for regional analysis. While the model is a great tool for analyses on many DWUs, its logistic form does not allow the analysis of probabilities between DWUs or any other group of TTHM samples with similar concentrations. Finally, extreme climate events were not considered for this study. Extreme precipitation and drought may influence drinking water quality by its impact on source water (Hunter 2003, Chong Soh *et al.* 2008). Since the changes in source water quality during extreme climatic events can occur quickly, DWU operators might have a hard time adapting their treatment accordingly. Some studies have considered the impact of the predicted increase in the frequency of extreme weather events on the microbiological quality of drinking water (e.g., Curriero *et al.* 2001, Rose *et al.* 2001, Hunter 2003). High precipitation levels have been shown to significantly increase the probability of TTHM concentrations exceeding the threshold (Cool *et al.* submitted). In future work, it would be relevant to analyze the impact of extreme weather events on TTHM (or other DBPs) concentrations or on their probability of exceeding regulatory or health-based thresholds.

## 5.5 References

- Bourque A., Simonet G. (2008). "Québec". In: *Vivre avec les changements climatiques au Canada* : Edition 2007. D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix, E. Bush [Eds]. Government of Canada, Ottawa, Ont.: 171-226.
- Caissie D., El-Jabi N., Satish M.G. (2001). Modelling of maximum daily water temperatures in a small stream using air temperatures. *Journal of Hydrology*, 251: 14-18.
- CCCMA (2014). "Models". Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis. Government of Canada, Victoria B.C. [<http://www.ec.gc.ca/ccmac-cccma/default.asp?lang=En&n=4A642EDE-1>]; accessed July 23, 2014.
- Chang E.E., Guo H.C., Li I.S., Chiang P.C., Huang C.P. (2010). Modeling the formation and assessing the risk of disinfection by-products in water distribution systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(10): 1185-1194.
- Charron D.F., Thomas M.K., Waltner-Toews D., Aramini J.J., Edge T., Kent R.A., Maarouf A.R., Wilson J. (2004). Vulnerability of waterborne diseases to climate change in Canada: A review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20): 1667-1677.
- Chen B., Westerhoff P. (2010). Predicting disinfection by-product formation potential in water. *Water Research*, 44: 3755-3762.
- Chong Soh Y., Roddick F., van Leeuwen J. (2008). The future of water in Australia: The potential effects of climate change and ozone depletion on Australian water quality, quantity and treatability. *Environmentalist*, 28: 158-165.
- Chowdhury S., Champagne P., McLellan P.J. (2010). Factorial analysis of trihalomethanes formation in drinking water. *Water Environment Research*, 82(6): 556-566.
- Coffey R., Benham B., Krometis L.-A., Wolfe M.L., Cummins E. (2014). Assessing the effects of climate change on waterborne microorganisms: Implications for EU and U.S. water policy. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(3): 724-742.
- Cool G., Lebel A., Sadiq R., Rodriguez M.J. (2014). Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water. *Science of the Total Environment*, 490: 947-956.
- Cool G., Lebel A., Sadiq R., Rodriguez M.J. (submitted). Modelling the regional variability of the probability of high trihalomethane occurrence in municipal drinking water. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- 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.



- Dalva M., Moore T.R. (1991). Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. *Biogeochemistry*, 15: 1-19.
- 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: 1225-1233.
- Delpla I., Scheili A., Guilherme S., Cool G., Rodriguez M.J. (in press). Variations of disinfection by-product levels in small drinking water utilities according to climate change scenarios: A first assessment. *Journal of Water and Climate*.
- Fenech A., Comer N., Gough B. (2007). "Selecting a global climate model for understanding future projections of climate change". In: Linking climate and impact models to decision and policy making. A. Fenech, J. I. MacLellan [Eds]. Environment Canada, Toronto, Ont.: 133-145.
- Government of Quebec (2009). Règlement sur la qualité de l'eau potable. RQLQ, c. Q-2, R.18.1.1. Les Publications du Québec, Québec, Qc.
- Government of Quebec (2014). Règlement sur la qualité de l'eau potable. c. Q-2, r40. Les Publications du Québec, Québec, Qc.
- Gray N.F. (2008). "Disinfection by-products." Chapter 18. In: Drinking water quality: Problems and Solutions, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 297-306.
- Hrudey S.E. (2008). "Les sous-produits de la désinfection (SPD) par chloration dans l'eau potable et la santé publique au Canada". Centre de Collaboration Nationale en Santé Environnementale, Agence de la Santé Publique du Canada, Ottawa, Ont.: 213p. [[http://www.ccnse.ca/sites/default/files/Desinfection\\_chloration\\_sous-produits\\_mar\\_2008.pdf](http://www.ccnse.ca/sites/default/files/Desinfection_chloration_sous-produits_mar_2008.pdf)]; accessed April 8, 2015.
- Hunter P.R. (2003). Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*, 94: 37S-47S.
- IPCC (2000). "Emission scenarios: Summary for policymakers". International Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland: 27p. [[www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-en.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-en.pdf)]; accessed July 23, 2014.
- IPCC (2007). "Climate change 2007: Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerabilities". International Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland. [[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg2/en/ch11s11-3.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/ch11s11-3.html)]; accessed March 1, 2015.
- IPCC (2013). "Résumé à l'intention des décideurs, Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques". In: Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M Midgley [Eds]. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Jardine P.M., Weber N.L., McCarthy J.F. (1989). Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Science Society America Journal*, 53: 1378-1385.
- Kim H.-C., Yu M.-J. (2005). Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research*, 39(19): 4779-4789.
- King W.D., Dodds L., Allen, A.C. (2000). Relation between stillbirth and specific chlorination by-products in public water supplies. *Environmental Health Perspectives*, 108(9): 883-886.
- Köhler S.J., Buffam I., Seibert J., Bishop K.H., Laudon H. (2009). Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *Journal of Hydrology*, 373: 44-56.
- Komulainen H. (2004). Experimental cancer studies of chlorinated by-products. *Toxicology*, 198: 239-248.
- Li T., Ducruc J.P. (1999). « Les provinces naturelles: Niveau I du cadre écologique de référence du Québec ». MDDELCC, Québec, Qc.  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/); consulté le 8 avril 2015.
- Matilainen A., Vepsäläinen M., Sillanpää M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advanced in Colloid and Interface Science*, 159: 189-197.
- MDDELCC (2010a – acquired in). Banque informatisée eau potable: 2006-2009 [database]. Direction des politiques de l'eau, MDDELCC, Québec, Qc.
- MDDELCC (2010b – acquired in). "Répertoire des stations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface". MDDELCC, Québec, Qc.  
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index.asp>; accessed July 7, 2014.
- MDDELCC (2010c – acquired in). Climate data: 2005-2009 [database]. Service Info-climat, MDDELCC, Québec, Qc.
- MDDELCC (2012 – acquired in). Québec Ecological Frame of Reference [map]. Direction du patrimoine écologique et des parcs, MDDELCC, Québec, Qc.
- Mulholland P.J. (2003). "Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux and sources". In: *Aquatic Ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. S.E.G. Finlay, R.L. Sinsabaugh [Eds]. Academic Press, Elsevier Science, San Diego, California, US: 512p.
- Obolensky A., Singer P.C. (2008). Development and interpretation of disinfection byproduct formation models using the Information Collection Rule database. *Environmental Science and Technology*, 42(15): 5654-5660.
- Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E. [Eds] (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the

Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 976p.

Patz J.A., Vavrus S.J., Uejio C.K., McLellan S.L. (2008). Climate change and waterborne disease risk in the Great Lakes region of the US. *American Journal of Preventive Medicine*, 35(5): 451-458.

Rasbash J., Steele F., Browne W.J., Goldstein H. (2009). A user's guide to MLwiN, Version 2.10. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK: 296p.

Reckhow D.A., Rees P.L.S., Bryan D. (2004). Watershed sources of disinfection byproduct precursors. *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(4): 61-69.

Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D., Schoeny R., DeMarini D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636: 178-242.

Richardson S.D., Postigo C. (2012). "Drinking water disinfection by-products". In: The handbook of environmental chemistry: Emerging contaminants and human health. D. Barceló [Ed.]. Springer, London, UK, 93-138.

Rook J.J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 4(23): 234-243.

Rose J.B., Epstein P.R., Lipp E.K., Sherman B.H., Bernard S.M., Patz J.A. (2001). Climate variability and change in the United States: Potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environmental Health Perspectives*, 109(S2): 211-221.

Sadiq R., Rodriguez M.J. (2011). "Empirical models to predict disinfection by-products (DBPs) in drinking water". In: Encyclopedia of Environmental Health. J. Nriagu [Ed.]. Elsevier, Amsterdam, Netherlands: 282-295.

StataCorp (2013). Stata Statistical Software: version 13 [Software]. StataCorp LP, College Station, Texas.

WMO (2014). "Emission scenarios: What are emission scenarios?" World Meteorological Organisation. [[http://www.wmo.int/pages/themes/climate/emission\\_scenarios.php](http://www.wmo.int/pages/themes/climate/emission_scenarios.php)]; accessed August 27, 2014.

WMO (2015). "Climate models". World Meteorological Organisation. [[http://www.wmo.int/pages/themes/climate/climate\\_models.php](http://www.wmo.int/pages/themes/climate/climate_models.php)]; accessed February 17, 2015.

Zhang Y., Martinez D., Collins C., Graham N., Templeton M.R., Huang J., Nieuwenhuijsen M. (2011). Modelling of haloacetic acid concentrations in a United Kingdom drinking water systems. *Journal of Water Supply, Research and Technology*, 60: 275-285.



# Chapitre 6: Conclusion générale

## 6.1 Principaux résultats et constats

L'objectif principal de cette thèse consistait à élaborer des modèles de régression permettant d'estimer et d'expliquer, à l'échelle régionale, la variabilité présente et future de la probabilité d'une présence élevée de trihalométhanes (THM) dans l'eau potable. L'élaboration de ces modèles de régression devait permettre d'identifier, entre autres, les caractéristiques géographiques et climatiques qui favorisent la formation de THM dans l'eau potable et d'évaluer la diversité régionale de la probabilité que les concentrations de THM totaux (TTHM) dépassent un seuil précis. L'objectif de cette thèse fut atteint par le biais de quatre objectifs spécifiques, dont les trois derniers ont été publiés ou soumis à une revue scientifique.

Le premier objectif de cette thèse (chapitre 2) consistait à développer une base de données pour dresser un portrait régional de la variabilité géographique et temporelle de la qualité de l'eau potable en fonction des caractéristiques associées à la source d'eau et à son environnement, aux infrastructures de traitement et de distribution de l'eau potable et à d'autres paramètres de la qualité de l'eau. Cette base de données, nommée la base de données sur la qualité de l'eau potable (BDQEP), a permis de mettre en valeur et en association des bases de données de différentes natures et disponibles auprès de différentes instances gouvernementales. Elle comprend des informations variées qui permettent d'analyser la qualité de l'eau potable en utilisant une approche intégrée de la source au robinet. En plus de favoriser l'accès à d'autres étudiants et chercheurs voulant réaliser des travaux de recherches sur la qualité de l'eau potable municipale, la BDQEP a pu être utilisée dans le cadre de chacun des objectifs de cette thèse.

Le modèle de base de données choisi pour construire la BDQEP fut le modèle relationnel. Ce type de modèle a été choisi principalement puisqu'il permet d'offrir une base de données facile à construire, à entretenir et à mettre à jour (Oppel 2009). Le choix du système de gestion de base de données (SGBD), soit Access 2013 (Microsoft Corporation 2013), a permis la mise en place et l'exploitation de la base de données et a permis d'effectuer des requêtes dans un environnement graphique

convivial. De plus, contrairement à plusieurs SGBD relationnelles, Access 2013 ne requiert pas l'apprentissage du langage SQL (Inisan 2003).

Au total, la BDQEP regroupe cinq bases de données dont trois sont des bases de données relationnelles (banque informatisée eau potable [BIEP], banque sur la qualité du milieu aquatique [BQMA] et base de données Info-climat [BDIC]) et deux sont des bases de données cartographiques (cadre écologique de référence du Québec [CERQ] et couverture du sol). Les informations provenant des bases de données relationnelles furent recueillies au début de l'année 2010 pour la période de 2003 à 2009, inclusivement. Puisque le règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) fut adopté en 2001, la collecte de données à partir de 2003 assurait une marge de manœuvre quant à l'adaptation des municipalités aux nouvelles obligations réglementaires de suivi et d'analyse de la qualité de l'eau, et permettait ainsi une meilleure uniformité de l'information disponible. En tout, les données recueillies auprès de la BIEP représentent 798 municipalités, 894 postes de traitement d'eau, 1 055 réseaux de distribution desservant entre 22 et plus de 1,5 million de personnes, 1 672 prises d'eau potable, 12 paramètres et près de 4 millions de résultats d'analyses de la qualité de l'eau potable. Les données de la BQMA furent recueillies auprès de 215 points d'échantillonnage pour 10 paramètres avec un total de 144 343 résultats d'analyses. Finalement, les données de la BDIC furent recueillies auprès de 353 stations d'échantillonnage pour 14 paramètres avec un total d'environ 8,2 millions de résultats d'analyses. Toutes les bases de données relationnelles comprennent les coordonnées géographiques des prises municipales d'eau brute de la BIEP, des points d'échantillonnage de la BQMA et des stations climatiques de la BDIC afin de lier l'information de ces bases de données aux données des bases de données cartographiques.

La BDQEP offre une information riche concernant un grand nombre de SAEP municipaux. Comme constaté à la suite d'une revue de littérature par Sadiq et Rodriguez (2004, 2011), la plupart des tentatives de modélisation des THM concernent des bases de données incluant un nombre limité de SAEP. Ainsi, à notre connaissance, il n'existe pas beaucoup de bases de données couvrant un aussi grand nombre de SAEP. Aux États-Unis, nous avons recensé deux principales bases de données, soit l'*Information Collection Rule database (ICR)* et le *Safe Drinking Water Information System (SDWIS)*. La ICR contient de l'information sur les éléments pathogènes et leurs indicateurs dans les sources d'eau brute, les concentrations de désinfectant et de sous-produits de la désinfection (SPD) dans l'eau potable et certaines caractéristiques des systèmes de traitement de l'eau potable (US Environmental Protection Agency - USEPA 2011) alors que la SDWIS contient de l'information

concernant les SAEP publics et les dépassements de normes sur la qualité de l'eau potable depuis 1993 (USEPA 2014). Ces bases de données couvrent un très grand nombre de SAEP (près de 160 000) à la grandeur des États-Unis et ont été utilisées pour plusieurs recherches (p. ex., Chapron et coll. 2000, Focazio et coll. 2000, Chellam et Taylor 2001, Obolensky et Singer 2005, 2008). Par contre, l'information concernant les résultats d'analyses de qualité de l'eau est limitée. La BDQEP inclut la presque totalité des SAEP de la province du Québec avec des résultats d'analyses pour 12 paramètres réglementaires, plus quelques résultats de campagnes d'échantillonnage concernant des paramètres d'intérêt (p. ex., acides haloacétiques – AHA). De plus, chaque SAEP comporte de l'information concernant sa prise d'eau brute et son type de traitement (BIEP) et concernant la qualité des eaux de surface (BQMA), le climat (BDIC), les divisions écologiques du territoire (CERQ) et la couverture du sol. Les SAEP représentés dans la BDQEP couvrent un territoire largement varié en ce qui concerne les caractéristiques géographiques et climatiques, ce qui permet d'offrir une base de données riche et très utile pour effectuer des études régionales sur la qualité de l'eau potable.

Comme mentionné précédemment, la BDQEP a été utilisée comme source de données pour les différents objectifs de cette thèse. Ainsi le deuxième objectif (chapitre 3) fait appel aux données de la BQMA, de la BDIC, du CERQ et de la couverture du sol, alors que les troisième et quatrième objectifs (chapitres 4 et 5) ont fait appel aux données de la BIEP, de la BDIC et du CERQ. De plus, la BDQEP a déjà été mise à la disposition d'autres membres de la Chaire de recherche en eau potable de l'Université Laval (CREPUL) pour leur permettre de réaliser d'autres études concernant la qualité de l'eau potable. D'ailleurs, en plus des trois articles scientifiques résultant de cette thèse, trois autres études utilisant les données de la BDQEP ont déjà été publiées (c.-à-d., Delpla et Rodriguez 2014 et Dyck et coll. 2015) ou soumis (Delpla et coll. soumis). À titre d'information, les deux articles publiés sont présentés dans l'Annexe A de cette thèse. Ceci est, à notre avis, la démonstration de l'originalité, de la pertinence et de l'utilité de la BDQEP.

Le deuxième objectif de cette thèse (chapitre 3) consistait à évaluer l'influence de diverses caractéristiques des bassins d'alimentation des eaux de surface du Québec sur les précurseurs de THM, plus particulièrement le carbone organique dissous (COD). Ces caractéristiques incluent certaines propriétés géophysiques (pente, pourcentage de milieux humides et pourcentage de forêts de conifères, de feuillus et mixtes), le climat (température de l'air et précipitations), les milieux écologiques (provinces naturelles) ainsi que le type cours d'eau (rivière ou lac).

Les études effectuées pour évaluer l'impact des caractéristiques géophysiques et du climat sur les concentrations de COD dans les eaux de surface de l'est du Canada (p. ex., Eckhardt et Moore 1990, D'Arcy et Carignan 1997, Hinton et coll. 1997 et Keller et coll. 2008) se sont toutes concentrées sur des régions précises. À notre connaissance, aucune étude de modélisation du COD couvrant la province de Québec n'était disponible avant cette étude. Or, la province de Québec offre une grande variabilité des caractéristiques géophysiques et climatiques (Li et Ducruc 1999). Puisque le COD est un précurseur à la formation de SPD dans l'eau potable, il importait d'évaluer l'influence des différentes caractéristiques géophysiques et climatiques et des régions écologiques sur la variabilité régionale des concentrations de COD dans les sources d'eau potable. De plus, l'utilisation de modèles de régression multiniveaux pour déterminer cette influence a permis de prendre en compte l'aspect hiérarchique naturel des données concernant les échantillons décrivant le COD (premier niveau) ainsi que les points d'échantillonnage et leurs bassins d'alimentation (deuxième niveau).

Une relation statistiquement significative fut obtenue entre les concentrations de COD et certaines caractéristiques du bassin d'alimentation, à savoir la température de l'air (+), les précipitations (+), le pourcentage de milieux humides (+), le pourcentage de forêts de conifères (+) et de forêts mixtes (+) et la pente (-). Les résultats concernant les variables significatives réitérent les résultats obtenus dans la littérature concernant la température (Evans et coll. 2005, Ågren et coll. 2010), les précipitations (Canham et coll. 2004, Ågren et coll. 2010), les milieux humides (Ågren et coll. 2010, Laudon et coll. 2011), les forêts (D'Arcy et Carignan 1997, Laudon et coll. 2011) et les pentes (Eckhardt et Moore 1990, D'Arcy et Carignan 1997). Ces variables significatives furent utilisées pour développer un modèle de régression multiniveau permettant d'estimer l'impact du climat et des caractéristiques géophysiques du bassin d'alimentation sur les concentrations de COD dans les eaux de surface. Un autre modèle fut également développé afin d'estimer l'impact du climat et des provinces naturelles sur les concentrations de COD. Une comparaison des deux modèles démontra que les caractéristiques géophysiques offrent une meilleure estimation des concentrations de COD que les provinces naturelles, mais que les provinces naturelles offrent tout de même une estimation statistiquement significative des concentrations de COD. Ainsi, il fut établi que, dans le cas où l'information sur les caractéristiques géophysiques ne serait pas disponible, les provinces naturelles pourraient éventuellement être considérées afin d'estimer les concentrations de COD dans les eaux de surface.



Les résultats de cette étude ont permis d'améliorer les connaissances concernant les paramètres géophysiques et climatiques pouvant influencer les précurseurs de THM dans les eaux de surface du Québec. De plus, cette étude a permis le développement d'un modèle de régression permettant d'estimer la variabilité régionale des concentrations de COD à l'échelle du Québec. Finalement, l'étude a permis de développer des indicateurs climatiques influençant les concentrations de COD qui ont été utilisés lors des deux derniers objectifs de cette thèse (chapitres 4 et 5). En effet, une comparaison des résultats de différents modèles de régression entre les concentrations de COD et les variables climatiques (précipitations et température) couvrant diverses périodes temporelles a permis de déterminer les périodes temporelles où les valeurs de précipitations et de températures influencent le plus les concentrations de COD. Les indicateurs climatiques sélectionnés furent la précipitation totale du premier au dixième jour précédant l'analyse et les températures moyennes du premier au soixantième jour précédant l'analyse.

Le troisième objectif de cette thèse (chapitre 4) consistait à développer des modèles de régression logistique multiniveaux afin d'explorer et d'analyser l'influence simultanée des écosystèmes, du climat, d'installations de traitement d'eau potable et d'autres paramètres de la qualité de l'eau potable sur la variabilité régionale de la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil de 80 µg/L. Le seuil utilisé pour le troisième (et quatrième) objectif de cette thèse est basé sur le seuil réglementaire de TTHM au Québec qui consiste en une moyenne annuelle de 80 µg/L basée sur un minimum de quatre résultats d'analyses associés à des échantillonnages saisonniers. Les divisions géographiques utilisées afin de représenter les régions écologiques furent les régions naturelles qui représentent le deuxième niveau du CERQ. Dans ce cas également, l'utilisation de modèles multiniveau a permis de respecter la hiérarchie naturelle des données et d'évaluer l'effet de 112 SAEP (deuxième niveau) et de 20 régions naturelles (troisième niveau) sur la probabilité que les concentrations de TTHM (premier niveau) dépassent le seuil. En plus des régions naturelles et des SAEP, six variables indépendantes furent considérées dans le modèle de régression afin d'estimer leur influence sur la probabilité que les échantillons de TTHM dépassent le seuil visé, à savoir la saison, les précipitations et la température (indicateurs développés lors de l'objectif précédent), le type de source d'eau potable (eaux de surface, eaux souterraines, eaux mixtes), le type de traitement (chloration simple, chloration plus filtration ou traitement avancé) et le pH (valeur moyenne de toutes les analyses effectuées à l'intérieur du réseau de distribution). Très peu d'études de modélisation des THM recensées dans la littérature concernent plusieurs SAEP. Ici, l'utilisation de modèles de

régression multiniveaux a permis non seulement de modéliser la variabilité des THM auprès de plusieurs SAEP, mais également entre différentes régions écologiques du Québec.

Différents modèles de régression logistique multiniveaux ont été développés au cours du chapitre 4. Premièrement, un modèle de régression multiniveau nul (c.-à-d., sans variables indépendantes) a permis de valider l'hypothèse comme quoi la probabilité qu'un échantillon de TTHM ait une concentration supérieure au seuil visé est corrélée à celle des échantillons provenant d'un même SAEP ou d'un même écosystème (région naturelle). De plus, ce modèle de régression a permis d'estimer une probabilité moyenne (c.-à-d., pour tous les échantillons localisés à l'intérieur de tous les SAEP et de toutes les régions naturelles) de 18 % que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé. Par la suite, le développement de modèles de régression logistique multiniveaux simples a permis d'identifier les variables indépendantes influençant significativement la variabilité de cette probabilité. Un lien positif et statistiquement significatif a été établi pour les précipitations et la température. Aussi, des différences statistiquement significatives de dépasser le seuil ont été établies entre les saisons (excepté entre l'hiver et le printemps) et entre les types de traitement (excepté entre la chloration plus filtration et le traitement avancé). Comme attendu, il a été observé que les échantillons prélevés durant l'été ont une probabilité plus élevée de dépasser le seuil, suivi de l'automne et du printemps/hiver. Également, comme attendu, les échantillons provenant de SAEP utilisant une chloration simple ont une probabilité plus élevée que les échantillons provenant de SAEP utilisant une chloration plus filtration ou un traitement avancé. Ces résultats réitèrent l'information retrouvée dans la littérature concernant les facteurs environnementaux influençant les concentrations de THM. En effet, il a été déterminé que la température et les précipitations ont une influence sur les précurseurs des THM (Chong Soh et coll. 2008, Cool et coll. 2014). Il est bien connu que la température influence la formation des THM dans l'eau potable (p.ex. Obolensky et Singer 2008, Chang et coll. 2010). De plus, dans les régions avec un climat tempéré, les THM présentent des concentrations plus élevées durant l'été et l'automne et des concentrations plus faibles durant l'hiver et le printemps (Rodriguez et Sérodes 2001, Gray 2008, Brown et coll. 2011). La littérature démontre également des concentrations de THM plus élevées pour les SAEP n'utilisant pas le traitement avancé (Kim et Yu 2005, Hrudey 2008, Matilainen et coll. 2010). Par contre, contrairement à ce que l'on peut retrouver dans la littérature (p. ex., Singer 1994, Milot et coll. 2000, McBean et coll. 2008), les autres variables étudiées (c.-à-d., le type de source d'eau et le pH) n'ont pas eu d'impact significatif sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil. Toutes les variables statistiquement significatives (sauf les saisons, dues à leurs corrélations avec les variables

climatiques) furent utilisées pour développer un modèle de régression logistique multiniveau multivarié qui a permis d'estimer, à l'échelle régionale, la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé. Ce dernier modèle de régression a également permis d'identifier les régions plus « à risque » de développer des concentrations élevées de THM et d'expliquer comment les facteurs climatiques et les types de traitement peuvent simultanément influencer ce risque. Ce modèle a également été utilisé lors du dernier objectif de cette thèse afin d'estimer la probabilité future que les concentrations de TTHM dépassent le seuil.

En effet, le quatrième et dernier objectif de cette thèse (chapitre 5) consistait à estimer et à explorer l'impact des variations prédites du climat sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil de 80 µg/L. À l'aide de modèles climatiques, les variations futures de précipitations et de températures furent estimées pour trois périodes de 30 ans, soit de 2010 à 2039 (2020), de 2040 à 2069 (2050) et de 2070 à 2099 (2080). Les modèles climatiques comprenaient un modèle climatique régional (Modèle de climat régional canadien) et un modèle climatique global (Modèle climatique global couplé de troisième génération). De plus, le climat fut prédit selon trois scénarios d'émissions de gaz à effets de serre développés par le Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) : B1 (moins extrême, estimé pour le modèle global), A1B (moyen, estimé pour le modèle global) et A2 (extrême, estimé pour le modèle global et régional). Comme mentionné au paragraphe précédent, le modèle de régression développé lors du quatrième chapitre fut utilisé afin d'estimer les variations futures du climat sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil. Les probabilités futures furent calculées en modifiant les valeurs de climat actuelles par les valeurs de climat prédites pour chaque période temporelle et chaque scénario d'émissions selon les deux modèles climatiques.

Cette étude est pionnière en matière d'études d'impact des changements climatiques sur les SPD dans l'eau potable. Nous n'avons recensé qu'une étude préalablement réalisée par Delpla et coll. (sous presse) concernant l'impact des changements climatiques sur les SPD et cette étude considérait seulement 13 SAEP dont la presque totalité avait un traitement d'eau conventionnel. Or, comme nous l'avons démontré lors du quatrième chapitre de cette thèse, les SAEP utilisant une chloration simple ont des probabilités beaucoup plus élevées de former des concentrations élevées de TTHM. À notre connaissance, il s'agit d'une première étude examinant l'impact des changements climatiques sur les SPD à l'échelle régionale qui considère des SAEP de différentes tailles (en ce qui concerne la

population desservie), avec une grande diversité de caractéristiques environnementales du bassin d'alimentation de la prise d'eau et avec différents types de traitement d'eau.

Les résultats du chapitre 5 ont démontré une augmentation faible, mais statistiquement significative de la probabilité de dépasser le seuil de TTHM visé à travers les périodes temporelles (autour de 2 % à 5 %). Par contre, la variabilité de la probabilité entre les saisons (autour de 30 %) et entre les types de traitement (autour de 20 % à 50 %) est largement supérieure. Ainsi, les résultats de ce chapitre ont permis de conclure que l'amélioration des infrastructures de traitement de l'eau potable prévue dans le RQEP du Québec, obligeant maintenant la plupart des SAEP desservis en eau de surface d'utiliser une filtration (Gouvernement du Québec 2014), pourrait atténuer grandement l'influence des variations futures des patrons climatiques sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé. Particulièrement si les infrastructures de traitement des SAEP du Québec sont conçues et opérées afin de faire face aux variations intra-annuelles de la qualité de l'eau.

Bien que les résultats du chapitre démontrent une faible augmentation de la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil de 80 µg/L dans le futur, on observe tout de même une influence statistiquement significative des variations climatiques sur cette probabilité. Les réelles variations climatiques dans le futur demeurent incertaines et cette étude a permis de souligner que leurs impacts sur les concentrations de THM ou autre SPD devraient être surveillés par les différentes instances gouvernementales et les gestionnaires des SAEP afin de s'assurer que les niveaux de SPD respectent le seuil réglementaire dans le futur.

## **6.2 Validation des hypothèses**

Les différents objectifs de cette thèse ont permis de valider certaines hypothèses posées et présentées dans le premier chapitre. Premièrement, la base de données développée dans le cadre de cette thèse a permis d'étudier le portrait régional et temporel de la présence des THM dans les SAEP du Québec et a servi d'outil pour d'autres études dans le domaine de la qualité de l'eau potable (hypothèse 1). En effet, cette base de données offre un portrait régional de la qualité de l'eau potable au Québec puisqu'elle comprend de l'information pertinente en ce qui concerne les infrastructures de traitement et la qualité de l'eau potable dans la majorité des SAEP du Québec et de l'information permettant d'associer les SAEP à différents types d'utilisation du sol et différentes régions écologiques. De plus,

la base de données offre un portrait temporel de la présence de la qualité de l'eau potable au Québec en présentant des données sur sept ans (2003-2009) concernant différents paramètres de la qualité de l'eau potable, de la qualité de l'eau de surface et du climat. Finalement, la base de données a été mise à la disposition d'autres membres de la CREPUL qui ont déjà complété et publié deux autres études à partir des données de la BDQEP.

Deuxièmement, des différences significatives de concentrations de COD ont été observées entre les différents écosystèmes du Québec et ces différences ont pu être expliquées à l'aide de caractéristiques géophysiques et de conditions climatiques (hypothèse 2). En effet, les modèles de régression développés lors du troisième chapitre ont établi des liens entre les concentrations de COD et les différentes caractéristiques du bassin d'alimentation (pente moyenne et pourcentage de milieux humides, de forêts de conifères et de forêts mixtes) et les conditions climatiques (précipitations et température). Un modèle de régression a également permis d'établir des liens entre les concentrations de COD et l'appartenance des bassins d'alimentation aux différentes provinces naturelles, une division écologique du CERQ.

Troisièmement, les résultats du quatrième chapitre ont permis de valider l'hypothèse selon laquelle la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé peut être influencée par les caractéristiques géographiques et climatiques associées à la source d'eau (hypothèse 3). Effectivement, il a été démontré que les précipitations et la température ont une influence positive sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil visé. Par choix méthodologique, les caractéristiques géographiques n'ont pas été considérées dans les modèles de régression du quatrième chapitre afin de prioriser un plus grand nombre de SAEP à être inclus dans l'analyse. Par contre, l'utilisation de modèles de régression multiniveaux a permis d'établir des différences significatives de la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil entre les écosystèmes du Québec (régions naturelles). Et nous avons pu lier les caractéristiques géographiques de ces régions naturelles avec la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil, particulièrement lorsque les SAEP utilisent une chloration simple.

Les résultats du quatrième chapitre ont également permis de valider l'hypothèse selon laquelle la probabilité qu'un échantillon de TTHM ait une concentration supérieure au seuil visé est corrélée à celle des échantillons provenant d'un même SAEP ou d'un même écosystème (hypothèse 4). La structure hiérarchique du modèle de régression à trois niveaux a permis de tester et de confirmer l'hypothèse comme quoi la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil peut être

expliquée à partir de l'appartenance de l'échantillon (premier niveau) à un SAEP (deuxième niveau) ou à une région naturelle (troisième niveau).

Finalement, les résultats du cinquième chapitre ont permis de valider l'hypothèse selon laquelle la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent le seuil peut augmenter dans le futur compte tenu des modifications possibles des patrons des variables climatiques (hypothèse 5). En effet, le modèle de régression développé et les variations climatiques prédites ont permis d'établir une augmentation faible, mais statistiquement significative de cette probabilité dans le temps. Par contre, il a été souligné que les différences de probabilités intra-annuelles et entre les types de traitement étaient relativement plus grandes. Ainsi, des améliorations futures du traitement de l'eau potable pourraient limiter les effets attendus des variations climatiques sur la probabilité que les concentrations de TTHM excèdent le seuil.

### **6.3 Originalité de la thèse**

Différents aspects de cette thèse méritent d'être soulignés. Premièrement, la base de données développée (BDQEP) est un outil riche comprenant plusieurs millions de résultats pour l'analyse des eaux de surface, de l'eau potable et du climat, ainsi que des informations concernant les infrastructures de traitement de l'eau ou les caractéristiques géographiques du territoire. Une base de données d'une telle ampleur concernant la qualité de l'eau potable n'avait jamais été envisagée auparavant au Québec. Cette base de données facilite l'accès à des données permettant de considérer la majorité des SAEP du Québec avec une approche intégrée de la source au robinet et met en valeur différentes bases de données disponibles auprès des instances gouvernementales. Entre autres, le CERQ est un outil riche, mais peu utilisé au Québec. Cet outil, développé par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) divise le territoire en unités spatiales suivant les formes du territoire, l'organisation spatiale et la configuration du réseau hydrographique et définit les unités spatiales selon le climat, la géologie, le relief, le sol et l'hydrologie (MDDELCC 2015). À notre connaissance, c'est la première fois qu'il est utilisé afin de modéliser la variabilité régionale de la qualité de l'eau potable.

Deuxièmement, l'approche d'analyse à l'échelle régionale est relativement rare dans le domaine de la modélisation de la qualité de l'eau potable. En effet, il n'existe que quelques études de modélisation

des SPD mentionnant leur variabilité à l'échelle régionale et, à notre connaissance, une seule étude (c.-à-d., Milot et coll. 2000) avait déjà considéré les régions géographiques (n=2) pour modéliser la présence de SPD dans l'eau potable. La disponibilité des données géographiques au Québec aura facilité l'atteinte de l'objectif principal de cette thèse concernant l'analyse de la variabilité régionale de la propension des SAEP à former des concentrations élevées de TTHM.

Troisièmement, le dernier objectif de cette thèse (chapitre 5) est pionnier en ce qui concerne les études d'impact des changements climatiques sur la qualité de l'eau potable. En effet, alors que l'impact des changements climatiques sur les précurseurs des SPD et sur la qualité microbiologique de l'eau potable a récemment été étudié, nous n'avons pu recenser qu'une seule étude par Delpla et coll. (sous presse) concernant l'étude de l'impact des changements climatiques sur les SPD. Cette étude a été effectuée auprès de 13 SAEP dont la presque totalité avait un traitement conventionnel. L'analyse de l'impact des changements climatiques sur la probabilité que les concentrations de TTHM dépassent un seuil de 80 µg/L à l'échelle régionale a permis de prendre en considération les différences régionales entre les variations prévues de climat tout en considérant des SAEP utilisant différents types de traitement.

Finalement, l'utilisation de modèles de régression multiniveaux pour modéliser la qualité de l'eau potable est une approche méthodologique originale qui permet de considérer la structure hiérarchique naturelle des données. En effet, la qualité de l'eau potable est influencée par des variables regroupées à différents niveaux (Francisque et coll. 2009, Legay et coll. 2011, Cool et coll. [soumis]). D'ailleurs, la BDQEP, qui a été construite afin de permettre la modélisation et la gestion de la qualité de l'eau potable avec une approche intégrée de la source au robinet, comprend de l'information à différents niveaux. Par exemple, elle comprend des résultats d'analyses de la qualité de l'eau potable, de la qualité des eaux de source et du climat (niveau de l'échantillon), de l'information concernant le type de traitement des SAEP ainsi que de l'information concernant l'environnement physique du territoire entourant les prises d'eau brute (niveaux supérieurs). Cette information a permis de démontrer que le traitement de l'eau potable influence pareillement tous les échantillons localisés à l'intérieur d'un même réseau de distribution et que les caractéristiques géographiques d'une région écologique influencent pareillement la qualité de l'eau à la source pour les prises d'eau brutes localisées dans une même région. Comme mentionné dans l'introduction, les modèles de régression traditionnels (c.-à-d., à un seul niveau) peuvent être utilisés lorsque l'étude considère seulement quelques SAEP en incluant, en tant que variable catégorielle, l'appartenance des échantillons d'eau potable à un SAEP.

Par contre, dans le cas où plusieurs SAEP seraient étudiés, les inclure en tant que variable catégorielle augmenterait considérablement le nombre de coefficients à estimer alors qu'omettre de reconnaître l'existence de regroupements contredirait la supposition des modèles de régression comme quoi les observations entre les individus ne doivent pas être corrélées. Cette omission pourrait éventuellement sous-estimer les erreurs types des coefficients et ainsi augmenter artificiellement le niveau de signification des tests d'hypothèse pour, dans certains cas, conclure l'existence d'une relation où il n'y en a pas (Austin et coll. 2001, Rasbash et coll. 2009, Subramanian et Jones 2012). Dans ces cas, l'utilisation de modèles de régression multiniveaux permet de considérer la variabilité entre les échantillons tout en contrôlant les corrélations entre les échantillons d'un même SAEP ou d'une même région écologique. Alors que ce type de modèle de régression a souvent été utilisé pour des études régionales dans d'autres domaines, il n'a que très peu été utilisé pour étudier la qualité de l'eau potable.

## **6.4 Principales limites**

Cette thèse comporte tout de même quelques limites. Premièrement, le modèle présenté dans le chapitre 3 avec pour objectif d'estimer les concentrations de COD (précurseurs de THM) dans les sources d'eau potable n'a pas été utilisé dans le cadre des troisième et quatrième objectifs de cette thèse. Ce modèle de régression offrait une bonne estimation des concentrations de COD à l'échelle du Québec. Par contre, certaines régions du Québec n'étaient pas couvertes par les données disponibles, ce qui limitait le nombre de SAEP à l'étude et les possibilités de modélisation (par un nombre plus faible d'analyses). De plus, l'information sur le type de traitement des SAEP considérés lors des chapitres 4 et 5 fut recueillie à la fin de la période d'étude (2003-2009), soit au début de l'année 2010. Or, le MDDELCC effectue une mise à jour régulière de l'information concernant le type de traitement et il n'était pas possible d'avoir accès à l'information sur les dates de modification du traitement. Tel que mentionné dans la section des résultats et de discussion du chapitre 4 (section 4.3.2), certains SAEP ont effectivement modifié leur traitement au cours de la période d'étude, ce qui a mené à quelques résultats hors norme où le type de traitement de l'année 2010 n'était pas représentatif de la majorité des concentrations de TTHM analysées lors de la période d'étude. Il aurait été intéressant d'assurer le suivi des modifications de traitement de l'eau pour les SAEP au cours de la période d'étude. Dans un même ordre d'idées, le type de traitement disponible sur le site



Web du MDDELCC était très sommaire. En effet, il n'incluait que de l'information concernant la présence ou l'absence de chloration, filtration, ozonation, rayons ultraviolets (UV) ou charbon actif. L'information recueillie plus tard concernant le type de traitement (tel que présentée au chapitre 2) était beaucoup plus détaillée et, même si l'information n'a pas été vérifiée par le MDDELCC, aurait pu servir d'indicateur pour le type de filtration.

## **6.5 Principales contributions**

La conception de cette thèse a tout de même apporté plusieurs contributions méthodologiques et pratiques pour la recherche sur la qualité de l'eau potable, pour la gestion de la qualité de l'eau potable et pour l'aménagement du territoire. La BDQEP est d'un grand intérêt auprès des chercheurs en eau potable. En la rendant disponible pour les membres de la CREPUL, nous espérons qu'elle puisse faciliter l'accès aux données gouvernementales pour des études ultérieures dans le domaine de la modélisation et de la gestion de la qualité de l'eau potable. De plus, en utilisant le SGBD Access (Microsoft Corporation 2013) pour gérer les données alphanumériques tout en conservant le même format de données pour les informations cartographiques, nous avons facilité la mise à jour des données. La BDQEP couvre actuellement sept années (2003-2009). Il est tout à fait possible de la mettre à jour avec de nouvelles données disponibles. De plus, les bases de données disponibles au Québec sont en constante évolution. Par exemple, la conception du CERQ est toujours en développement. Pour l'instant, le MDDELCC a terminé la délimitation du troisième niveau hiérarchique (ensembles physiographiques) et une bonne partie du quatrième niveau (district écologique) et la qualification des unités spatiales selon le climat, la géologie, le relief, les sols et l'eau est toujours en cours. Or l'objectif du CERQ est de délimiter et qualifier huit niveaux hiérarchiques, divisant ainsi le territoire en régions écologiques d'une superficie allant jusqu'à 0,1 km<sup>2</sup>. De plus, le cadre réglementaire au Québec est fréquemment amélioré. Par exemple, le nouveau Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) édicté le 16 juillet 2014 (Gouvernement du Québec 2015) va encadrer les installations de prélèvement de l'eau brute des SAEP et obliger les responsables des SAEP desservant plus de 500 personnes à rédiger, aux cinq ans, un rapport d'analyse de la vulnérabilité de leur source. Ce nouveau règlement va permettre la collecte d'information concernant la conception des prises d'eau brute (installations de prélèvement) et plusieurs paramètres de qualité de l'eau à la source. Éventuellement, il serait intéressant que toutes

ces informations soient ajoutées à la BDQEP et ainsi permettre des études plus poussées concernant modélisation ou la gestion de la qualité de l'eau potable.

Les résultats obtenus lors des différents chapitres de cette thèse ont permis d'améliorer les connaissances concernant la variabilité régionale des précurseurs à la formation des SPD, ainsi que la variabilité régionale présente et future des THM dans l'eau potable. En effet, nous avons pu établir que la variabilité régionale d'un indicateur des précurseurs à la formation de SPD, à savoir les concentrations de COD, diffère selon les caractéristiques géophysiques et le climat à l'intérieur des bassins d'alimentation. Nous avons aussi pu établir que, dans le cas où les caractéristiques géophysiques du bassin d'alimentation ne seraient pas disponibles, la couverture des différentes régions écologiques (dans ce cas, les provinces naturelles) peut également influencer la variabilité régionale des concentrations de COD. Surtout, alors qu'il était attendu, en référence à la revue de littérature, que la qualité de l'eau potable est similaire pour les échantillons localisés à l'intérieur d'un même SAEP, nous avons pu établir que la probabilité que les concentrations dépassent un seuil indicateur du seuil réglementaire de TTHM varie également selon l'appartenance des échantillons à des SAEP localisés à l'intérieur d'une même région écologique. En effet, puisque la plupart des études concernant la qualité de l'eau potable ont été effectuées auprès d'un ou de quelques SAEP, l'analyse des THM et de leurs précurseurs à l'échelle régionale et incluant un grand nombre de SAEP a permis de favoriser la compréhension de la variabilité des SPD à une échelle plus globale, selon les caractéristiques géophysiques du territoire et selon le climat. D'ailleurs, l'influence régionale statistiquement significative des variables climatiques a permis d'analyser, à notre connaissance pour la première fois, l'impact possible des changements climatiques sur la variabilité régionale de la présence des THM dans l'eau potable. Ainsi, nous avons pu observer une influence faible, mais statistiquement significative des changements climatiques prédits sur l'augmentation des concentrations de TTHM à l'échelle du Québec.

Aussi, les modèles de régression multiniveau ont été très peu utilisés pour modéliser la qualité de l'eau potable. Ainsi, l'approche méthodologique proposée dans les différents chapitres de cette thèse devrait offrir un cadre de référence et des méthodes concrètes pour les chercheurs voulant modéliser la qualité de l'eau potable à l'échelle régionale.

De plus, les modèles développés et les résultats obtenus pourraient éventuellement servir aux gestionnaires des SAEP, d'une part, pour faciliter l'évaluation des besoins municipaux en matière d'eau potable et, d'autre part, pour évaluer l'exposition présente et future de la population à des

contaminants dans l'eau potable. Ainsi, les résultats obtenus pourraient aider à évaluer à l'échelle régional les bénéfices des systèmes de traitement d'eau résilients aux changements climatiques et à la localisation sur le territoire d'éventuelles prises d'eau brute comportant une quantité relativement faible de matière organique naturelle.

Enfin, dans le contexte actuel de l'adoption du nouveau règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Gouvernement du Québec 2015), les résultats de cette thèse devraient motiver les gestionnaires des SAEP à mieux comprendre l'influence des écosystèmes, des formes du territoire et de l'utilisation du sol à l'intérieur des bassins d'alimentation sur la qualité de l'eau potable. Ainsi, les résultats obtenus dans cette thèse pourront aider à la prise de décision pour la planification future de l'aménagement du territoire afin de favoriser une eau potable de bonne qualité.

## 6.6 Références

- Ågren A., Buffam I., Bishop K., Laudon H. (2010). Modeling stream dissolved organic carbon concentrations during spring flood in the boreal forest: A simple empirical approach for regional predictions. *Journal of Geophysical Research*, 115(G01012): 12p.
- Austin P.C., Goel V., van Walraven C. (2001). An introduction to multilevel regression models. *Canadian Journal of Public Health*, 92(2): 150-154.
- Brown D., Bridgeman J., West J.R. (2011). Predicting chlorine decay and THM formation in water supply systems. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 10: 79-99.
- Canham C.D., Pace M.L., Papaik M.J., Primack A.G.B., Roy K.M., Maranger R.J., Curran R.P., Spada D.M. (2004). A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological Applications*, 14(3): 839-854.
- Chang E.E., Guo H.C., Li I.S., Chiang P.C., Huang C.P. (2010). Modeling the formation and assessing the risk of disinfection by-products in water distribution systems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(10): 1185-1194.
- Chapron C.D., Ballester N.A., Fontaine J.H., Frades C.N., Margolin A.B. (2000). Detection of astroviruses, enteroviruses, and adenovirus types 40 and 41 in surface waters collected by the Information Collection Rule and integrated cell culture-nested PCR procedure. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(6): 2520-2525.
- Chellam S., Taylor J.S. (2001). Simplified analysis of contaminant rejection during ground- and surface water nanofiltration under the Information Collection Rule. *Water Research*, 35(10): 2460-2474.
- Chong Soh Y., Roddick F., van Leeuwen J. (2008). The future of water in Australia: The potential effects of climate change and ozone depletion on Australian water quality, quantity and treatability. *Environmentalist*, 28: 158-165.
- Cool G., Lebel A., Sadiq R., Rodriguez M.J. (2014). Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water. *Science of the Total Environment*, 490: 947-956.
- Cool G., Lebel A., Sadiq R., Rodriguez M.J. (soumis). Modelling the regional variability of the probability of high trihalomethane occurrence in municipal drinking water. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- D'Arcy P., Carignan R. (1997). Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2215-2227.
- Delpla I., Benmarhnia T., Lebel A., Levallois P., Rodriguez M.J. (soumis). Investigating social inequalities in exposure to drinking water contaminants in rural areas. *Environment International*.

Delpla I., Rodriguez M.J. (2014). Effect of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. *Science of the Total Environment*, 493: 1014-1024.

Delpla I., Scheili A., Guilherme S., Cool G., Rodriguez M.J. (sous presse). Variations of disinfection by-product levels in small drinking water utilities according to climate change scenarios: A first assessment. *Journal of Water and Climate*.

Dyck R., Cool G., Rodriguez M.J., Sadiq R. (2015). Treatment, residual chlorine and season as factors affecting variability of trihalomethanes in small drinking water systems. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 9(1): 171-179.

Eckhardt B.W., Moore T.R. (1990). Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Québec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1537-1544.

Evans C.D., Monteith D.T., Cooper D.M. (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137: 55-71.

Focazio M.J., Welch A.H., Watkins S.A., Helsel D.R., Horn M.A. (2000). « A retrospective analysis of the occurrence of Arsenic in ground-water resources of the United States and limitations in drinking-water-supply characterization: Water Resource Investigation Report 99-4279 ». U.S. Geological Survey, Virginia.: 27p. [<http://pubs.usgs.gov/wri/wri994279/pdf/wri994279.pdf>]; consulté le 8 avril 2015.

Francisque A., Rodriguez M.J., Miranda-Moreno L.F., Sadiq R., Proulx F. (2009). Modeling of heterotrophic bacteria counts in a water distribution system. *Water Research*, 43: 1075-1087.

Gouvernement du Québec (2014). Règlement sur la qualité de l'eau potable. c. Q-2, r40. Les Publications du Québec, Québec, Qc.

Gouvernement du Québec (2015). Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. c. Q-2, r6. Les Publications du Québec, Québec, Qc.

Gray N.F. (2008). Drinking water quality: Problems and solutions, 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Hinton M.J., Schiff S.L., English M.C. (1997). The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, 36: 67-88.

Hrudey S.E. (2008). « Les sous-produits de la désinfection (SPD) par chloration dans l'eau potable et la santé publique au Canada ». Centre de Collaboration Nationale en Santé Environnementale, Agence de la Santé Publique du Canada, Ottawa, Ont.: 213p. [[http://www.ccnse.ca/sites/default/files/Desinfection\\_chloration\\_sous-produits\\_mar\\_2008.pdf](http://www.ccnse.ca/sites/default/files/Desinfection_chloration_sous-produits_mar_2008.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.

Inisan H. (2003). Access 2002. Micro Application, Paris, France: 1320p.

Keller W., Paterson A.M., Somers K.M., Dillon P.J., Heneberry J., Ford A. (2008). Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 786-795.

Kim H.-C., Yu M.-J. (2005). Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research*, 39(19): 4779-4789.

Laudon H., Berggren M., Ågren A., Buffam I., Bishop K., Grabs T., Jansson M., Köhler S. (2011). Patterns and dynamics of dissolved organic carbon (DOC) in boreal streams: The role of processes, connectivity, and scaling. *Ecosystems*, 14: 880-893.

Legay C., Rodriguez M.J., Miranda-Moreno L., Serodes J.B. et Levallois P. (2011). Multi-level modelling of chlorination by-product presence in drinking water distribution systems for human exposure assessment purposes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178: 507-524.

Li T., Ducruc J.P. (1999). « Les provinces naturelles: Niveau I du cadre écologique de référence du Québec ». MDDELCC, Québec, Qc.

[[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/)]; consulté le 8 avril 2015.

Matilainen A., Vepsäläinen M., Sillanpää M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advanced in Colloid and Interface Science*, 159: 189-197.

Mcbean E., Zhu Z., Zeng W. (2008). Systems analysis models for disinfection by-product formation in chlorinated drinking water in Ontario. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 25(2): 127-138.

MDDELCC (2015). « Le Cadre écologique de référence du Québec: Définitions, concepts et principes ». MDDELCC, Québec, Qc.: 13p.

[[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer\\_partie\\_1.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/BIODIVERSITE/cadre-ecologique/rapports/cer_partie_1.pdf)]; consulté le 8 avril 2015.

Microsoft Corporation (2013). Access 2013 [logiciel].

Milot J., Rodriguez M.J., Sérodes J.B. (2000). Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal of Environmental Management*, 60: 155-171.

Obolensky A., Singer P.C. (2005). Halogen substitution patterns among disinfection byproducts in the Informaiton Collection Rule database. *Environmental Science and Technology*, 39(8): 2719-2730.

Obolensky A., Singer P.C. (2008). Development and interpretation of disinfection byproduct formation models using the Information Collection Rule database. *Environmental Science and Technology*, 42(15): 5654-5660.

Oppel A.J. (2009). Databases: A beginner's guide. McGraw-Hill: 495p.

- Rasbash J., Steele F., Browne W.J., Goldstein H. (2009). A user's guide to MLwiN, Version 2.10. Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK: 296p.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.-B. (2001). Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Research*, 35(6): 1572-1586.
- Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: A review. *Science of the Total Environment*, 321: 21-46.
- Sadiq R., Rodriguez M.J. (2011). « Empirical models to predict disinfection by-products (DBPs) in drinking water ». In: Encyclopedia of Environmental Health, J. Nriagu [Ed.]. Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas: 282-295.
- Singer P.C. (1994). Control of disinfection by-products in drinking water. *Journal of Environmental Engineering*, 120: 727-744.
- Subramanian S.V., Jones K. (2012). Multilevel statistical models: concepts and applications. Harvard School of Public Health, Boston, MA / Centre for Multilevel Modelling, University of Bristol, Bristol, UK.
- USEPA (2011). « Information Collection Rule (ICR): Overview ». United States Environmental Protection Agency. [<http://www.epa.gov/envirofw/html/icr/>]; consulté le 6 mars 2015.
- USEPA (2014). « Safe Drinking Water Information System ». United States Environmental Protection Agency. [<http://www.epa.gov/enviro/facts/sdwis/search.html>]; consulté le 6 mars 2015.





# **Annexes**



# **Annexe A :**

## **Articles publiées utilisant les données de la BDQEP construite dans le cadre de cette thèse**

**Article 1** : Delpla I., Rodriguez M.J. (2014). Effects of future climate and land use scenarios on riverine source water quality. *Science of the Total Environment*, 493: 1014-1024.

### **Abstract**

Surface water quality is particularly sensitive to land use practices and climatic events that affect its catchment. The relative influence of a set of watershed characteristics (climate, land use, morphology and pedology) and climatic variables on two key water quality parameters (turbidity and fecal coliforms (FC)) was examined in 24 eastern Canadian catchments at various spatial scales (1 km, 5 km, 10 km and the entire catchment). A regression analysis revealed that the entire catchment was a better predictor of water quality. Based on this information, linear mixed effect models for predicting turbidity and FC levels were developed. A set of land use and climate scenarios was considered and applied within the water quality models. Four land use scenarios (no change, same rate of variation, optimistic and pessimistic) and three climate change scenarios (B1, A1B and A2) were tested and variations for the near future (2025) were assessed and compared to the reference period (2000). Climate change impacts on water quality remained low annually for this time horizon (turbidity: +1.5%, FC: +1.6%, A2 scenario). On the other hand, the influence of land use changes appeared to predominate. Significant benefits for both parameters could be expected following the optimistic scenario (turbidity: -16.4%, FC: -6.3%;  $p < 0.05$ ). However, pessimistic land use scenario led to significant increases on an annual basis (turbidity: +11.6%, FC: +15.2%;  $p < 0.05$ ). Additional simulations conducted for the late 21<sup>st</sup> century (2090) revealed that climate change impacts could become equivalent to those modeled for land use for this horizon.

### **Keywords**

Turbidity, Fecal coliforms, Catchments, Climate change, Land use change.

## 1. Introduction

Surface water quality can be affected by land use, climate, topography and the geology associated with its catchment (*Pratt and Chang, 2012*). The degradation of stream water quality can occur as a result of human activities resulting in non-point (runoff from urban and agricultural areas) and/or point source pollution (sewage treatment discharge and combined sewer overflow) (*Sliva and Williams, 2001*).

Turbidity and fecal coliforms are key parameters for water production and sanitary purposes. Fecal coliforms are commonly used as indicators of pathogens and to assess microbial risks (*Jokinen et al., 2012; Lipp et al., 2001*). Turbidity is generally used as an indicator of the presence of suspended solids, organic matter and microorganisms, and to assess water treatment efficiency and potential chlorination by-product formation (*Dearmont et al., 1998*).

Land use activities have been identified as an important source of contamination regarding fecal coliform concentration (*Kelsey et al., 2004; Tong and Chen, 2002*). It has been shown that developed areas show higher fecal densities than less developed areas. Stormwater runoff has been proposed as a major source of fecal coliforms in urban areas (*Kelsey et al., 2004*). Watershed development and impervious surface coverage in urban streams has been positively correlated with fecal contamination (*Mallin et al., 2009*). Discharges of non-treated wastewater have been important bacterial point sources in the past, but have seen their impact decrease with the introduction of regulations and enhanced treatment techniques (*Diaz et al., 2010*). In agricultural areas, receiving waters are likely to be contaminated by non-point pollution due to agricultural activities such as crop production, cattle operations, pastures and rangeland (*Diaz et al., 2010*). The intensification of agriculture has led to the production of large amounts of animal waste (pigs, cows and poultry) frequently spread onto fields as fertilizer and representing a potential source for fecal contamination of receiving waters (*Hunter et al., 2000; St Laurent and Mazumder, 2012*). Turbidity in natural stream waters originates mainly from the weathering of rock and soil in the surrounded area (*Gregory, 2006*). Upland erosion, channel erosion and organic matter discharge from lakes or wetlands have also been cited as sources of turbidity (*Lenhart et al., 2009*). High rates of surface runoff and erosion of land covered by annual crops could induce high levels of turbidity in receiving waters, especially in spring when vegetation cover is minimal (*Lenhart et al., 2009*).

Likewise, land use influence on water quality is known to be scale dependant and vary in time and space (*Buck et al., 2004*). Nevertheless, the spatial scale at which land uses influence water quality most, i.e., buffer zone or entire catchment, is different between studies and the parameters considered (*Buck et al., 2004; Hurley and Mazumder, 2013; Johnson et al., 1997; Sliva and Williams, 2001*).

Turbidity and fecal coliforms are strongly influenced by climatic conditions. Both water quality parameters generally show peaks in receiving waters following rainfall runoff events (*Beaudeau et al., 2010; Kisteman et al., 2002*). Rainfall events are also correlated with waterborne disease outbreaks (*Curriero et al., 2001*).

As in many other locations in the world, there are convincing indications of climate change in southern Québec (Canada). Consistent observations indicate an increasing trend in mean temperatures and annual precipitation since 1960 (*Yagouti et al.*, 2008). Projections also indicate an increase in mean temperature (*Desjarlais et al.*, 2010), annual precipitation maxima (*Mailhot et al.*, 2012), annual precipitation mean, and a reduction in the number of frozen days and the duration of ice cover in Québec (*Desjarlais et al.*, 2010). Owing to climate change and its potential impacts on the hydrological cycle, the transport of contaminants could be modified in the future. Moreover, substantial land use changes have been observed in the St. Lawrence lowlands in recent decades with the conversion of forested land into agricultural and urban land (*Jobin et al.*, 2004) and the intensification of agriculture (*Jobin et al.*, 2007). The combined effects of land use and climate change could have impacts on the quantity and quality of water sources (*Delpla et al.*, 2009; *Tong et al.*, 2012). When investigating this issue, empirical models linking land use and climate to water quality are particularly useful tools for long-term planning (*Gove et al.*, 2001). Moreover, as stated by *Hurley and Mazumder* (2013), it is necessary to characterize land use at the appropriate scale when modelling watershed-water quality relationships.

To date, among the few studies having investigated the combined impacts of land use and climate on water quality, most have focused on nutrients (*Ducharme et al.*, 2007; *Tong et al.*, 2012; *Tu*, 2009; *Wilson and Weng*, 2011) and suspended solids (*Wilson and Weng*, 2011). Consequently, three main objectives were set for this study: i) Investigate land use spatial scales upstream at a catchment point with the greatest impact on river water quality (represented here by turbidity and fecal coliforms, two key parameters for drinking water production), ii) Simulate the historical turbidity and fecal coliform levels in catchments representative of drinking water sources in southern Québec, and iii) Provide a first assessment of the impacts of land use and climate variation in the near future (early 21<sup>st</sup> century) on these water quality parameters. This work is a first attempt to model water quality in the near future in southern Québec catchments by simultaneously accounting for land use and climate variations.

## **2. Materials and methods**

A database compiling relevant catchment information (river water quality, climate, land use, morphology and pedology) for southern Québec was established for this study. Models for predicting source water quality parameters (turbidity and fecal coliforms) were developed and validated through the “catchment” database. Then, climate and land use change scenarios were designed and applied as input parameters in the models for the purpose of conducting a climate and land use sensitivity analysis for the near future (2025) and to compare the results to the reference period (2000).

### **2.1 Area of study**

The area of study corresponds to the southern part of the Province of Québec, Canada. The sampling points for water quality are mainly located in watersheds found in the St. Lawrence River lowlands,

where Québec's largest cities and most anthropogenic activities are concentrated, and to a lesser extent in the Appalachians. In the past, the landscape of this area consisted mainly of forested areas; now it is dominated by agricultural activities (Jobin *et al.*, 2004). Additionally, recent trends (1990s) show that perennial crops have gradually been replaced by annual crops (cereals, soya) in this area (Jobin *et al.*, 2007).

The catchments under study were selected on the basis of water quality data availability and catchment characteristics in order to represent different types of land use. A total of 24 sampling points located in 19 watersheds in southern Québec were selected. These points are located in river catchments representing a wide range of agricultural, urban and natural land uses. A majority of these watersheds (13 over 19) are used as surface drinking water sources. A map of site locations investigated is provided in Figure 1.

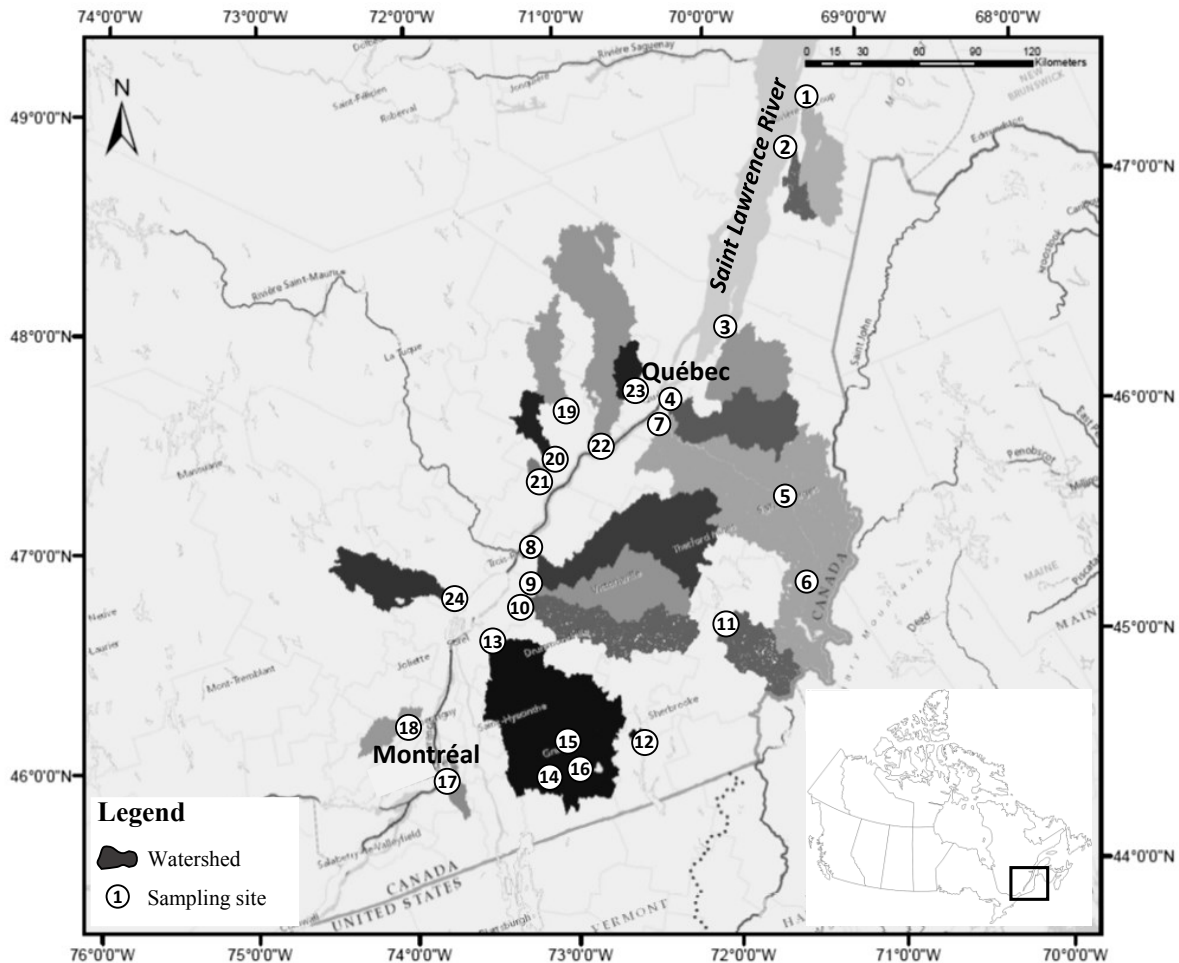


Figure 1. Study sites location and upstream catchments.

## 2.2 Water quality database

For the purpose of this study, we examined two basic water quality parameters: turbidity and fecal coliforms. Data were provided by the database *Banque de la qualité du milieu aquatique* which contains all results of water sampling undertaken by the *Reseau Rivières* network managed by the *ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs* (MDDEFP) of Québec. Water quality parameters were sampled once a month during the period between January 2003 and December 2009. It was shown that elevated pH and increased temperatures influence the rate of fecal coliform die-off in waters (*An et al.*, 2002). Moreover, the intensity of colour in a water sample could increase with increased pH (*Black and Christman*, 1963). Thereafter, two complementary explanatory water quality variables (pH and water temperature) were also tested. Parameters were averaged annually and by month.

In an earlier study, upstream catchment sampling points were delineated by the MDDEFP using ArcMap software (*Environmental Systems Research Institute (ESRI)*, 2012). Two layers of information (Québec Hydrological Frame of Reference and Digital Elevation Model) were used for this procedure. Both layers were added to the software to map catchment boundaries by determining the contributing area of the surface water network located upstream from the sampling points. The contributing area was calculated from the direction of each raster cell to its steepest downslope neighbour. A total of 24 catchments were delineated. Complementary information on the catchment delineation is provided in (*Cool et al.*, 2014, in press).

## 2.3 Meteorological data

Daily total rainfall and mean air temperature data for the period between 2003 and 2009 were extracted from the InfoClimat database managed by the MDDEFP. Data from 20 meteorological stations located in southern Québec were used. The weather stations closest to the sampling sites within the catchment were considered as the most representative providers of onsite climatic conditions and were selected as a result (Mean distance:  $8.9 \pm 6.0$  km).

Mean 3-day temperatures and 3-day sums of rainfall prior to the sampling were used as it has been shown that these climatic variables are best correlated with bacterial contamination in rivers (*Hurley and Mazumder*, 2013; *Jokinen et al.*, 2012; *Staley et al.*, 2013; *Wilkes et al.*, 2009). Longer term metrics such as 7, 14 and 30 days prior to sampling were also tested but were found to be less significant than 3-day time spans.

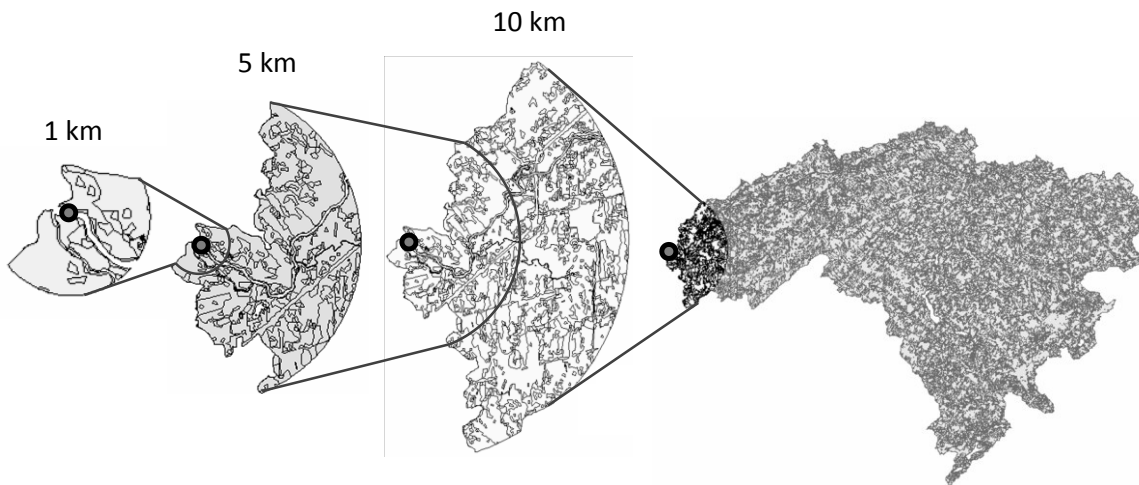
## 2.4 Catchment characteristics data

Land use data used in this study is from raster data vectorization originating from Landsat5 and Landsat7 orthoimages acquired between 1999 and 2001 (referred to here as 2000 data). Land cover shape files provided by Natural Resources Canada through the Geobase portal (<http://www.geobase.ca/geobase/fr/index.html>) were used. Pedology shape files were provided by the

Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) from soil analysis data (30 cm top soil horizon) acquired through various studies between 1947 and 2001.

Land use and pedology data, as well as morphology data (area and slope), were extracted using ArcGIS software, version 10.1 (ESRI, 2012).

Twenty-four (24) sampling points were investigated. Upstream catchment areas were delineated at 1 km, 5 km and 10 km radii around sampling points of the catchment (Figure 2). Land use, pedology and morphology data were extracted for these different spatial scales. Additionally, land use and morphology data for the entire upstream catchment was also extracted. Pedology data were not extracted due to limited data availability at this scale.



**Figure 2.** Spatial scales used for land use data extraction.

Four main land use categories were considered: urban, agricultural (composed by perennial crops, pastures and annual crops), forested and wetlands. Wetlands have been shown to be related to the removal of bacterial contamination in rivers (Diaz *et al.*, 2010). They act as biofilters through a combination of physical, chemical and biological processes. However, some constructed wetlands may also attract disease vectors such as birds, livestock, rodents, etc. (Diaz *et al.*, 2010) which could increase the presence of pathogens in water. Wetlands may also play a key role in turbidity levels by contributing allochthonous organic matter to streams (Lenhart *et al.*, 2009) and lakes (Ziegelgruber *et al.*, 2013). Land use was then expressed as a percentage of catchment area for each spatial scale. Land use data from the 2000 census was used for model calibration and validation.

Within the selected sites, agricultural land use comprises between 2.7% and 70.0%, urban land use between 0.0% and 17.8% and forested areas between 4.1% and 82.5%. Forested land use is predominant in two thirds (16 over 24) of the upstream catchment sampling points. The other third is dominated by agricultural land.



Forested land is preponderant at the catchment scale (58.6%). Conversely, agricultural areas are preponderant at finer scales (1 km, 5 km and 10 km) and comprise between 46.7% and 54.6%. These observations are consistent with those noted in Western Canada by *Hurley and Mazumder (2013)*. The differences in land use according to the scales were related to the fact that sampling points were located mainly at the mouths of rivers in the St. Lawrence lowlands (*MDDEFP, 2013*) which correspond to the most anthropized areas in southern Québec. Finally, soils in the area under study were composed mainly of sand and loam at fine scales.

All observations with one or several missing values were deleted from the database. A final database of 1395 observations of water quality was aggregated and used. Meteorological data were matched with each sampling date; land use, pedology and physiographic parameters were matched with each catchment.

General characteristics of the catchments selected and median values of water quality parameters are presented in Table 1.

The catchments size range is broad and comprises between 50 and 6630 km<sup>2</sup>. Watersheds are forested for the most part, but show great variability in percentages of urbanized and agricultural areas (0.0 to 17.8%, and 2.7 to 70% respectively). Water quality parameters show great variability within sites and between sites.

## **2.5 Statistical methods**

### *Data analysis*

The normality of water quality data were assessed using a D'Agostino and Pearson omnibus normality test. Water quality data were found to be non-linear and consequently log-transformed. Then, we calculated a geometric mean rather than an arithmetic mean because it provides a better representation of the parameters distribution, as suggested by *Limpert and Stahel, 2011*. Then, geometric means of turbidity and fecal coliforms were compared with four land use classes (urban, forested, annual crops and perennial crops) at four spatial scales (1 km, 5 km, 10 km and the entire catchment). Spearman's correlation rank test was used to identify the most relevant spatial scale of land use activities likely to have an impact on water quality. Differences between the scenarios for water quality parameters simulation were assessed using a Friedman test with a Dunn's post test. Statistical significance was set at a p-value lower than 0.05. Statistical analyses were performed using GraphPad Prism v5.01 for Windows.

### *Model calibration and validation*

Some of the sampling points used in the study are located on the same river (i.e., sampling sites 5, 6 and 7 in Figure 1). Moreover, some variables used in this study are spatial (such as land use), whereas others are temporal (climate). Consequently, mixed effect models were used. One model for each water quality parameter (turbidity and fecal coliforms) was constructed. Model type and correlation

structure were chosen following the methodology proposed by *Zuur et al.*, (2009). More precisely, we used a top-down strategy to define the optimal parameters and model structure. Starting with as many explanatory variables as possible, the optimal fixed effects structure was chosen and then the optimal random effects structure selected. We assumed that the relationship between the dependant variable (Turbidity/Fecal coliforms) and the explanatory variables was different depending on the sampling site and local climate characteristics. Consequently, the models constructed included a fixed component and a random intercept and slope component. Models that minimized the log-likelihood and Akaike Information Criterion (AIC) were elicited.

**Table 1.** Main characteristics of the river basins under study.

Station code	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Catchment area (km <sup>2</sup> )	Turbidity (NTU) (Median±SD)	Fecal Coliforms (FCU/100mL) (Median ±SD)	Land use (Catchment)		
							Urban (%)	Agricultural (%)	Forest (%)
2250005	47,84	-69,53	20	1061.9	6.4±7.2	180.0±1310.7	0.7	13.7	74.1
2260002	47,55	-69,84	10	292.7	6.7±31.2	200.0±409.9	1.7	45.6	46.2
2310004	46,98	-70,56	20	1296.0	5.2±8.7	133.5±444.6	0.9	24.5	68.0
2330001	46,76	-71,23	10	1493.3	6.1±21.5	120.0±955.7	1.7	33.9	59.3
2340004	46,18	-70,72	160	4188.5	5.5±26.5	320.0±1245.3	1.3	15.2	71.6
2340006	45,69	-70,79	340	1167.7	3.6±8.4	52.0±95.1	0.9	6.9	70.5
2340033	46,70	-71,28	60	6629.0	7.8±46.8	135.0±708.9	1.5	25.3	63.1
2400004	46,35	-72,44	0	2651.7	5.0±33.4	61.0±556.1	2.2	35.1	54.0
3010008	46,15	-72,54	40	1708.7	4.4±44.3	150.0±1140.2	2.7	49.1	41.6
3010009	46,13	-72,60	40	1621.4	8.2±29.5	77.0±907.6	2.0	47.4	43.1
3020042	45,68	-71,40	250	1050.3	1.8±7.1	32.0±134.0	0.5	8.5	82.0
3020187	45,29	-72,17	210	49.6	2.8±1.5	86.0±969.2	9.5	8.8	76.3
3030023	46,00	-72,91	20	4588.0	24.0±51.1	215.0±1245.4	5.0	55.3	32.8
3030031	45,27	-72,92	80	413.9	4.3±19.2	305.0±759.3	6.4	28.9	59.0
3030108	45,33	-72,81	80	271.1	7.2±8.5	750.0±1921.3	13.8	27.2	48.2
3030199	45,27	-72,80	100	448.3	3.6±4.8	90.0±927.9	7.9	26.3	55.8
3060001	45,43	-73,48	14	177.3	22.5±24.4	305.0±685.4	17.8	70.0	4.1
4640003	45,72	-73,58	10	398.1	35.0±30.1	1200.0±1845.8	13.8	49.7	27.1
5040113	46,90	-71,85	140	787.0	1.3±3.4	2.0±20.2	0.0	2.7	82.5
5040138	46,68	-72,13	20	358.6	6.1±10.7	30.0±746.2	0.1	9.9	78.5
5040143	46,65	-72,14	20	59.1	11.0±13.8	580.0±1199.9	0.6	57.6	38.7
5080006	46,68	-71,75	10	2545.8	1.8±2.2	33.0±57.2	0.6	4.9	80.3
5090003	46,86	-71,36	130	354.9	2.5±4.0	110.0±702.6	9.8	4.4	74.5
5260003	46,18	-73,03	20	1116.5	9.2±10.9	110.0±225.8	1.6	11.3	74.6

Finally, both models were developed with land use characteristics variables (percentage of land cover for annual and perennial crops, forested, urban and wetlands), and 3-day rainfall prior to sampling. Additionally, the turbidity model used pedology variables (percentage of sand, loam and clay), pH and 3-days mean temperature. Finally, the fecal coliform model used turbidity as a water quality input parameter. The two models were calibrated on water quality data for years 2003, 2005, 2007 and 2009 and validated on data for years 2004, 2006 and 2008. Then, models were used on the entire dataset to calculate reference and future scenarios. R software version 3.0.0 was used for model development, validation and scenario simulations.

## 2.6 Effects of land use variation

### *Reconstructed variation*

Past land use variation was reconstructed based on the data provided by *Jobin et al.* (2007). Four main land uses were considered in their study: urban, perennial crops, annual crops and forested. These authors reconstructed land use data for the main watersheds in Québec for the years 1993-1994 and 1999-2003 using Landsat TM images (1993-1994 period) and Landsat ETM images (1999-2003 period). These two periods were noted as 1993 and 2001, respectively. The variation rates were then calculated for each watershed by a regression analysis of land use percentage between these two periods. Despite the fact that these estimates were not calculated on the exact same area as the catchments, it could be hypothesized that they constitute an acceptable proxy for land use variation within the catchments under study.

Between 1993 and 2001, land use variation was characterized mainly by an increase in agricultural and urbanized land and a decrease in forested areas. This land use transformation has been also observed in others areas in North America (*Tu*, 2009).

### *Future land use*

As stated by *Quilbé et al.*, (2008), it is unrealistic to model land use projections for a period of more than 20 to 30 years. A short-term prediction window allows the construction of realistic scenarios, particularly concerning agricultural practices. Consequently, the year 2025 was used to estimate future land uses for each watershed. The recent trends in land use in the area consist mainly of converting forested areas into agricultural and urban land, and perennial crops to annual crops (*Jobin et al.*, 2007). These trends were applied to the future period. Four different land use variation scenarios were tested:

- Scenario 1: Constant (no variation, the 2000 census data were used)
- Scenario 2: Same rate of variation (as observed between 1993 and 2001).
- Scenario 3: Optimistic: 30% decrease in annual crop surfaces compared to the reference year (2000). Conversion of annual crops in forested areas, perennial crops and pastures. No changes in urban land.

- Scenario 4: Pessimistic: 30% increase in annual crops and 15% increase in urban surfaces above the 1993-2001 trend. Conversion of forested areas into agricultural and urban land.

Simulated land uses in 2025 were then used as inputs in water quality models.

## 2.7 Effects of climate variation

Emission scenarios described in the Special Report on Emissions Scenarios (SRES) were developed to explore alternative development pathways, including demographic, economic and technological driving forces, and resulting greenhouse gas emissions (*IPCC, 2007*).

Three emission scenarios (B1, A1B, and A2) developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (*IPCC, 2007*) were applied in this study to simulate a wide range of emission levels and resulting climate variations. Each scenario assumes a distinctly different direction for future development pathways: B1 assumes medium-paced technological change with an emphasis on economic, social and environmental sustainability; A1B describes a world with rapid-paced technological change, very rapid economic growth and a balance between fossil and non-fossil energy resources; and A2 predicts slow-paced technological change with high population growth and slow economic development. Outputs of the Third Generation Coupled Global Climate Model (CGCM3) developed by the Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCma) were used with these scenarios. The T47 version of CGCM3 (spatial resolution: 3.75°\*3.75°) was applied to the southern Québec area considered in the study. Two climatic cells were chosen in order to cover the entire area of all catchments. This model combines an atmospheric component and an ocean component. Complementary information on the model's features such as pressure at the top of the atmospheric model, vertical and horizontal resolution of ocean and atmosphere model, upper boundary conditions, characteristics of sea ice dynamics/structure, land features, etc... can be found elsewhere (*Flato, 2005; Flato and Hibler, 1992; Pacanowski et al., 1993; Verseghy et al., 1993*).

All data were provided by the CCCma website (<http://www.cccma.ec.gc.ca/data/cgcm3/cgcm3.shtml>).

The projected monthly climate series were produced for the reference period (1991-2010), noted as 2000 and one 20-year horizon (2016-2035) noted here as 2025. A noticeable annual increase in mean (+0.5 to +0.8 °C) air temperatures was anticipated for the area. Air temperatures were predicted to increase for all months, the most significant variations being for January and December (+0.6 to +1.3 °C, and +0.4 to +1.2 °C, respectively). Total precipitation was also expected to experience a slight increase in annual mean (+1.4 to +30.9 mm/y) even if a different monthly variation was predicted. A decrease was anticipated for summer months (July to August: -0.2 to -14.1 mm/month), whereas an increase was modelled for the winter and spring months (December to May: +0.4 to 11.2 mm/month). For the other months, there were no consistent trends; depending on the scenario the direction of the trend in precipitation variation was either positive or negative.

The effects of climate change were simulated for the area of study using a delta approach to generate temperature and precipitation time series. The observed data were modified using monthly differences

between the Global Climate Model simulations for each respective scenario for the early 21<sup>st</sup> century and the control run.

$$T_{\text{year}}^* = T_{\text{year (actual)}} + (T_{\text{year future (Model)}} - T_{\text{year actual (Model)}}) \quad (1)$$

$$\text{Rain}_{3\text{d}}^* = \text{Rain}_{(\Sigma 3\text{d-actual})} + 3 * (\text{Rain}_{\text{year future (Daily-Model)}} - \text{Rain}_{\text{year actual (Daily-model)}}) \quad (2)$$

$T_{\text{year}}^*$  and  $\text{Rain}_{3\text{d}}^*$  are respectively daily air temperature and 3-days sum of precipitation according to the different scenarios. We distributed the daily change evenly over the entire period of observations for temperature and precipitation. Values of monthly or annual changes were then applied to the observations.

For precipitation, only the changes in rainfall were considered, as the impact of changes in total precipitation (rainfall and snow) was not deemed as significantly important for the parameters considered in the study. Indeed, it was hypothesized that solid precipitation had no significant impact on the water quality parameters studied in the area under study. In fact, the transport of organic matter and fecal contaminants by runoff from watersheds to surface waters is generally limited by ice cover and snowpack during the frozen season (*Ferguson et al.*, 2003; *Rodriguez et al.*, 2003). The reduction in the duration of the frozen season was also considered for the calculation of the duration of rainfall periods and the attribution of rainfall changes. Then, the changes in rainfall were attributed only for the period of the year where temperatures were positive. Moreover, if changes in precipitation were negative, these changes were attributed only if the final value remained positive or equal to zero.

Water quality simulations were conducted for one reference period (1991-2010) and one future period (2016-2035). Changes in turbidity and fecal coliform levels were estimated using a delta approach and expressed as a percentage of variation for surface waters.

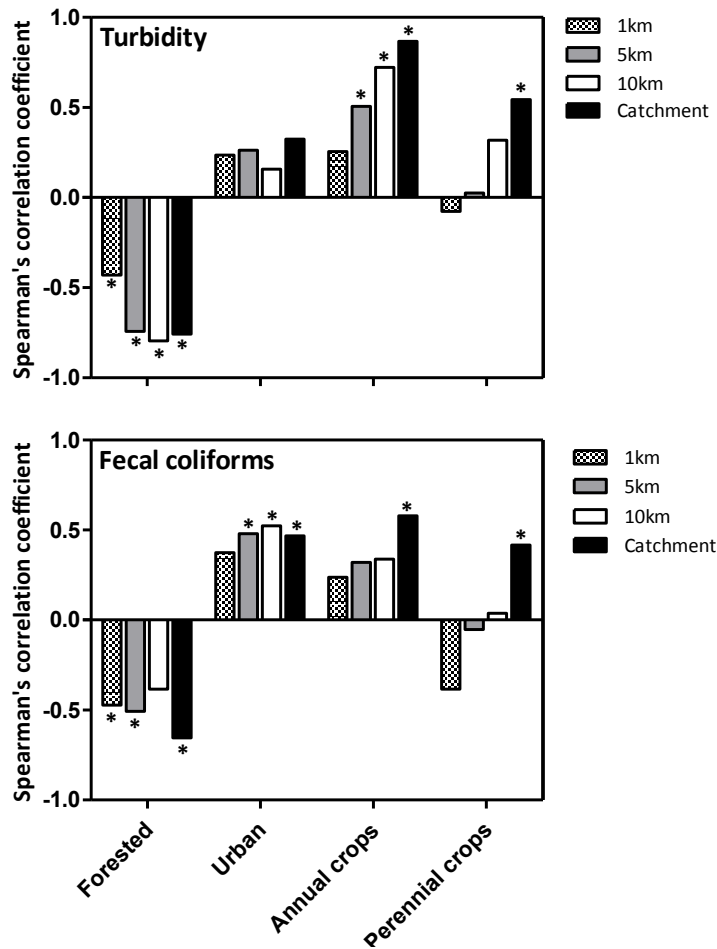
### 3. Results and Discussion

We first assessed the strength of the relationship between water quality variables and land use at the four different spatial scales (1 km, 5 km, 10 km and entire catchment). Then, the two linear mixed effect models were built to simulate fecal coliforms and turbidity levels in source waters according to catchment characteristics and climate. Models minimizing the AIC and the log likelihood were elicited and the hypothesis of homogeneity, normality and independence were tested during validation step. Finally, using these models, future scenarios of climate and land use were tested to assess their impact on the state of future water quality. The effects on water quality of climate change alone, land use change alone and the combined impact were then assessed.

### 3.1 Land-use scale determinants of water quality parameter variation

The associations between turbidity and fecal coliform geometric means by site and land use at different spatial scales are provided in Figure 3.

The results show that turbidity is negatively correlated with forested areas and positively correlated with urban land use and annual crops in particular. Fecal coliforms are significantly and positively correlated with urban and agricultural land. Forests are also negatively correlated with fecal coliforms. These results confirm the observations made in previous studies (*Brett et al., 2005; Gove et al., 2001; Tong and Chen, 2002*). Globally, the strongest correlations were observed between annual crops and turbidity and between forested areas and fecal coliforms.



**Figure 3.** Spearman's correlation coefficient showing the links between land use spatial scales and turbidity and fecal coliforms. Asterisks denotes significant associations ( $p < 0.05$ ).

The results also show that the entire catchment is generally the best scale to study the links between land use and water quality. However, fecal coliforms are best predicted by 10-km urban land use and turbidity by 10-km forested land use rather than by the entire catchment land use. It was noted that perennial crops are also negatively correlated with fecal coliforms at the 1-km scale, although the association is not significant ( $r=-0.38$ ,  $p=0.07$ ), showing that their presence near the river could help maintain surface water quality. In another study (Gregory *et al.*, 2005), it was shown that some perennial crops and plant residue left at the surface can decrease runoff, improve water infiltration and reduce the use of fertilizers and pesticides, thereby improving water quality. In general, there is no consensus among the studies comparing land use impacts on water quality at different scales. For instance, the entire watershed provides better correlations with water quality in some studies (Hurley and Mazumder, 2013), whereas in the study of Dosskey *et al.* (2010), buffer zones along the water courses are the most effective in reducing stream water contamination from diffuse and point sources. Additionally, Sliva and Williams (2001) have shown that forested areas at the catchment scale are a better predictor of total solids than land use in the buffer zone. Buck *et al.* (2004) compared the influence of land cover on fecal coliform levels at two spatial scales (entire catchment and a 120 m buffer zone) and also found that the catchment scale is a better predictor than the buffer scale.

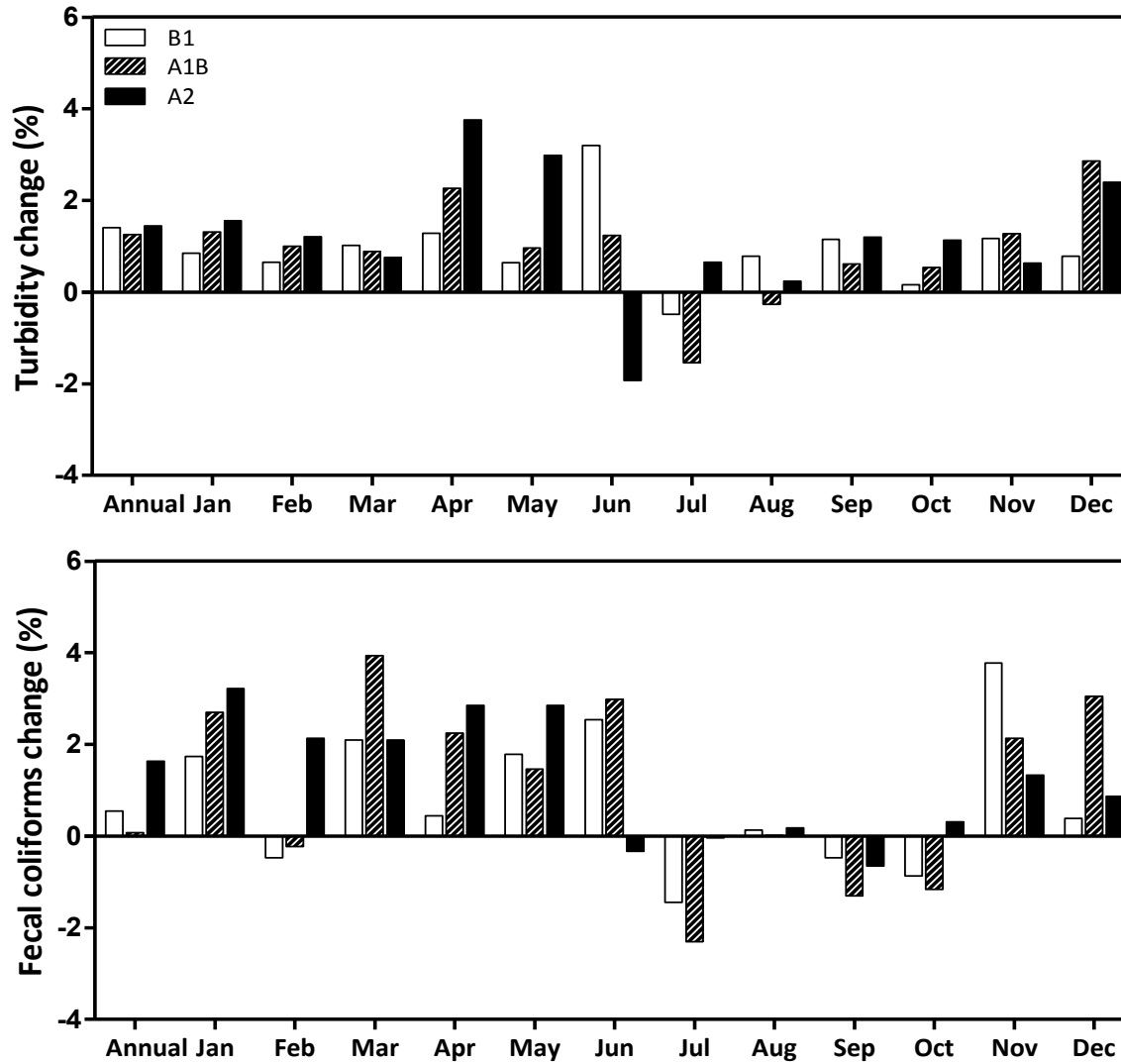
Finally, it could be observed that annual crops are correlated more to turbidity and fecal coliforms than perennial crops (for turbidity, 0.26 to 0.87 compared to -0.08 to 0.54; for fecal coliforms, 0.24 to 0.58 compared to -0.38 to 0.42). Perennial crops could help reduce sediment loading in streams (Lenhardt *et al.*, 2009). This observation is particularly important to note considering that a conversion of perennial crop surfaces to annual crops has been observed in southern Québec during recent decades. This conversion is explained mainly by the intensification of agriculture, with a rise in crop yields and surfaces (44% rise in annual crop production, especially maize and soya) between 1991 and 2001 in Québec (Jobin *et al.*, 2007).

### **3.2 Impacts of climate change scenarios on water quality**

In our database, median turbidity levels are generally highest in April. This is consistent with results obtained by Quilbé *et al.* (2006) who found in a study conducted on the St. Lawrence River watershed that water erosion is essentially a springtime process. For fecal coliforms, median levels observed in our database are generally highest in March-April and July-August, periods of the year where the impact of snowmelt and rainfall could predominate (St Laurent and Mazumder, 2014).

The database constructed served to construct predictive models for turbidity and fecal coliforms using linear mixed effects modelling methods. First, we assessed the impacts of climate change alone on water quality by applying the future (2025) climate scenarios described previously as input parameters in the models and comparing the results to those obtained for the reference period (2000). Then, the impact of land use change alone was tested and the combined impacts of scenario of climate and land use change were assessed.

The estimated impacts of climate change alone on annual and monthly turbidity and fecal coliform levels are shown in Figure 4.



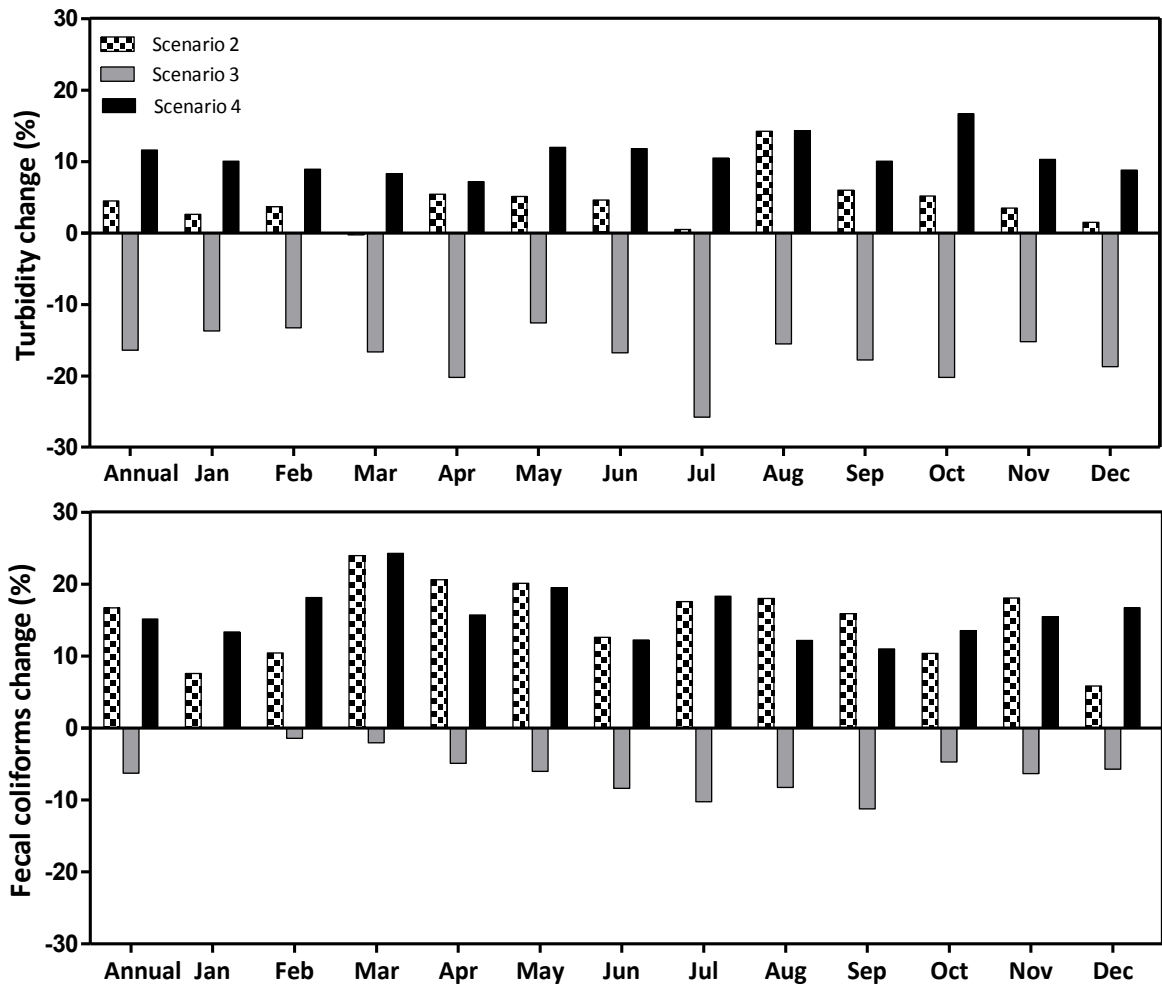
**Figure 4.** Annual and monthly variations in turbidity and fecal coliform median concentrations between climate change scenarios (2025) and reference scenario (2000).

Monthly variations in both parameters for the 2025 horizon remain low and range between -3% and +4%. The annual maximum increase is also low (+1.5% for turbidity; +1.6% for fecal coliforms, A2 scenario). Fecal coliforms and turbidity show an increase for all months except the summer months (June, July and August). This variation might be explained by the variations in precipitation and rainfall-runoff events predicted with climate change, with decreases from June to August and increases for the other months. Moreover, only small changes of water quality variation between scenarios were noted. This observation is linked to the fact that only small climatic differences between scenarios are observed for the early 21<sup>st</sup> century (*IPCC*, 2013).



### 3.3 Impacts of land use change on WQ

The impacts of land use change only on annual and monthly turbidity and fecal coliform levels were assessed by applying the different land use change scenarios (constant, same rate of variation, optimistic and pessimistic), and keeping climate variables constant. The results are shown in Figure 5. As differences between emissions scenarios are not important, only the results under A1B scenario are presented here.



**Figure 5.** Annual and monthly variations in turbidity and fecal coliform median concentrations between the three different land use scenarios (scenarios 2, 3 and 4) and reference (scenario 1) land use scenario in 2025 (under A1B scenario).

The impacts of the different scenarios appear clearly. Important benefits for both parameters might be expected following the optimistic scenario (Scenario 3, 30% decrease in annual crop surfaces compared to the reference year (2000); conversion of annual crops in forested areas, perennial crops

and pastures and no changes in urban land) with a significant annual reduction of 16.4% for turbidity and 6.3% for fecal coliforms ( $p < 0.05$ ). The most important reductions might be expected in April (-20%) and July (-26%) for turbidity and for July (-10%) and September (-11%) for fecal coliforms. Conversely, Scenario 2 and 4 lead to significant increases annually (respectively 4.5 and 11.6% for turbidity, 16.2 and 15.2% for fecal coliforms,  $p < 0.05$ ).

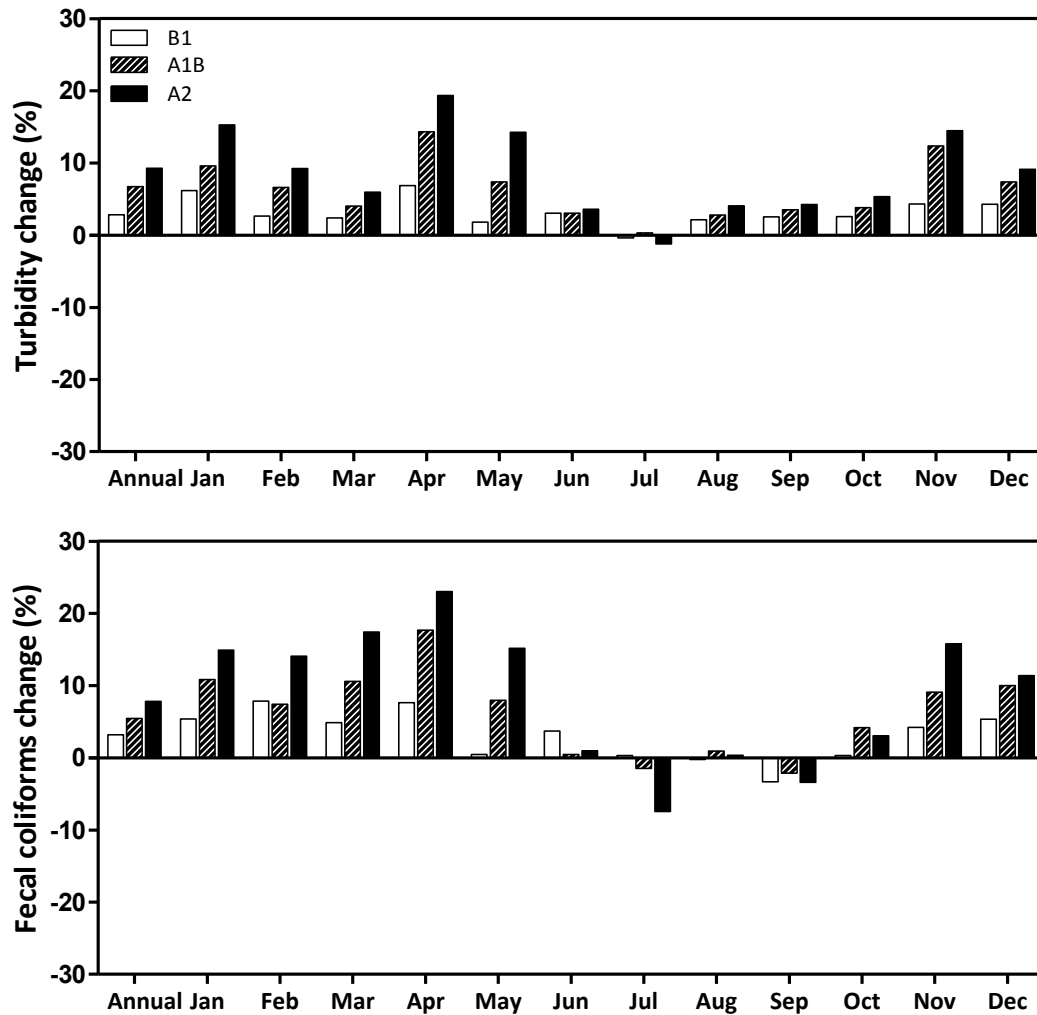
Land use changes have more impact during spring (March to May) for fecal coliforms, whereas turbidity increases are more pronounced in the late summer, early fall. Moreover, the optimistic scenario has a more pronounced impact on the decline of fecal coliform levels during the warm season (from June to September). Perennial crops and pastures appear to have a positive impact on fecal coliform reduction, whereas annual crops (e.g., maize, soya) show the opposite relationship (Cf section 3.1). This issue is particularly relevant as land use management practices should be considered for the preservation of source water quality. However, the actual trend is toward a decrease in perennial crops and pastures surfaces and an increase in annual crops.

By comparing the simulation results for land use and climate change scenarios alone, it was observed that the impacts of changes in land use greatly outweigh the impacts due to climate change. This unexpected result emerged for moderate changes in climate for the short-term horizon (2025) compared to the reference period. The choice of such a short-term timescale was related to the difficulty of adequately predicting land use changes for time scales of more than 20-30 years, as stated by *Quilbé et al.*, (2008). Nevertheless, we wanted to test the hypothesis that at a longer time scale and with increased warming, the effects of climate change on water quality outputs could reach the magnitude of land use impact. Consequently, climate change impacts alone on water quality for the horizon 2090 (2081-2100) were modelled using the emission scenario outputs for this horizon (Figure 6).

Our findings showed a more pronounced annual increase for turbidity (+9.3%, A2 scenario) and for fecal coliforms (+7.8%, A2 scenario) than the one observed for the 2025 horizon for climate change alone. The monthly increases were even more noticeable, especially for April for both parameters (+19.3% for turbidity; +23.0% for fecal coliforms, A2 scenario). These levels of variation are comparable to those obtained with land use change scenarios set for the study. They also highlight the fact that climate change impacts on water sources could be comparable to those of land use in late 21<sup>st</sup> century, all else being equal.

### **3.4 Combined impacts of land use and climate change on water quality**

Finally, we assessed the combined effects of climate and land use change scenarios on turbidity and fecal coliform levels by applying different land use change scenarios to climate change scenarios. The variations were calculated for the future period (2025) and compared with the reference period (2000). As the results obtained with the three climate scenarios do not differ by much, only the results with the intermediate emission scenario A1B are presented (Table 2).



**Figure 6.** Annual and monthly variations in turbidity and fecal coliform median concentrations between climate change scenarios for late 21<sup>st</sup> century (2090) and reference scenario (2000).

Since changes in turbidity and fecal coliforms are more sensitive to changes in land use than climate change, the results are similar in magnitude to those obtained with changes in land use alone. Even with climate change, the “optimistic” land use change scenario will lead to a decrease in turbidity and fecal coliform levels. The percentage of increase is slightly higher for all months except July and August for turbidity, and July to October for fecal coliforms where increases are slightly lower than those obtained with land use changes only. For these months, climate and land use change directions are opposite; consequently the impact of climate change slightly offsets the impact of land use. These differences are related to changes in monthly precipitation patterns.

**Table 2.** Variations in turbidity and fecal coliform concentrations with the combined impact of climate and land use change (A1B emission scenario).

	<b>Turbidity (%)</b>				<b>Fecal coliforms (%)</b>			
	<i>Scenario 1</i>	<i>Scenario 2</i>	<i>Scenario 3</i>	<i>Scenario 4</i>	<i>Scenario 1</i>	<i>Scenario 2</i>	<i>Scenario 3</i>	<i>Scenario 4</i>
Annual	1.3	5.8	-15.3	13.0	0.1	16.7	-6.2	15.3
January	1.3	4.0	-12.6	11.4	2.7	10.5	2.7	16.4
February	1.0	4.7	-12.5	10.0	-0.2	10.2	-1.7	17.8
March	0.9	0.6	-15.8	9.2	3.9	28.8	1.8	29.1
April	2.3	7.8	-18.4	9.7	2.3	23.3	-2.8	18.3
May	1.0	6.1	-11.7	13.1	1.5	21.8	-4.7	21.2
June	1.2	5.9	-15.8	13.2	3.0	15.9	-5.7	15.5
July	-1.5	-1.0	-27.0	8.8	-2.3	14.8	-12.3	15.6
August	-0.3	13.9	-15.8	14.0	0.0	18.0	-8.3	12.1
September	0.6	6.7	-17.3	10.7	-1.3	14.4	-12.4	9.6
October	0.5	5.8	-19.8	17.4	-1.2	9.0	-5.8	12.2
November	1.3	4.8	-14.1	11.7	2.1	20.6	-4.4	17.9
December	2.9	4.4	-16.4	11.9	3.1	9.0	-2.9	20.2

### 3.5 Study implications and limitations

This study presents an original and useful approach that provides some insight into the impacts of climate and land use changes through the use of various scenarios for turbidity and fecal coliform levels in surface water sources. Judging from the results obtained, spatial scales of land use are important to consider in the management of turbidity and microbiological contamination of source waters. Moreover, climate and land use changes could have evident negative impacts on stream water quality. Both fecal coliforms and turbidity show increases in their levels for all climate change scenarios and the majority of land use change scenarios tested in this study. These possible changes in source water quality could increase the risk of water treatment failure in the near future. Anticipation and quantification of surface source water contamination is vital in maintaining a high degree of safety for drinking water purposes. Best land use management practices such as the maintenance of riparian vegetation and wetlands, construction of retention ponds, application of fecal waste management plans and restriction of livestock in immediate catchment perimeters are particularly important to mitigate the risk of intensification of water quality degradation episodes associated with climate change (*St Laurent et Mazumder, 2012*).

However, the results obtained have some practical limitations. Land use scenarios used in this study are based on the assumption that the land use variations will be linear in the future. Although this assumption may not reflect reality, the estimated range of land use variation could be considered realistic, since the decadal trend observed in the intensification of agriculture and conversion of perennial crops to annual crops during the end of the 20st century will probably not be reversed in

the future. Thus, an expansion of intensive agricultural land towards areas predominantly covered by a mosaic of annual and perennial crops is anticipated for the future (*Jobin et al., 2007*).

Buffer strip zones were not considered in this study despite their suitability for reducing runoff and stream contamination. However, as underlined by *Hurley and Mazumder (2013)*, there is unequivocal evidence that land use close to a water course explains greater water quality variability than land use at the entire watershed scale. Another limitation resides in the definition of land use scales with the help of the 1 km to 10 km radius. This definition assumes that watershed runoff is isotropic towards the catchment outlet. Nevertheless, some authors have also extracted land-use data from a predefined radius upstream from the sampling point (*Wang et al., 2001*). Another approach that could be used is to aggregate the sub-basins within a catchment according to their Strahler orders and extract land use and pedology data at these different scales.

Another important issue is that climate change could also significantly modify agricultural practices (crops, fertilizers and pesticide uses). It has been shown that climate change will probably lead to a longer growing season and a yield increase for perennial crops (*Debailleul et al., 2013*). These authors have also predicted an increase in the quantity of fertilizers used. These changes, combined with the predicted increase in rainfall-runoff events, could in turn increase the impacts on receiving water quality. Moreover, the emergence of new soya and maize cultivars has resulted in crop cultivation in areas dedicated primarily to dairy production in the past (*Jobin et al., 2007*). Some authors (*Bootsma et al., 2004, 2005; Singh and Stewart, 1991; Singh et al., 1996*) also suggest that maize and soya yields could increase in the future with a lengthening of the growing season and a more important heat unit accumulation than under recent climatic conditions (1961-1990). These crops are known to require important quantities of pesticides.

Only one model was tested in this study (CGCM3). Consequently, the results obtained are valid solely for the model chosen. However, it should be noted that past and future values of temperature and precipitation given by the CGCM3T47 model are relatively close in trend and magnitude to the multi-models mean values for the area of study (*Meehl et al., 2007; Randall et al., 2007*).

Finally, it should be noted that this study only assessed directions of change in response to climate and land use variation in southern Québec. Quantification result ranges (min/max) would need to be improved in further studies by including the outputs of different climatic model simulations.

## **Conclusion**

This study is the first attempt to define and apply a methodology to assess the impacts of climate and land use changes on water quality in terms of turbidity and fecal coliform levels in southern Québec, Canada. This study determined that the entire catchment scale land use is generally better correlated with water quality than finer scales. Moreover, by combining several databases and following a modelling step involving catchment characteristics and climatic variables, this study shows that an increase in turbidity and fecal coliform levels could be expected in the near future (2025). Even if land use practices would appear to have a predominant impact on water quality in 2025, it was found

that climate change impacts could become equivalent in the late 21<sup>st</sup> century (2090). The protection of water sources through land use protection management policies is essential. This study shows that the stabilization of urban land and reforestation practices could contribute to improving water quality.

## References

- An, Y.-J., D.H. Kampbell and G.P. Breidenbach (2002), Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environ Pollut.*, 120(3):771–778.
- Beaudeau, P., D. Valdes, D. Mouly, M. Stempfelet, and R. Seux (2010), Natural and technical factors in faecal contamination incidents of drinking water in small distribution networks, France, 2003-2004: a geographical study. *J. Water Health*, 8(1), 20–34, doi:10.2166/wh.2009.043.
- Black, A.P. and Christman, R.F. (1963), Characteristics of coloured surface waters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 55: 753.
- Bootsma, A., D. Anderson and A. S. Gameda (2004), Impacts potentiels du changement climatique sur les indices agroclimatiques dans les régions du sud de l’Ontario et du Québec, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction de la recherche, Ottawa (Ontario).
- Bootsma, A., S. Gameda, and D. W. McKenney (2005), Potential impacts of climate change on corn, soybeans and barley yields in Atlantic Canada, *Can. J. Soil Sci.*, 85(2), 345–357, doi:10.4141/S04-025.
- Brett, M. T., G. B. Arhonditsis, S. E. Mueller, D. M. Hartley, J. D. Frodge, and D. E. Funke (2005), Non-point-source impacts on stream nutrient concentrations along a forest to urban gradient, *Environ. Manage.*, 35(3), 330–342, doi:10.1007/s00267-003-0311-z.
- Buck, O., D. K. Niyogi, and C. R. Townsend (2004), Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments, *Environ. Pollut.*, 130(2), 287–299, doi:10.1016/j.envpol.2003.10.018.
- Cool, G., A. Lebel, R. Sadiq, and M. J. Rodriguez (2014), Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface waters, *Sci Total Environ*, in press, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.091.
- Curriero, F. C., J. A. Patz, J. B. Rose, and S. Lele (2001), The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994., *Am. J. Public Health*, 91(8), 1194–1199.
- Dearmont, D., B. A. McCarl and D. A. Tolman (1998), Costs of water treatment due to diminished water quality: A case study in Texas, *Wat. Res Research*, 34(4), 849–853.
- Debailleul, G., L. D. Tamini, M. Doyon, F. Clerson-Guicherd, L.-S. Jacques, M. Hernandez, M. Olar, and J. Louvel (2013), Analyse prospective de la position concurrentielle du Québec en matière de production agricole dans un contexte de changements climatiques, Ouranos Consortium, Natural Resources Canada.
- Delpla, I., A.-V. Jung, E. Baures, M. Clement, and O. Thomas (2009), Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production, *Environ. Int.*, 35(8), 1225–1233, doi:10.1016/j.envint.2009.07.001.
- DesJarlais, C., M. Allard, D. Bélanger, A. Blondlot, A. Bouffard, A. Bourque, D. Chaumont, P. Gosselin, D. Houle, C. Larrivée, N. Lease, A. T. Pham, R. Roy, J.-P. Savard, R. Turcotte, and C. Villeneuve (2010), Adapting to climate change, Consortium Ouranos, Montréal, Québec.
- Díaz, F. J., A. T. O’Geen, and R. A. Dahlgren (2010), Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows, *Agric. Water Manag.*, 97(11), 1813–1821, doi:10.1016/j.agwat.2010.06.015.

Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval, and R. Lowrance (2010), The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams, *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.*, 46(2), 261–277, doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x.

Ducharme, A., C. Baubion, N. Beaudoin, M. Benoit, G. Billen, N. Brisson, J. Garnier, H. Kieken, S. Lebonvallet, E. Ledoux, B. Mary, C. Mignolet, X. Poux, E. Sauboua, C. Schott, S. Théry and P. Viennot (2007), Long term prospective of the Seine River system: confronting climatic and direct anthropogenic changes., *Sci. Total Environ.*, 375(1-3), 292–311, doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.011.

Environmental Systems Research Institute ESRI 2012. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Ferguson, C., A.M.D.R. Husman, N. Altavilla, D. Deere and N. Ashbolt (2003) Fate and Transport of SurfaceWater Pathogens in Watersheds. *Crit Rev Environ Sci Technol.*, 33(3):299–361. Flato, G.M. (2005), The Third Generation Coupled Global Climate Model (CGCM3) (and included links to the description of the AGCM3 atmospheric model). <http://www.cccma.bc.ec.gc.ca/models/cgcm3.shtml> (last access: 10<sup>th</sup> June 2014).

Flato, G.M., and W.D. Hibler, (1992) Modeling pack ice as a cavitating fluid. *J. Phys. Oceanogr.*, 22, 626–651.

Gove, N. E., R. T. Edwards, and L. L. Conquest (2002), Effects of scale on land use and water quality relationships: A longitudinal basin wide perspective, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 37(6), 1721–1734.

Gregory, J. (2006), Introduction. In: Particles in water: properties and processes. IWA Publishing, London.

Gregory, M. M., K. L. Shea and E.B. Bakko (2005), Comparing agroecosystems: Effects of cropping and tillage patterns on soil, water, energy use and productivity, *Renew. Agr. Food Syst.*, 20 (02), 81-90.

Hunter, C., J. Perkins, J. Tranter and P. Hardwick (2000), Fecal bacteria in the waters of an upland area in Derbyshire, England: The influence of agricultural land use, *J. Environ Qual.*, 29, 1253–1261.

Hurley, T., and A. Mazumder (2013), Spatial scale of land-use impacts on riverine drinking source water quality, *Water Resour. Res.*, 49(3), 1-11, doi:10.1002/wrcr.20154.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007), Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013), In: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jobin, B., C. Latendresse, C. Maisonneuve, and M. Grenier (2007), Changements de l'occupation du sol dans le sud du Québec pour la période 1993-2001, Technical reports n° 483, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, Québec.

Jobin, B., J. Beaulieu, M. Grenier, L. Bélanger, C. Maisonneuve, D. Bordage and B. Fillion (2004), Les paysages agricoles du Québec méridional, *Nat. Can.*, 128 : 92-98.



Johnson, L., C. Richards, G. Host, and J. W. Arthur (1997), Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems, *Freshw. Biol.*, 37(1), 193–208, doi:10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x.

Jokinen, C. C., T. A. Edge, W. Koning, C. R. Laing, D. R. Lapen, J. Miller, S. Mutschall, A. Scott, E. N. Taboada, J. E. Thomas, E. Topp, G. Wilkes, and V. P. J. Gannon (2012), Spatial and temporal drivers of zoonotic pathogen contamination of an agricultural watershed, *J. Environ. Qual.*, 41(1), 242–252, doi:10.2134/jeq2011.0203.

Kelsey, H., D. E. Porter, G. Scott, M. Neet, and D. White (2004), Using geographic information systems and regression analysis to evaluate relationships between land use and fecal coliform bacterial pollution, *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 298(2), 197–209, doi:10.1016/S0022-0981(03)00359-9.

Kistemann, T., T. Claßen, C. Koch, F. Dangendorf, R. Fischeder, J. Gebel, V. Vacata, and M. Exner (2002), Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff, *Appl. Environ. Microb.*, 68(5), 2188–2197, doi:10.1128/AEM.68.5.2188.

Lenhart, C. F., K. N. Brooks, D. Heneley, and J. A. Magner (2010), Spatial and temporal variation in suspended sediment, organic matter, and turbidity in a Minnesota prairie river: implications for TMDLs, *Environ. Monit. Assess.*, 165(1-4), 435–447, doi:10.1007/s10661-009-0957-y.

Limpert E., Stahel W.A. (2011), Problems with Using the Normal Distribution – and Ways to Improve Quality and Efficiency of Data Analysis. *PLoS ONE*, 6(7): e21403. doi:10.1371/journal.pone.0021403

Lipp, E. K., N. Schmidt, M. E. Luther, J.B. Rose (2001), Determining the Effects of El Niño – Southern Oscillation Events on Coastal Water Quality, *Estuaries*, 24(4), 491–497.

Mailhot, A., I. Beaugard, G. Talbot, D. Caya, and S. Biner (2012), Future changes in intense precipitation over Canada assessed from multi-model NARCCAP ensemble simulations, *Int. J. Climatol.*, 32(8), 1151–1163, doi:10.1002/joc.2343.

Mallin, M. A., V. L. Johnson, and S. H. Ensign (2009), Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream, *Environ. Monit. Assess.*, 159(1-4), 475–491, doi:10.1007/s10661-008-0644-4.

MDDEFP (2013). Suivi de la qualité de l'eau des rivières du Québec. Website: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/reseau-riv/Reseau-rivieres.pdf> (last access: 05<sup>th</sup> June 2014)

Meehl, G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, J.M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J.M. Murphy, A. Noda, S.C.B. Raper, I.G. Watterson, A.J. Weaver and Z.-C. Zhao, 2007: Global Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Accessible at [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg1/en/en/chapter10/Ch10\\_indiv-maps.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/en/chapter10/Ch10_indiv-maps.html) (last access: 09 June 2014).

Pacanowski, R.C., K. Dixon, and A. Rosati, (1993), The GFDL Modular Ocean Model Users Guide, Version 1.0. GFDL Ocean Group Technical Report No. 2, Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, Princeton, NJ.

- Pratt, B., and H. Chang (2012), Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales, *J. Hazard. Mater.*, 209-210, 48–58, doi:10.1016/j.jhazmat.2011.12.068.
- Quilbé, R., A. N. Rousseau, M. Duchemin, A. Poulin, G. Gangbazo, and J.-P. Villeneuve (2006), Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada), *J. Hydrol.*, 326(1-4), 295–310, doi:10.1016/j.jhydrol.2005.11.008.
- Quilbé, R., A. N. Rousseau, J.-S. Moquet, S. Savary, S. Ricard, and M. S. Garbouj (2008), Hydrological responses of a watershed to historical land use evolution and future land use scenarios under climate change conditions, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 101–110.
- Randall, D.A., R.A. Wood, S. Bony, R. Colman, T. Fichfet, J. Fyfe, V. Kattsov, A. Pitman, J. Shukla, J. Srinivasan, R.J. Stouffer, A. Sumi and K.E. Taylor, 2007: Climate Models and Their Evaluation. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Rodriguez, M.J., Y. Vinette, J.-B. Sérodes and C. Bouchard (2003), Trihalomethanes in drinking water of greater Québec region (Canada): occurrence, variations and modelling. *Environ Monit Assess.*, 89(1):69–93.
- Singh, B., and R.B. Stewart (1991), Potential impacts of a CO<sub>2</sub>-induced climate change using the GISS scenario on agriculture in Québec, Canada, *Agr. Ecosyst. Environ.* 35: 327-347.
- Singh, B., M. El Maayar, P. André, J.-P. Thouez, C. Bryant, and D. Provençal (1996), Influence d'un changement climatique dû à une hausse de gaz à effet de serre sur l'agriculture au Québec, *Atmosphere-Ocean*, 34(2), 379–399, doi:10.1080/07055900.1996.9649569.
- Sliva, L., and D. D. Williams (2001), Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality, *Water Res.*, 35(14), 3462–3472.
- St Laurent, J., and A. Mazumder (2012), The influence of land-use composition on fecal contamination of riverine source water in southern British Columbia, *Water Resour. Res.*, 48(12), W00M03, doi:10.1029/2012WR012455.
- St Laurent, J., and A. Mazumder (2014), Influence of seasonal and inter-annual hydro-meteorological variability on surface water fecal coliform concentration under varying land-use composition, *Water Res.*, 48, 170–178, doi:10.1016/j.watres.2013.09.031.
- Staley, Z. R., E. Chase, C. Mitraki, T. L. Crisman, and V. J. Harwood (2013), Microbial water quality in freshwater lakes with different land use., *J. Appl. Microbiol.*, 115(5), 1240–1250, doi:10.1111/jam.12312.
- Tiefenthaler LL, Stein ED, Lyon GS. Fecal indicator bacteria (FIB) levels during dry weather from Southern California reference streams. *Environ Monit Assess.* 2009;155(1-4):477–492.
- Tong, S. T. Y., and W. Chen (2002), Modeling the relationship between land use and surface water quality, *J. Environ. Manage.*, 66(4), 377–393, doi:10.1006/jema.2002.0593.
- Tong, S. T. Y., Y. Sun, T. Ranatunga, J. He, and Y. J. Yang (2012), Predicting plausible impacts of sets of climate and land use change scenarios on water resources, *Appl. Geogr.*, 32(2), 477–489, doi:10.1016/j.apgeog.2011.06.014.

Tu, J. (2009), Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA, *J. Hydrol.*, 379(3-4), 268–283, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.10.009.

Verseghy, D.L., N.A. McFarlane, and M. Lazare, (1993), A Canadian land surface scheme for GCMs: II. Vegetation model and coupled runs. *Int. J. Climatol.*, 13, 347–370.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, and R. Bannerman (2001), Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environ Manage.*, 28 (2): 255–266.

Wilkes, G., T. Edge, V. Gannon, C. Jokinen, E. Lyautey, D. Medeiros, N. Neumann, N. Ruecker, E. Topp, and D. R. Lapen (2009), Seasonal relationships among indicator bacteria, pathogenic bacteria, *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and hydrological indices for surface waters within an agricultural landscape., *Water Res.*, 43(8), 2209–2223, doi:10.1016/j.watres.2009.01.033.

Wilson, C. O., and Q. Weng (2011), Simulating the impacts of future land use and climate changes on surface water quality in the Des Plaines River watershed, Chicago Metropolitan Statistical Area, Illinois., *Sci. Total Environ.*, 409(20), 4387–4405, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.001.

Yagouti, A., G. Boulet, L. Vincent, L. Vescovi, and É. Mekis (2008), Observed changes in daily temperature and precipitation indices for southern Québec, 1960–2005, *Atmos-Ocean*, 46(2), 243–256, doi:10.3137/ao.460204.

Ziegelgruber, K.L., T. Zeng, W. A. Arnold, and Y.-P. Chin (2013), Sources and composition of sediment pore-water dissolved organic matter in prairie pothole lakes. *Limnol Oceanogr*, 58(3):1136–1146.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. (2009), *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer-Verlag, New York.



**Article 2:** Dyck R., Cool G., Rodriguez M.J., Sadiq R. (2015). Treatment, residual chlorine and season as factors affecting variability of trihalomethanes in small drinking water systems. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 9(1): 171-179.

## **Abstract**

Seasonal variability in source water can lead to challenges for drinking water providers related to operational optimization and process control in treatment facilities. The objective of this study is to investigate seasonal variability of water quality in municipal small water systems (<3000 residents) supplied by surface waters. Residual chlorine and trihalomethanes (THM) were measured over 7 years (2003–2009). Comparisons are made within each system over time, as well as between systems according to the type of their treatment technologies. THM concentrations are generally higher in the summer and autumn. The seasonal variability was generally more pronounced in systems using chlorination plus additional treatment. Chloroform, total THM (TTHM) and residual chlorine concentrations were generally lower in systems using chlorination plus additional treatment. Conversely, brominated THM concentrations were higher in systems using additional treatment. Residual chlorine was highest in the winter and lowest in the spring and summer. Seasonal variations were most pronounced for residual chlorine in systems with additional treatment. There was generally poor correlation between THM concentrations and concentrations of residual chlorine. Further study with these data will be beneficial in finding determinants and indicators for both quantity and variability of disinfection byproducts and other water quality parameters.

**Keywords** drinking water, residual chlorine, seasonal variability, small municipal systems, treatment technologies, trihalomethanes

# 1 Introduction

Due to geography, Canada experiences some of the most seasonally variable weather in the world. Its northern location and large area result in spatially diverse weather across the country. Not only are there differences in temperature across regions at any given time, but also large shifts in temperatures from season to season within a given region. Some regions in Canada experience temperature differences of over 40°C when comparing average daily temperature in January and July [1] (Winnipeg, Manitoba; Timmins, Ontario; Iqaluit, Nunavut).

These seasonal changes in temperature (as well as seasonal changes in precipitation) can contribute to variability in municipal drinking water quality. Seasonal changes in drinking water quality have been documented around the world in locations as diverse as Southern Ontario [2], Valencia Spain [3], İzmir, Turkey [4,5], Greece [6,7], Norway and Australia [8]. Parameters for which the species and concentrations of contaminants have been shown to change with seasons include pharmaceuticals [2], disinfection byproducts (DBPs) [3,9], microbiological parameters [7], pesticides [10,11], and naturally occurring organic matter (NOM) [8]. The World Health Organization predicts that climate change will result in increasingly dramatic variations in weather [12]. These climate variations are anticipated to include changes in temperature as well as more variable precipitation patterns, which could in turn threaten the supply of freshwater. As a result of these changes in temperature and precipitation, we may encounter negative effects in the variability of the quality of municipal drinking water.

Seasonal variability in source water, particularly surface water, can lead to challenges for drinking water providers related to operational optimization and process control in water treatment facilities [8]. These challenges can be compounded by related challenges in infrastructure, technology and financial constraints [13]. Small systems encounter these challenges because economies of scale can not be used, resulting in higher unit cost of operation. In addition to the financial constraints, limited training opportunities for operators of small water systems have been identified as contributing to past water-borne illness outbreaks [13]. The majority of water-borne disease events (75%) occur in small water systems (<5000 people), making it clear that smaller water systems are at a higher risk of poor water quality due to inadequate treatment practices [13].

To date, the majority of studies on temporal variability of drinking water quality in Canada and elsewhere have considered only large or medium systems [3,4,6,14]. Small systems have received comparatively little attention for this issue. It is important to understand factors affecting water quality and its variability in order to improve water treatment and management in small, rural and/or First Nations communities and maintain compliance with national and provincial regulations or guidelines. Small systems will benefit from this knowledge in the development of effective and low-cost indicators for routine surveillance purposes. A better understanding of the variability of water quality will also allow improved estimates of the temporal variability of population exposure to contaminants in water from small drinking water systems.

The purpose of this study was to evaluate parameters of water quality and their seasonal variability in small water systems. All water systems considered here are supplied by surface water (streams, rivers and lakes) and serve populations of less than 3000. The water quality parameters analyzed over a 7-year period included free and total residual chlorine and trihalomethanes.

Trihalomethanes (THM) are a group of DBPs, which result from chlorination of water [15]. They include chloroform, bromodichloromethane (BDCM), dibromochloromethane (DBCM) and bromoform. Due to the suspected connection between THM and negative health impacts [16], limits have been set on the presence of total THM (TTHM, which is the sum of the four constituents) in drinking water by many jurisdictions. The EU Council [17] and Health Canada [18] both recommend a limit of  $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , while the US Environmental Protection Agency [19] recommends a limit of  $80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . There is evidence to support an inverse correlation between concentration of free residual chlorine and THMs in drinking water [14,20,21], therefore, in an attempt to find correlation between THM and residual chlorine, both were considered here.

This paper presents the first phase of research which specifically addresses THMs and residual chlorine. First, we assess the impact of water treatment on the variability of THMs from season to season. Specifically, we evaluate how the significance of the seasonal variability of THMs is different between systems that use only chlorination and systems that use additional treatment before chlorination. Second, we compare concentrations of THMs to concentrations of free and total residual chlorine to expose any correlation between these parameters.

## **2 Methods**

### **2.1 Sampling and analysis**

Drinking water analysis results were collected seasonally from 2003 to 2009 for regulatory requirements in the Province of Québec. A database was developed which included information about the water system, the sampling procedures and the laboratory results. For each sample collected, seasons were designated based on the sampling date: Winter (samples taken between December 21st and March 20th), Spring (samples taken between March 21st and June 21st), Summer (samples taken between June 22nd and September 23rd) and Autumn (samples taken between September 23rd and December 20th). Samples were collected from various locations in the distribution systems in 49 water supply systems located in 47 municipalities within 30 County Regional Municipalities and 14 administrative regions of Québec.

The water within the 49 water supply systems originated from 44 different sources. They were designated as: Lake (20), Rivers and Streams (21), and Well (3). The water was treated in 39 different treatment plants. In 20 of the plants, treatment consisted only of chlorination while the other 19 plants conducted a variety of additional treatments including filtration, ozonation, carbon filtration, and

ultraviolet (UV). For analysis in this paper, only water distribution systems that serve less than 3000 people and use surface water (lakes, rivers and other) were considered. Comparison is drawn between 23 water systems supplied by treatment plants that conducted chlorination only and 26 water systems supplied by treatment plants that conducted additional treatment processes before chlorination. Data from each of the four seasons are compared to assess the significance of temporal variability.

Water samples were collected by individual operators in each of the municipalities. Samples were collected at various locations within the distribution system. Sample collection was done each season for each water supply system. Because each municipality is responsible for conducting their own sampling as part of regulatory analysis, the exact procedure for sampling is uncertain. However, for regulatory purposes, sampling is required to be conducted in accordance with Québec guidelines “Guidance on sampling of drinking water (Lignes Directrices Concernant l’Échantillonnage de l’eau potable)” [22]. In general, the typical sampling procedure includes the following:

- Samples are taken from the faucet of a restroom in a building at an appropriate location in the distribution system.
- Water is allowed to run for approximately 5 minutes to ensure that the sampled water is from within the distribution system and not the plumbing pipes in the building.
- To analyze THMs, duplicate samples are collected in 40-mL glass vials. To stop THM formation after sampling, a chlorine-quenching agent is added to the vials.
- Two hundred fifty milliliters plastic bottles are used to collect and transport samples for laboratory analysis of other parameters.
- Samples are stored at 4°C prior to and during shipping to the laboratory for analysis.

Again, because each municipality is responsible for conducting their own sampling as part of regulatory analysis, the exact procedure for analysis is also uncertain. Samples were analysed in laboratories certified by the Centre of Expertise in environmental analysis Quebec (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec) [22] which were selected at the discretion of each municipality. Water was analysed for each of the four regulated THMs (chloroform, BDCM, DBCM and bromoform) and TTHM, as well as total residual chlorine and free residual chlorine.

The data used in this study are a portion of a larger dataset measuring the water quality parameters in drinking water networks for regulatory requirements by water supply operators. A database was developed which included the results and sampling information for each sampling event, location, water supply system, water source, treatment plant and administrative region. The analyses considered in this paper include THMs, and residual chlorine.

## **2.2 Statistical analysis**

Statistical analysis was conducted using the statistical software package StatTools® [23]. For THMs and residual chlorine, the Mann Whitney test for statistical significance was used to compare drinking water systems that use chlorination only to systems which use chlorination plus other treatments. The  $p$  values illustrate the likelihood that the difference between the values for “only” and “plus” could



be attributable to chance. The lower the  $p$  value is, the more significant the difference between groups of samples. Often in analysis, scientists use thresholds of 1%, 5% or 10% for  $p$  values which indicate the strength of the “null hypothesis” i.e. there is no difference. The Mann Whitney test was chosen over the similar non-parametric Kruskal-Wallis test because it provides more detail about which of the compared samples caused the difference between the groups.

In order to compare differences by season for each analytical parameter, pair-wise comparisons were made between concentrations in each season. The Mann Whitney test for significant difference was performed for each pair. The resulting  $p$  values illustrate the likelihood that the difference between the seasons could be mere chance. To better understand the variability both within seasons and between seasons, one-way ANOVA was also performed. The F-statistic illustrates the ratio of the variability between groups and the variability within each group. The  $p$ -values  $<0.05$  indicate a statistically significant difference in the variability. In order to highlight any relationship between concentrations of THM and concentrations of residual chlorine, correlation coefficients between each of the THMs and free residual chlorine and total residual chlorine were calculated.

## 3 Results

### 3.1 Analytical results

A summary of the results of the laboratory analyses is presented in Table 1. These include analysis for each of the four regulated THMs (chloroform, BDCM, DBCM and bromoform) and total trihalomethanes (TTHM, the sum of all four), as well as total residual chlorine and free residual chlorine. Results are presented by season for both systems that use chlorination only and systems which use chlorination plus additional treatment.

As observed in the literature for medium and large systems [14,24-26], for the small systems under study concentrations of THMs are generally highest in summer and autumn and lowest in winter and spring. For chloroform and TTHM, concentrations are higher for systems which use chlorination only. For BDCM, DBCM and bromoform, concentrations are surprisingly higher for systems which use chlorination plus additional treatment.

The Guidelines for Canadian Drinking Water Quality [18] present a Maximum Acceptable Concentration (MAC) of  $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  for TTHM and the Québec Drinking Water Rule [27], presents an MAC of  $80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  based on 4 results of TTHM taken at the extremity of the network and spread throughout the year (one per season). Although the mean TTHM concentrations for summer and autumn in plants that use “chlorination only” exceed the Health Canada MAC of  $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , and the mean TTHM concentrations for all seasons in plants that use “chlorination only” and for summer in plants that use chlorination plus additional treatment exceed the Québec MAC; these means were calculated using all plants and do not necessarily reflect what concentrations may be occurring in any given plant. However, the average of these means would exceed the Québec MAC and the Health

Canada MAC for systems using chlorination only, suggesting that in general, the systems without additional treatment are more likely to exceed both the Health Canada and the Québec MAC.

**Table 1** Results of laboratory analysis for THMs and residual chlorine by season for systems using chlorination only and chlorination plus additional treatment

parameter	treatment	winter		spring		summer		autumn	
		mean	std dev	mean	std dev	mean	std dev	mean	std dev
chloroform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only <sup>a)</sup>	83.0	65.2	92.1	71.0	128.7	89.4	124.7	91.2
	plus <sup>b)</sup>	28.9	17.1	38.3	22.2	75.2	47.5	47.3	32.2
	<i>p</i> <sup>c)</sup>	< 0.0001		< 0.0001		< 0.0001		< 0.0001	
BDCM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	1.97	1.64	1.96	1.58	2.78	2.69	2.39	1.79
	plus	2.78	2.96	2.77	3.89	8.67	15.05	3.81	5.44
	<i>p</i>	0.0063		0.0109		< 0.0001		0.0023	
DBCM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	0.17	0.47	0.11	0.31	0.23	0.95	0.10	0.32
	plus	0.44	1.24	0.34	1.50	1.83	5.74	0.62	2.72
	<i>p</i>	0.058		0.0411		< 0.0001		0.0063	
bromoform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	0.19	0.39	0.18	0.41	0.23	0.91	0.17	0.43
	plus	0.30	0.46	0.30	0.46	0.43	0.67	0.33	0.56
	<i>p</i>	0.0379		0.0151		< 0.0001		0.0012	
TTHM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	85.1	65.4	94.1	71.4	131.6	90.0	128.0	91.2
	plus	31.7	18.3	41.3	24.0	85.5	54.6	50.9	34.0
	<i>p</i>	< 0.0001		< 0.0001		< 0.0001		< 0.0001	
free residual chlorine /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	0.76	0.86	0.61	0.81	0.62	0.84	0.68	0.88
	plus	0.61	0.79	0.56	0.75	0.43	0.68	0.51	0.71
	<i>p</i>	< 0.0001		0.0589		< 0.0001		< 0.0001	
total residual chlorine /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	only	0.96	0.99	0.82	0.97	0.83	1.02	0.86	1.02
	plus	0.66	0.60	0.64	0.63	0.61	0.66	0.60	0.59
	<i>p</i>	< 0.0001		0.0034		< 0.0001		< 0.0001	

Notes: a) “only” refers to water systems supplied by treatment plants that use chlorination only; b) “plus” refers to water systems supplied by treatment plants that use chlorination in combination with other treatment methods; c) “*p*” indicates *p* value for Mann–Whitney test of statistical significance

For total residual chlorine and free residual chlorine, concentrations are generally highest in winter. For total residual chlorine and free residual chlorine, the systems that used chlorination plus additional treatment had lower concentrations.

## **3.2 Comparisons between seasons and treatment method**

### *3.2.1 Variations between treatment methods*

Drinking water systems that use chlorination only were compared to systems that use chlorination plus other treatments using the Mann Whitney test for statistical significance. The  $p$  values are presented in Table 1. For this analysis, the only  $p$  values exceeding 5% were DBCM in winter ( $p = 0.058$ ) and free residual chlorine in summer ( $p = 0.0589$ ). The  $p$  values for chloroform and TTHM were all less than 0.0001. For all THMs, the  $p$  value was generally higher when there were lower concentrations and lower for higher concentrations. For residual chlorine,  $p$  values were higher in the spring for both total residual chlorine and free residual chlorine.

### *3.2.2 Seasonal variation in THM and residual chlorine concentrations*

Concentrations of THMs and residual chlorine varied according to season for all species. The results of the Mann Whitney test for significant difference are presented in Table 2. The most significant differences are shown as the darkest, while the most similar pairs as white. Overall, there is more seasonal variability of THM in water systems that use chlorination plus additional forms of treatment. While the overall level of TTHMs (the regulated parameter) and chloroform (the most prevalent) decrease with additional treatment processes, that decrease comes with a cost of increased seasonal variability. For residual chlorine, the pattern is less clear. In the systems that use only chlorine, winter is most significantly different from other seasons.

### *3.2.3 Variation between seasons and within seasons*

One-way ANOVA was performed to evaluate the variability both within seasons and between seasons. The F-statistic is presented in Table 3. The F-statistic and  $p$ -value for DBCM in systems with chlorination only and for bromoform in both types of system indicate that the variance between seasons is not statistically different from the variance within each season.

### *3.2.4 Correlation between THMs and residual chlorine*

Table 4 shows the Pearson correlation coefficients between each of the THMs and free residual chlorine and total residual chlorine. The strongest correlations found were between chloroform and TTHM and between free residual chlorine and total residual chlorine. This is because both the TTHM and total residual chlorine include the correlated parameters in the sum and therefore they are not independent. For the parameters that are independent, chloroform and the residual chlorine (both free and total, because they are related) are the most correlated. This has been shown in other studies that chlorine demand relates to chloroform concentration [14].

**Table 2** Mann–Whitney *p* values for pairwise comparison between seasons

		chlorination only			chlorination plus treatment		
		spring	summer	autumn	spring	summer	autumn
chloroform ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	0.325	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
	spring		0.0007	0.0031		< 0.0001	< 0.0001
	summer			0.646			< 0.0001
BDCM ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	0.988	0.0044	0.0278	0.994	< 0.0001	0.0034
	spring		0.0102	0.0422		< 0.0001	0.0052
	summer			0.468			< 0.0001
DBCM ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	0.381	0.807	0.162	0.3701	0.0345	0.437
	spring		0.528	0.594		0.0036	0.896
	summer			0.249			0.0037
bromoform ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	0.772	0.617	0.449	0.959	0.0882	0.719
	spring		0.833	0.636		0.107	0.765
	summer			0.791			0.168
TTHM ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	0.320	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
	spring		0.0005	0.0020		< 0.0001	0.0050
	summer			0.6947			< 0.0001
free residual chlorine ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0034	< 0.0001	< 0.0001
	spring		0.769	0.00877		< 0.0001	0.0064
	summer			0.0032			< 0.0001
total residual chlorine ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	winter	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.282	0.00061	0.0020
	spring		0.336	0.366		0.0164	0.0436
	summer			0.0652			0.656

## 4 Discussion

### 4.1 Seasonal variability

For the small drinking water systems in this study, THM concentrations are generally higher in the summer and lower in the winter. This result was expected because in general an increase in water temperature leads to an increase in THM formation. In addition, conditions in the summer favour the introduction of NOM (from spring run-off and vegetation decay) [14]. In systems which use chlorination, but not other treatments, the concentrations of THMs are most similar in winter and spring, as well as summer and autumn. The seasonal variability was generally more pronounced in systems using chlorination plus additional treatment.

It may be informative in future work to include a more detailed analysis of the seasonal variations through correlating THM concentrations and temperature, precipitation and snow cover. It is anticipated that THM concentrations would increase with temperature (due to increased reaction rate) and precipitation (due to run-off related increase in NOM), while snow cover may result in lower THM concentrations (due to reduction in organics entering the surface water).

**Table 3** Variation between seasons and within seasons – results of one-way ANOVA

parameter	treatment (chlorination only or plus other treatment)	F-ratio	p-value
chloroform	only	10.99	< 0.0001
	plus	72.12	< 0.0001
BDCM	only	5.34	0.00125
	plus	20.96	< 0.0001
DBCM	only	1.61	0.186
	plus	7.91	< 0.0001
bromoform	only	0.266	0.85
	plus	2.39	0.068
TTHM	only	11.4	< 0.0001
	plus	79.0	< 0.0001
free residual chlorine	only	18.8	< 0.0001
	plus	42.3	< 0.0001
total residual chlorine	only	9.09	< 0.0001
	plus	3.87	0.0089

## 4.2 Effect of treatment type

The chloroform and TTHM concentrations were generally lower in systems using chlorination plus additional treatment. This was expected because filtration removes NOM which is a precursor to THMs. Conversely, BDCM, DBCM and bromoform concentrations were higher and more variable in systems using additional treatment, although with less statistical significance than chloroform and TTHM. This difference between chloroform/TTHM and the brominated THMs (BDCM, DBCM and bromoform) may occur for several reasons. First, it is possible that low concentrations of bromide in the source waters cause the generation of less brominated THMs and by comparison higher concentrations (by up to two orders of magnitude) of chloroform (and therefore also of TTHM). This is more likely for treatment plants using groundwater as a source due to higher concentration of bromide ions. Further study may include measurement of bromide in the source water. Second, the comparatively low concentration of brominated THMs may result in more noise in the analytical

results. In addition, the brominated THMs had a larger number of samples with concentration lower than the detection limit (below the detection limit of the analytical method and/or equipment).

Another possible explanation for the apparent increase in brominated THMs is related to treatment selection. Water supply systems with poorer source water quality may be more inclined to choose further treatment such as filtration. Source water of poorer quality may be more likely to include ions such as bromide, which would in turn contribute to the formation of brominated THMs. Additionally, when water is filtered, NOM is removed which may lead to the addition of less chlorine due to decreased disinfection demand.

**Table 4** Correlation between parameters

linear correlation	chloroform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	BDCM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	DBCM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	bromoform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TTHM /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	free residual chlorine /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	total residual chlorine/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
chloroform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1.00	0.166	-0.016	0.112	0.998	0.332	0.329
BDCM/( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		1.00	0.004	0.133	0.198	0.061	0.107
DBCM/( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )			1.00	0.096	-0.058	0.005	-0.067
bromoform /( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )				1.00	0.117	-0.018	-0.011
TTHM/( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )					1.00	0.331	0.330
free residual chlorine/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )						1.00	0.762
total residual chlorine/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )							1.00

### 4.3 Effect of concentrations below the detection limit

As expected, THMs with the lowest concentrations (BDCM, DBCM and bromoform) also had the most samples with concentration below the detection limit. For BDCM, systems using “chlorination only” produced more samples with concentrations lower than the detection limit; however, for the other THMs, there were more samples with concentration lower than the detection limit in the systems with additional treatment. This reflects an overall reduction in concentrations. In addition, autumn had the highest number of samples with concentration lower than the detection limit, although it did not have the lowest concentrations in general. In the next stage of analysis, it may be advisable to explore different techniques for samples with concentration lower than the detection limit. Some common methods are treating them as “0” concentrations (which was used here), treating them as

concentrations equal to the detection limit, treating them as concentrations at half the detection limit, or distributing them between 0 and the detection limit according to the probability density function of the rest of the samples. This analysis is especially important in parameters with very low concentration, namely the brominated THMs.

#### **4.4 Concentration and variability of residual chlorine**

The concentrations of residual chlorine were generally higher in the systems using only chlorination. This may result from higher doses of chlorine being applied when NOM are not removed by additional treatment such as filtration. Residual chlorine was also highest in the winter, while being lowest in the spring for systems using only chlorination and lowest in the summer for systems using chlorination in combination with other treatment. This may reflect an increase in chlorine demand due to add NOM in run off, as well as reduced reactions with chlorine in the winter due to lower water temperature. In systems which use chlorination plus other treatments, the concentrations of total residual chlorine were most similar in winter and spring, as well as summer and autumn. In systems that use only chlorination, the most similar seasons were summer and spring. For residual chlorine, the seasonal variations were most pronounced for total residual chlorine in systems with additional treatment. There was generally poor correlation between THM concentrations and concentrations of residual chlorine; however, the highest occurred for chloroform. Interestingly, although TTHM is the parameter for which Health Canada [18] has set guidelines, TTHM did not correlate very well with the brominated THMs. This may have regulatory implications because if water systems operators are only required to monitor and report TTHM concentrations, there may be elevated concentrations of brominated THMs which are not recognized due to lack of correlation with TTHM.

#### **4.5 Comparison to larger systems**

While it is expected that small systems would experience differences in the concentrations and variability of THMs compared with larger systems, the differences were not universal. The finding in this study of higher concentrations in summer and autumn were also found in many larger systems [3,14,24-26], but not all [4]. While those studies noted seasonal variation in THMs, they did not consider each of the THM species individually.

The prevalence of each species of THM varied as well in larger systems. While our study found higher levels of chloroform, some studies considering larger systems reported higher concentrations of brominated THM (BDCM, DBCM and bromoform) [3,7,28]. This higher prevalence is predominantly linked to the presence of bromide ions in the source water. Overall, surface water is expected to have higher concentrations of NOM, resulting in higher chlorinated THM, while groundwater is expected to have higher bromide concentrations resulting in higher brominated THM. This study considered only surface water, therefore it is expected that chlorinated THMs would dominate.

In this study, we compared concentrations and variability between systems using chlorination only or chlorination plus other treatment. Larger systems are more likely to have enhanced treatment systems

and larger distribution systems. Larger distribution systems have shown an increase in chloroform with increasing distance [14]. This is partly due to the increase in contact time which allows for more reactions and accumulation of chloroform. Because this study did not include distance from the treatment plant in the analysis, direct comparison to large systems in this way is not possible.

#### **4.6 Further study**

This study is the one of the first steps in a long-term research program analysing the same large dataset. Other analytical parameters will be assessed to determine their seasonal variability and the effect of treatment methods, water source type, sampling location with the system, and community size on both the values of the parameters and their seasonal variability. Haloacetic acids and microbiological parameters would be a logical place to continue analysis. Further analysis will also be conducted to determine changes over time within water supply systems. Currently, intensive sampling campaigns are being conducted in a subset of those systems to better understand short-term temporal variability (weekly and daily) and spatial variability (according to the residence time in the distribution system) of THMs and haloacetic acids.

### **5 Conclusions**

Understanding the variability in water quality and the factors affecting it can help small water system operators to meet the needs of the community for disinfection of water as well as limiting other chemical exposures such as DBPs. This study compared small water supply systems that use only chlorination with water supply systems that use chlorination as well as additional treatment methods. Forty-nine systems serving less than 3000 people, which used surface water sources in Québec, were considered over a period of seven years.

Concentrations of chloroform and TTHM were higher in the systems with only chlorination, while brominated THMs (bromoform, DBCM and BDCM) were higher in the systems using chlorination plus other treatment methods. Concentrations of THMs were generally lowest in the winter and spring and highest in summer and autumn. Seasonal variability was statistically significant for all THM species. More variability was observed in systems using chlorination in addition to other treatment methods. While the overall level of TTHMs and chloroform decrease with additional treatment processes, that decrease comes with a cost of increased seasonal variability.

Concentrations of residual chlorine were generally higher in systems using only chlorination. Residual chlorine was also highest in the winter, while being lowest in the spring for systems using only chlorination and lowest in the summer for systems using chlorination in combination with other treatment. There was generally poor correlation between THM concentrations and concentrations of residual chlorine; however, the highest occurred for chloroform. Further analysis will be conducted addressing the contributions of other parameters to water quality and the factors affecting their concentrations and variability.



## References

1. Environnement Canada (2012). National Climate Data and Information Archive Canadian Climate Normal. Available online at [http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate\\_normals/index\\_e.html](http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_e.html) (accessed May 13, 2014).
2. Kormos J.L. (2007). Occurrence and Seasonal Variability of Selected Pharmaceuticals in Southern Ontario Drinking Water. Thesis for Master. Waterloo Ontario Canada: University of Waterloo.
3. Llopis-González A., Morales-Suárez-Varela M., Sagrado-Vives S., Gimeno-Clemente N., Yusà-Pelecha V., Martí-Requena P., Monforte-Monleón L. (2010). Long-term characterization of trihalomethane levels in drinking water. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 92(4): 683-696.
4. Baytak D., Sofuoglu A., Inal F., Sofuoglu S.C. (2008). Seasonal variation in drinking water concentrations of disinfection by-products in IZMIR and associated human health risks. *Science of the Total Environment*, 407(1): 286-296.
5. Uyak V., Toroz I., Merric S. (2005). Monitoring and modelling of trihalomethanes (THMs) for a water treatment plant in Istanbul. *Desalination*, 196(1-3): 91-101.
6. Giannoulis N., Maipa V., Albanis T., Konstantinou I., Dimoliatis I. (2004). The quality of drinking water supplies in north-western Greece: A three year follow-up. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 84(1-3): 217-229.
7. Golfopoulou S.K., Xilourgidis N.K., Kostopoulou M., Lekkas T.D. (1998). Use of a multiple regression model for predicting trihalomethanes formation. *Water Research*, 32(9): 2821-2829.
8. Fabris R., Chow C.W.K., Drikas M., Eikebrokk B. (2008). Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Research*, 42(15): 4188-4196.
9. Rodriguez M.J., Sérodes J.-B., Levallois P., Proulx F. (2007). Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season and distribution location. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(4): 255-265.
10. Tesfamichael A.A., Kaluarachchi J.J. (2004). Uncertainty analysis of pesticide residues in drinking water risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 10(6): 1129-1153.
11. Vecchia A.V., Martin J.D., Gilliom R.J. (2008). Modeling variability and trends in pesticide concentrations in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(5): 1308-1324.
12. World Health Organization (2005). Climate and health fact sheet. Available online at <http://www.who.int/globalchange/news/fsclimandhealth/en/index.html> (accessed May 13, 2014).
13. Moffatt H., Struck S. (2011). Water-borne disease outbreaks in Canadian small drinking water systems. Report for: National Collaborating Centres for Public Health. Available online at [http://www.nccph.ca/docs/SDWS\\_Water-borne\\_EN.pdf](http://www.nccph.ca/docs/SDWS_Water-borne_EN.pdf) (accessed May 13, 2014).
14. Rodriguez M.J., Vinette Y., Sérodes J.-B., Bouchard C. (2003). Trihalomethanes in drinking water of greater Québec region (Canada): occurrence, variations and modelling. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89(1): 69-93.
15. Rook J. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*, 23(4): 234-243.
16. Villanueva C.M., Kogevinas M., Cordier S., Templeton M.R., Vermeulen R., Nuckols J.R., Nieuwenhuijsen M.J., Levallois P. (2014). Assessing exposure and health consequences of chemicals in drinking water: current state of knowledge and research needs. *Environmental Health Perspectives*, 122(3): 213-221.
17. European Union (EU) Council (1998). Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. Available online at <http://eur->

- [lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:01998L0083-20090807&rid=1](http://lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:01998L0083-20090807&rid=1) (accessed May 13, 2014).
18. Health Canada (2012). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Available online at [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2012-sum\\_guide-res\\_recom/index-eng.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2012-sum_guide-res_recom/index-eng.php) (accessed May 13, 2014).
  19. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) 2009. National primary drinking water regulations. Available online at <http://water.epa.gov/drink/contaminants/uplead/mcl-2.pdf> (accessed May 13, 2014).
  20. Espirages M., Lardelli P., Ortega P. (2003). Evaluating trihalomethane content in drinking water on the basis of common monitoring parameters regression models. *Journal of Environmental Health*, 66(3): 9-13.
  21. Adin A., Katzhender J., Alkaslassv D., Rav-Acha Ch. (1991). Trihalomethane formation in chlorinated drinking water: a kinetic model. *Water Research*, 25(7): 797-805.
  22. Gouvernement du Québec (2012). Lignes directives concernant l'échantillonnage de l'eau potable. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. DR-12-SCA-0. Available online at [http://www.caeaq.gouv.qc.ca/accréditation/pala/DR12SCA07\\_lignes\\_dir\\_echat\\_eau\\_po.pdf](http://www.caeaq.gouv.qc.ca/accréditation/pala/DR12SCA07_lignes_dir_echat_eau_po.pdf) (Accessed May 13, 2014).
  23. Palisade Corporation. (2010). StatTool® for Excel Add-in for Microsoft Excel Version 5.5.1: Industrial Edition. Ithaca, NY USA.
  24. Golfopoulos S.K. (2000). The occurrence of trihalomethanes in the drinking water in Greece. *Chemosphere*, 41(11): 1761-1767.
  25. Chen W.J., Weisel C.P. (1998). Halogenated DBP concentrations in a distribution system. *Journal of the American Water Works Association*, 90(4): 151-163.
  26. Singer P.C., Obolensky A., Greiner A. (1995). DBPs in chlorinated North Carolina drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, 87(10): 83-92.
  27. Gouvernement du Québec (2014). Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. Available online at [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide\\_interpretation\\_RQEP.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf) (Accessed May 13, 2014).
  28. Cancho B., Ventura F., Galceran M.T. (1999). Behavior of halogenated disinfection by-products in the water treatment plant of Barcelona, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(5): 610-617.

# Annexe B :

## Information concernant les points d'échantillonnage (niveau 1) en eau de surface et leurs bassins d'alimentation (niveau 2)

Cette annexe comprend les données utilisées pour le Chapitre 3 par point d'échantillonnage (stations de la BQMA<sup>10</sup>). Les valeurs moyennes représentent une moyenne de tous les échantillons entre 2006 et 2009 par saison et une moyenne de toutes les observations (total) (toutes les saisons ensembles).

**Tableau B1** : Carbone organique dissous (mg/L) – Variable dépendante de premier niveau

**Tableau B2** : Température (°C) – Variable indépendante de premier niveau

**Tableau B3** : Précipitations (mm) – Variable indépendante de premier niveau

**Tableau B4** : Variables indépendantes de deuxième niveau

- Milieux humides (%)
- Pente (°C)
- Forêts de feuillus, conifères et mixte (%)
- Provinces naturelles (%) : Appalaches, Basses terres du St-Laurent, Laurentides méridionales et centrales, Basses terres de l'Abitibi

---

<sup>10</sup> MDDELCC (2010 – année d'acquisition). Banque de données sur la qualité du milieu aquatique: 2003-2009 [base de données], Direction du suivi de l'état de l'environnement, MDDELCC, Québec, Qc.

**Tableau B1 : Carbone organique dissous (mg/L)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
1080001	1,2	0,2	4	1,6	0,6	6	1,1	0,5	10	1,3	0,4	10	1,3	0,5	30
1150004	6,4	8,8	9	3,6	0,5	11	5,5	6,5	12	3,6	0,8	10	4,7	5,3	42
2200019	6,3	5,0	12	4,8	1,0	12	6,8	3,8	12	6,1	1,6	12	6,0	3,3	48
2210009	7,5	5,5	8	5,3	0,9	9	8,9	5,3	8	8,0	2,2	7	7,4	4,0	32
2220004	6,4	3,9	8	4,6	0,3	9	6,6	3,2	9	6,0	1,0	7	5,9	2,6	33
2240005	9,1	3,7	11	6,9	1,5	12	10,4	4,5	11	11,0	4,3	10	9,3	3,9	44
2250002	6,9	2,6	11	6,1	1,8	12	9,7	3,5	12	8,8	2,8	12	7,9	3,0	47
2250005	10,6	2,8	12	8,4	1,2	12	11,9	2,2	10	12,2	2,0	12	10,7	2,6	46
2260002	7,1	2,2	11	6,9	1,8	10	11,8	4,8	12	9,9	3,4	12	9,1	3,8	45
2270002	9,9	3,0	10	9,0	3,7	8	14,4	5,6	12	13,2	4,5	12	12,0	4,8	42
2310004	5,7	2,0	11	5,2	1,2	11	8,3	1,9	12	6,7	2,5	13	6,5	2,3	47
2330001	6,5	3,8	12	5,1	1,6	9	7,6	2,7	12	6,8	2,5	12	6,6	2,9	45
2330049	9,6	7,3	8	8,0	4,4	9	10,3	2,9	10	9,6	2,5	12	9,4	4,3	39
2340004	7,2	1,3	11	6,2	0,8	11	10,6	3,1	12	8,4	2,2	12	8,2	2,6	46
2340006	6,5	1,8	12	5,9	0,6	12	7,3	1,9	12	6,5	1,0	12	6,6	1,5	48
2340014	7,0	2,1	7	6,3	1,0	8	10,6	3,0	11	8,3	2,0	12	8,3	2,7	38
2340033	7,1	1,7	9	6,6	1,7	11	10,0	4,0	12	8,0	1,6	12	8,0	2,8	44
2340034	9,6	5,2	12	7,9	2,0	12	10,8	3,1	12	10,9	3,9	12	9,8	3,8	48
2340051	9,4	2,5	10	9,2	2,4	12	15,4	8,0	12	11,7	3,7	12	11,5	5,3	46
2360014	13,2	4,8	12	11,5	2,9	12	17,9	6,7	11	16,1	4,1	12	14,6	5,3	47
2370002	11,7	2,5	12	11,4	3,1	12	18,6	6,3	11	15,2	3,2	12	14,1	4,8	47
2390001	13,9	5,0	11	11,6	2,3	12	16,1	3,8	12	13,9	4,1	12	13,9	4,1	47
2400004	6,4	1,7	12	5,4	1,1	12	8,0	2,3	10	6,9	1,4	12	6,6	1,8	46
2400005	6,9	2,3	12	6,0	1,0	12	7,7	2,2	11	7,5	2,1	12	7,0	2,0	47
2400006	5,9	1,9	11	5,3	2,5	12	6,4	1,0	11	6,7	1,0	12	6,1	1,7	46
3010007	8,7	6,3	3	4,3	0,8	10	5,9	1,5	11	5,4	0,9	12	5,5	2,2	36
3010008	5,9	0,4	5	5,4	1,0	8	6,8	2,4	11	6,3	1,0	12	6,2	1,6	36
3010009	6,2	1,3	6	5,6	1,4	10	8,1	1,9	11	7,9	1,0	10	7,0	1,8	37
3010036	4,7	1,5	5	4,8	0,9	9	7,0	2,8	11	7,3	1,4	12	6,3	2,1	37
3010038	4,6	2,1	7	4,1	0,8	9	5,2	1,3	10	4,5	0,8	12	4,6	1,3	38
3020040	7,8	0,6	9	6,2	1,2	9	8,9	2,1	11	7,6	1,0	12	7,7	1,6	41
3020042	5,5	2,2	12	4,8	1,0	12	8,7	3,3	11	6,9	2,0	12	6,4	2,6	47
3020082	4,0	0,7	10	3,8	0,5	11	5,4	1,7	11	4,6	0,8	12	4,5	1,2	44
3020187	5,4	0,9	9	4,7	0,6	12	6,8	1,4	12	6,7	1,0	11	5,9	1,3	44
3030003	6,5	2,0	11	5,9	1,5	12	10,0	2,2	11	9,0	1,4	12	7,9	2,4	46
3030023	5,7	1,1	12	5,7	1,6	9	8,0	1,4	10	7,0	0,6	11	6,6	1,5	42
3030026	5,2	1,1	9	4,6	0,8	12	7,0	2,2	11	6,5	0,8	11	5,8	1,6	43
3030038	9,4	1,6	11	9,6	2,6	9	11,6	1,3	11	11,4	1,1	12	10,6	1,9	43
3030041	2,8	0,8	9	2,9	0,7	11	4,5	1,8	10	3,7	0,7	12	3,5	1,2	42

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B1 (suite) : Carbone organique dissous (mg/L)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
3030094	3,9	0,5	12	4,0	1,4	11	3,7	0,7	10	4,5	1,1	12	4,0	1,0	45
3030096	7,2	0,4	3	6,8	1,7	9	9,0	2,9	11	8,5	2,6	11	8,1	2,5	34
3030108	5,9	0,6	12	5,1	0,4	12	7,0	1,1	11	7,1	1,1	12	6,2	1,2	47
3030123	5,4	0,9	12	5,0	1,0	9	7,6	1,5	11	7,5	1,1	12	6,4	1,6	44
3030199	4,0	0,5	11	4,2	1,0	11	5,6	1,4	9	5,5	1,2	12	4,8	1,3	43
3040007	8,0	11,7	12	4,7	0,8	12	5,8	1,4	11	6,1	1,5	12	6,2	5,9	47
3040013	9,0	3,5	4	8,7	2,8	6	9,1	2,8	7	9,7	3,3	6	9,1	2,9	23
3040066	6,1	1,6	7	6,6	1,2	6	6,6	2,0	12	6,1	1,6	12	6,3	1,6	37
3040071	8,8	2,1	9	7,8	3,1	7	11,3	2,0	12	11,1	2,9	12	10,1	2,8	40
3040073	5,2	3,9	8	4,9	1,6	5	5,3	2,2	9	5,7	1,3	12	5,3	2,3	34
3040075	4,0	1,4	7	3,9	0,0	1	6,1	1,9	9	5,8	1,6	12	5,4	1,8	29
3040110	2,8	1,7	9	2,5	0,6	6	3,5	1,1	10	2,7	0,6	11	2,9	1,1	36
3040116	10,4	1,8	4	9,2	2,4	3	8,6	0,8	4	7,5	2,3	5	8,8	2,1	16
3060003	6,1	0,5	2	6,3	0,5	2	5,6	1,1	4	7,4	1,9	6	6,5	1,6	14
3070015	-	-	-	7,1	0,3	2	7,6	2,4	4	8,3	1,5	6	7,9	1,7	12
3090046	17,3	3,7	10	15,1	2,8	12	16,8	3,7	11	16,1	4,8	12	16,3	3,8	45
3110003	5,9	1,3	12	5,3	1,3	12	5,5	2,3	12	4,4	1,4	12	5,3	1,7	48
3120001	6,8	2,6	11	6,9	2,5	12	5,8	3,4	10	4,2	1,3	12	5,9	2,7	45
4040001	4,3	0,7	7	4,3	0,4	7	5,5	1,0	10	5,0	1,3	11	4,9	1,0	35
4040039	3,8	0,2	10	4,1	0,5	12	4,0	0,3	12	4,0	0,3	11	4,0	0,4	45
4060001	5,9	1,0	12	5,7	0,7	10	7,3	1,9	12	6,9	1,3	12	6,5	1,5	46
4060004	5,4	0,5	12	5,0	0,6	12	5,6	0,8	12	5,3	0,9	12	5,3	0,8	48
4300002	11,6	1,3	10	10,3	1,9	10	12,3	4,0	11	15,8	5,3	11	12,6	4,0	42
4310010	8,1	1,5	7	7,9	0,7	6	8,4	1,0	10	8,2	1,4	11	8,2	1,2	34
4640003	7,2	0,6	11	8,1	1,6	12	9,4	1,6	11	8,7	0,6	12	8,4	1,4	46
5010007	6,0	0,4	11	5,7	0,7	11	6,3	0,8	12	6,4	1,1	12	6,1	0,8	46
5010012	5,5	2,4	8	6,4	3,3	7	6,6	3,2	6	5,2	0,6	6	5,9	2,5	27
5010014	6,0	0,6	12	6,1	1,0	12	6,7	1,2	12	6,5	1,1	12	6,3	1,0	48
5020006	6,1	1,0	4	7,8	2,0	3	10,9	1,6	2	9,5	2,0	6	8,4	2,3	15
5030001	4,7	0,6	9	4,5	0,5	10	5,0	0,7	11	5,3	0,7	12	4,9	0,7	42
5030113	5,0	0,4	12	5,1	0,4	12	5,0	0,8	12	5,5	0,6	12	5,2	0,6	48
5030114	6,2	2,8	8	5,8	1,8	11	6,5	1,6	12	6,7	1,0	12	6,3	1,8	43
5040006	4,9	0,3	8	5,0	0,7	12	5,8	1,2	12	5,7	1,1	12	5,4	1,0	44
5040007	4,0	0,8	9	4,1	0,7	10	4,9	1,2	12	5,0	1,0	12	4,6	1,0	43
5040113	3,1	0,5	7	3,7	0,7	11	4,2	1,1	12	4,7	1,2	11	4,0	1,1	41
5040116	3,2	0,5	12	3,5	0,7	12	4,3	1,0	12	4,6	1,3	12	3,9	1,1	48
5040138	5,5	1,1	6	4,8	0,5	11	5,2	1,1	12	4,7	0,7	12	5,0	0,9	41
5040139	5,3	0,6	6	5,1	0,4	12	6,8	1,7	12	6,2	0,9	12	5,9	1,3	42
5040143	4,8	0,4	11	5,4	0,8	11	8,0	1,5	11	7,1	1,3	11	6,3	1,7	44

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B1 (suite) : Carbone organique dissous (mg/L)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
5070012	3,5	0,5	4	4,5	0,8	3	6,1	2,9	3	5,4	1,9	4	4,8	1,8	14
5080004	5,5	2,1	8	4,7	1,6	7	5,7	1,1	11	6,1	1,2	10	5,6	1,5	36
5080006	4,2	0,7	8	4,3	1,1	9	5,2	0,9	7	5,5	1,1	6	4,7	1,0	30
5080104	-	-	-	-	-	-	6,8	0,9	2	5,0	1,9	3	5,7	1,8	5
5080105	4,3	0,8	4	5,0	1,4	3	6,4	1,6	3	5,7	1,3	3	5,3	1,4	13
5090002	3,5	0,5	8	4,0	0,5	11	6,6	2,3	9	5,2	1,2	11	4,8	1,7	39
5090003	3,1	0,5	11	3,2	0,7	12	5,2	1,9	12	5,0	1,1	11	4,1	1,5	46
5090016	9,6	5,2	12	7,9	2,0	12	10,8	3,1	12	10,9	3,9	12	9,8	3,8	48
5090017	3,8	0,9	8	3,6	0,6	11	6,4	2,6	9	5,2	0,9	11	4,7	1,8	39
5100014	-	-	-	4,3	1,3	7	5,2	1,5	12	4,8	1,2	11	4,9	1,4	30
5130016	2,7	0,7	11	3,6	1,6	12	4,3	1,3	11	4,5	1,9	12	3,8	1,6	46
5220001	4,5	0,5	10	4,4	0,5	12	5,0	0,9	12	4,6	1,1	11	4,6	0,8	45
5220003	4,6	0,5	11	4,3	0,6	12	5,4	1,0	12	5,4	0,4	12	4,9	0,8	47
5220004	5,0	0,9	10	4,4	0,5	12	5,2	0,9	12	4,7	1,0	12	4,8	0,9	46
5220005	5,2	0,6	11	5,0	0,8	10	7,1	1,6	12	6,1	1,3	12	5,9	1,4	45
5220006	4,0	0,7	11	4,1	0,7	11	6,4	1,5	12	5,4	0,9	12	5,0	1,4	46
5220012	3,9	0,3	11	3,8	0,5	12	4,7	0,7	12	4,6	1,2	12	4,3	0,8	47
5220017	5,0	0,4	10	4,8	0,7	12	5,4	0,8	12	5,2	1,0	12	5,1	0,8	46
5230001	4,5	0,7	8	5,0	1,1	11	5,3	1,6	9	6,0	1,2	12	5,3	1,3	40
5240007	3,9	0,7	10	4,2	0,7	9	7,0	1,3	9	6,5	2,3	10	5,4	1,9	38
5250002	5,9	1,2	3	6,0	1,1	3	10,4	2,2	4	10,2	2,2	6	8,6	2,8	16
5260003	5,3	0,3	11	5,1	0,9	12	5,3	0,7	12	5,7	1,1	12	5,3	0,8	47
5260015	5,7	0,2	11	4,9	0,8	12	5,6	1,3	12	5,6	1,2	12	5,5	1,0	47
5280001	5,2	1,0	9	4,7	0,8	11	5,2	1,2	12	5,3	1,3	12	5,1	1,1	44
5280019	4,7	0,5	7	4,6	0,3	11	5,1	1,1	12	5,2	1,0	12	4,9	0,9	42
5280020	5,1	0,5	11	5,0	0,6	11	5,6	1,2	12	5,6	1,3	12	5,3	1,0	46
5280064	3,6	0,8	4	8,9	5,4	3	6,6	2,0	4	5,0	1,3	6	5,7	2,9	17
5290001	3,6	0,4	4	5,2	1,3	2	7,1	2,7	4	5,6	1,9	5	5,4	2,1	15
5300004	3,7	0,5	9	4,3	0,7	9	5,0	1,4	11	4,7	1,4	12	4,5	1,2	41
7020002	4,1	0,1	2	5,1	0,4	4	5,0	1,1	12	5,4	2,7	12	5,1	1,8	30
7120007	7,5	0,3	11	7,3	0,4	11	6,7	0,4	12	6,9	0,8	12	7,1	0,6	46
8010004	17,9	2,4	10	13,7	3,5	10	16,4	4,9	12	18,0	4,3	12	16,6	4,2	44
8010060	23,9	4,5	9	21,3	4,1	10	21,7	4,9	12	25,4	5,9	12	23,1	5,1	43
8010061	15,5	3,5	9	15,7	2,9	9	18,5	6,6	12	22,3	6,2	12	18,3	5,8	42
8010062	17,9	3,4	10	15,8	1,6	10	18,7	6,9	12	22,6	5,8	12	18,9	5,5	44
8010063	12,2	2,8	10	13,2	1,4	9	12,3	2,3	12	13,8	3,2	11	12,9	2,5	42
8010064	13,9	2,0	6	12,4	1,4	9	11,9	2,3	12	13,8	3,1	11	12,9	2,4	38

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B2 : Température (°C)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
1080001	0,9	6,5	4	1,1	5,7	6	17,5	3,6	10	16,7	4,7	10	11,7	9,0	30
1150004	-0,5	5,5	9	-0,4	5,0	11	18,3	4,3	12	19,2	4,0	10	9,6	10,7	42
2200019	-0,4	5,7	11	-1,3	5,3	12	17,8	4,2	12	17,9	4,3	12	8,7	10,6	47
2210009	-0,6	5,3	7	-1,5	5,1	9	17,8	4,7	8	18,4	4,7	7	8,2	10,8	31
2220004	-0,6	5,3	7	-1,6	5,1	9	17,9	4,4	9	18,3	4,7	7	8,5	10,8	32
2240005	-0,6	5,3	10	-0,7	5,4	12	18,3	4,1	11	18,4	4,5	10	8,6	10,7	43
2250002	0,0	5,1	10	0,0	5,3	12	18,6	3,9	12	18,6	4,3	12	9,7	10,4	46
2250005	0,4	5,3	11	-0,4	5,2	12	18,4	3,8	10	18,3	4,2	12	8,9	10,3	45
2260002	0,0	5,2	10	0,5	5,3	10	18,2	3,8	12	18,4	4,2	12	10,1	10,1	44
2270002	-1,4	5,2	9	1,4	5,0	8	18,2	4,0	12	18,3	4,2	12	10,6	10,2	41
2310004	0,2	5,4	11	0,7	5,4	11	19,2	4,0	12	19,2	4,2	13	10,4	10,5	47
2330001	0,6	5,6	11	0,4	5,6	9	19,2	4,0	12	19,2	4,2	12	10,7	10,5	44
2330049	2,2	5,8	8	-0,7	5,5	9	19,0	3,7	10	19,3	4,2	12	11,1	10,4	39
2340004	1,4	5,6	10	0,1	6,0	11	18,9	4,0	12	18,9	3,9	12	10,5	10,3	45
2340006	1,3	5,1	11	0,1	5,5	12	18,8	4,0	12	18,8	4,0	12	9,9	10,2	47
2340014	3,5	4,7	7	2,2	5,5	8	19,6	3,7	11	18,9	4,1	12	12,8	9,2	38
2340033	-0,1	5,5	8	0,6	5,4	11	19,2	3,9	12	19,0	4,1	12	10,8	10,5	43
2340034	0,4	5,4	11	-0,1	5,7	12	19,4	4,2	12	19,4	4,2	12	10,0	10,8	47
2340051	-0,5	5,4	9	-0,1	5,7	12	19,5	3,9	12	19,4	4,2	12	10,2	11,0	45
2360014	0,7	5,5	11	0,0	5,6	12	19,3	3,8	11	19,6	4,2	12	9,9	10,8	46
2370002	0,9	5,6	11	0,2	5,7	12	19,9	3,8	11	20,2	4,2	12	10,3	10,9	46
2390001	1,2	5,8	10	0,5	5,7	12	20,8	3,6	12	19,9	4,6	12	11,0	11,0	46
2400004	1,4	5,7	11	0,1	5,7	12	20,8	3,8	10	19,9	4,0	12	10,3	11,0	45
2400005	0,4	5,4	11	-0,3	5,7	12	19,3	3,9	11	18,7	4,1	12	9,5	10,6	46
2400006	1,2	5,7	10	0,0	5,6	12	19,4	4,0	11	18,9	4,1	12	10,0	10,6	45
3010007	3,0	6,8	2	2,2	5,1	10	20,3	3,8	11	19,1	4,3	12	13,7	9,4	35
3010008	4,9	4,7	4	3,5	5,3	8	21,0	3,8	11	19,7	4,3	12	14,7	9,0	35
3010009	2,4	5,4	5	2,9	5,2	10	21,6	3,7	11	19,4	4,2	10	13,1	10,0	36
3010036	0,3	5,5	4	3,3	5,3	9	21,1	3,7	11	19,9	4,3	12	13,9	9,9	36
3010038	1,2	5,3	6	2,9	5,3	9	21,5	3,2	10	19,5	4,3	12	13,0	10,1	37
3020040	1,6	5,1	8	2,0	5,5	9	19,7	3,8	11	19,0	4,0	12	11,9	9,8	40
3020042	1,2	4,9	11	0,6	5,8	12	19,5	3,7	11	18,8	4,0	12	10,0	10,3	46
3020082	3,8	4,5	9	2,2	5,3	11	20,7	3,7	11	20,0	4,0	12	12,2	9,7	43
3020187	3,3	4,8	8	2,0	5,5	12	20,7	3,7	12	20,3	4,2	11	12,2	10,1	43
3030003	3,3	4,6	10	1,9	5,7	12	21,6	3,7	11	20,9	4,1	12	12,1	10,5	45
3030023	2,9	5,4	11	1,8	5,8	9	21,5	3,9	10	21,6	3,8	11	12,2	10,7	41
3030026	2,9	5,5	9	2,1	6,3	12	21,7	3,7	11	21,3	4,1	11	12,2	10,8	43
3030038	1,7	5,4	10	1,4	5,9	9	21,8	3,7	11	21,1	4,1	12	12,5	11,0	42
3030041	3,8	4,7	8	2,4	5,2	11	21,6	3,4	10	20,5	4,2	12	12,7	10,1	41

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B2 (suite) : Température (°C)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
3030094	2,9	5,3	11	1,7	5,8	11	20,8	3,8	10	20,6	3,9	12	11,5	10,4	44
3030096	8,0	2,4	3	4,1	4,9	9	21,9	3,7	11	20,8	4,0	11	15,6	8,9	34
3030108	2,9	5,4	11	1,7	5,8	12	21,3	3,7	11	20,9	4,0	12	11,7	10,6	46
3030123	2,7	5,3	11	1,8	5,6	9	21,6	3,6	11	20,9	4,1	12	12,4	10,6	43
3030199	3,7	4,8	10	2,4	5,3	11	21,4	3,1	9	20,4	4,1	12	11,9	10,0	42
3040007	2,8	5,4	11	1,8	5,6	12	21,9	3,7	11	21,3	4,1	12	11,9	10,8	46
3040013	3,4	5,1	4	2,1	6,5	6	22,2	3,6	7	21,4	4,3	6	13,5	10,8	23
3040066	4,4	5,3	7	3,7	7,6	6	21,6	3,7	12	20,2	4,6	12	15,0	9,5	37
3040071	3,6	4,5	9	2,3	7,7	7	21,5	3,7	12	20,1	4,5	12	13,7	10,1	40
3040073	4,3	4,4	8	0,9	6,6	5	22,7	3,5	9	20,4	4,6	12	14,4	10,2	34
3040075	5,2	4,0	7	12,2	0,0	1	22,8	3,5	9	20,4	4,6	12	17,2	8,1	29
3040110	3,2	5,0	9	-0,3	6,5	6	21,6	3,9	10	20,6	4,2	11	13,0	10,7	36
3040116	3,3	7,1	4	2,7	7,8	3	22,0	3,7	4	20,7	4,8	5	13,3	10,7	16
3060003	7,8	0,4	2	6,2	5,4	2	21,6	3,4	4	21,1	4,3	6	17,2	7,6	14
3070015	-	-	-	6,4	5,3	2	21,5	3,4	4	21,0	4,3	6	18,8	6,9	12
3090046	3,3	4,7	9	2,4	5,6	12	21,9	3,7	11	21,2	4,1	12	12,6	10,5	44
3110003	3,0	5,3	11	2,0	5,8	12	21,3	3,8	12	21,2	4,1	12	12,1	10,5	47
3120001	2,5	5,2	10	2,1	5,8	12	22,2	3,4	10	21,4	4,0	12	12,0	10,9	44
4040001	-1,0	5,0	6	2,6	6,6	7	21,9	2,9	10	18,5	5,4	11	12,8	10,8	34
4040039	0,6	5,0	9	1,6	6,8	12	21,5	3,0	12	18,1	4,8	11	10,9	10,7	44
4060001	-1,5	4,8	11	-0,2	6,8	10	20,8	3,1	12	17,9	5,0	12	9,9	11,3	45
4060004	-0,2	4,7	11	1,7	6,7	12	21,5	3,1	12	18,9	4,8	12	10,7	11,0	47
4300002	-3,2	5,2	10	-0,2	6,9	10	19,8	3,5	11	17,1	4,8	11	8,9	11,4	42
4310010	-2,7	5,5	7	-0,6	7,0	6	20,2	3,0	10	17,1	5,1	11	10,8	11,2	34
4640003	0,1	4,8	10	2,1	6,7	12	21,8	3,2	11	19,7	4,8	12	11,2	11,0	45
5010007	-0,7	5,4	10	1,9	7,2	11	21,9	2,7	12	18,6	5,0	12	11,1	11,2	45
5010012	-0,1	4,5	7	0,6	7,0	7	22,0	3,9	6	19,3	5,2	6	9,7	11,6	26
5010014	-0,7	5,0	11	1,2	6,7	12	21,1	3,1	12	18,6	4,8	12	10,3	11,1	47
5020006	-0,3	6,5	4	2,0	8,0	3	19,6	2,3	2	18,8	5,0	6	10,4	10,8	15
5030001	-3,2	3,8	8	1,1	6,9	10	21,0	3,1	11	18,2	4,9	12	10,6	11,4	41
5030113	-1,0	5,0	11	0,8	6,6	12	20,6	3,1	12	18,2	4,8	12	9,9	11,0	47
5030114	-1,1	5,5	7	1,9	6,8	11	21,1	3,1	12	18,4	4,8	12	11,6	10,8	42
5040006	-2,8	4,4	7	1,4	6,7	12	21,1	3,0	12	18,5	4,7	12	11,0	11,2	43
5040007	-2,7	4,0	8	2,1	7,3	10	21,2	3,1	12	18,7	4,8	12	11,4	11,3	42
5040113	-3,0	4,4	6	2,5	6,2	11	21,0	3,1	12	18,1	4,7	11	11,5	10,8	40
5040116	-0,6	4,9	11	1,8	6,5	12	21,1	3,1	12	18,6	4,7	12	10,5	10,9	47
5040138	-1,1	6,5	5	2,2	6,3	11	20,9	3,0	12	18,4	4,7	12	12,3	10,4	40
5040139	-2,8	5,0	5	1,5	6,6	12	20,7	2,9	12	17,9	4,7	12	11,4	10,8	41
5040143	-1,4	4,8	10	2,1	6,7	11	21,5	2,9	11	18,3	4,7	11	10,4	11,1	43

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons



**Tableau B2 (suite) : Température (°C)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
5070012	-0,6	6,4	4	1,9	7,9	3	20,2	3,0	3	17,0	5,6	4	9,4	10,8	14
5080004	-0,2	4,1	7	0,8	5,4	7	19,4	3,0	11	16,3	4,7	10	10,9	9,7	35
5080006	-0,4	4,5	7	1,4	6,5	9	20,7	3,8	7	18,5	5,1	6	9,1	10,9	29
5080104	-	-	-	-	-	-	22,2	1,4	2	18,6	5,0	3	20,0	4,1	5
5080105	-0,8	6,7	4	1,2	7,6	3	19,7	3,2	3	17,5	5,7	3	8,6	11,0	13
5090002	-2,0	4,8	7	0,5	5,7	11	20,7	3,2	9	18,3	4,7	11	10,0	11,1	38
5090003	1,0	4,9	10	1,6	6,2	12	21,0	3,5	12	18,4	4,7	11	10,8	10,5	45
5090016	1,0	5,4	11	0,7	5,5	12	20,2	4,3	12	20,4	4,4	12	10,8	10,9	47
5090017	-1,0	5,4	8	0,5	5,7	11	20,7	3,2	9	18,3	4,7	11	9,9	11,0	39
5100014	-	-	-	5,2	4,3	7	20,4	3,5	12	18,5	5,5	11	16,2	7,6	30
5130016	-1,6	4,6	10	0,4	5,8	12	18,8	3,5	11	16,9	4,7	12	8,9	10,4	45
5220001	-1,4	4,7	9	1,9	6,7	12	21,5	3,0	12	18,9	5,1	11	10,8	11,2	44
5220003	-0,6	4,6	10	2,2	6,7	12	21,8	3,0	12	19,2	4,8	12	11,1	11,1	46
5220004	-0,3	5,1	9	2,0	6,7	12	21,5	3,0	12	18,8	4,8	12	11,2	10,9	45
5220005	0,1	4,9	10	3,7	6,5	10	22,1	3,0	12	19,4	5,0	12	12,2	10,7	44
5220006	-0,2	4,9	10	2,5	7,0	11	22,0	3,0	12	19,2	5,0	12	11,6	11,1	45
5220012	-0,6	4,9	10	1,9	6,7	12	21,5	3,0	12	18,8	4,8	12	10,9	11,0	46
5220017	-1,4	4,9	10	1,3	6,7	12	20,7	2,9	12	17,9	4,8	12	10,1	10,9	46
5230001	-0,1	5,3	7	2,3	6,8	11	22,4	3,4	9	19,4	4,8	12	11,7	11,1	39
5240007	0,1	5,0	10	1,7	6,9	9	21,6	2,8	9	18,6	5,0	10	10,5	10,9	38
5250002	-2,5	5,9	3	2,5	8,1	3	21,8	2,9	4	19,2	5,0	6	12,7	11,4	16
5260003	-0,8	4,7	10	2,0	6,7	12	21,7	3,0	12	19,1	4,9	12	11,0	11,1	46
5260015	-1,1	4,7	10	1,7	6,6	12	21,3	3,0	12	18,8	4,8	12	10,7	11,1	46
5280001	-1,2	4,9	9	2,8	6,4	11	21,7	3,0	12	18,7	5,4	12	11,5	11,0	44
5280019	-2,1	5,1	6	2,8	6,3	11	21,7	3,1	12	18,6	5,5	12	12,2	10,9	41
5280020	-0,8	5,1	10	2,5	6,3	11	21,3	3,0	12	18,2	5,5	12	10,9	10,8	45
5280064	-0,7	6,9	4	2,6	8,1	3	23,2	1,5	4	19,1	5,0	6	12,5	11,5	17
5290001	-0,9	6,9	4	6,2	5,9	2	23,0	1,4	4	17,8	4,7	5	12,7	10,8	15
5300004	-0,4	5,4	8	2,8	5,6	9	22,2	3,0	11	19,0	5,3	12	12,4	10,8	40
7020002	-2,5	4,6	2	3,6	7,8	4	17,7	3,1	12	15,7	4,6	12	13,7	7,7	30
7120007	-2,2	4,9	10	-0,4	5,9	11	17,3	3,4	12	15,7	4,3	12	8,2	10,1	45
8010004	-3,3	5,2	9	0,2	6,7	10	19,7	3,6	12	16,6	5,0	12	9,5	11,2	43
8010060	-3,3	5,1	8	-0,1	6,7	10	19,8	3,8	12	16,7	5,0	12	9,8	11,2	42
8010061	-4,2	4,7	8	0,7	7,2	9	20,3	3,6	12	17,0	5,0	12	10,2	11,4	41
8010062	-2,6	5,2	9	0,2	6,7	10	19,8	3,6	12	16,6	4,9	12	9,7	11,0	43
8010063	-3,1	5,0	10	-2,5	6,5	9	19,7	3,4	12	16,0	4,9	11	8,5	11,6	42
8010064	-5,1	4,8	6	-0,5	6,7	9	19,7	3,4	12	16,0	4,9	11	9,9	11,3	38

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

### Tableau B3 : Précipitation (mm)

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
1080001	4,3	3,5	4	14,6	13,1	6	41,1	24,5	10	51,2	51,9	10	34,3	37,0	30
1150004	7,2	6,1	9	12,8	13,6	11	36,9	19,2	12	36,2	30,4	10	24,1	23,1	42
2200019	5,2	6,5	12	12,8	15,0	12	35,9	24,3	12	30,9	24,6	12	21,2	22,5	48
2210009	2,1	3,8	8	10,3	15,4	9	32,3	26,6	8	28,6	26,6	7	17,7	22,8	32
2220004	3,1	4,4	8	12,1	19,8	9	35,2	23,2	9	28,2	23,4	7	19,6	22,5	33
2240005	10,4	9,4	11	14,3	21,6	12	38,8	21,8	11	29,6	24,4	10	22,9	22,6	44
2250002	9,9	11,8	11	18,8	21,2	12	41,9	18,3	12	30,6	24,5	12	25,6	22,5	47
2250005	9,1	11,6	12	18,9	21,1	12	40,0	20,8	10	30,3	23,9	12	23,9	22,4	46
2260002	8,5	10,6	11	20,0	25,0	10	36,7	17,7	12	29,9	24,9	12	24,3	22,4	45
2270002	9,4	10,8	10	26,3	27,1	8	36,7	17,7	12	30,0	24,9	12	26,3	22,5	42
2310004	14,5	10,9	11	20,2	21,1	11	45,6	19,2	12	31,3	22,1	13	28,4	21,9	47
2330001	16,8	17,8	12	17,4	12,8	9	51,4	27,6	12	36,0	22,2	12	31,3	25,2	45
2330049	18,7	20,2	8	21,2	18,4	9	55,7	28,9	10	39,9	22,5	12	35,3	26,7	39
2340004	15,4	13,5	11	16,9	15,7	11	54,6	17,1	12	35,2	13,1	12	31,1	21,7	46
2340006	16,9	13,7	12	15,8	14,2	12	60,0	26,8	12	29,8	13,1	12	30,6	25,0	48
2340014	23,4	13,0	7	24,1	14,1	8	55,6	27,8	11	33,1	16,3	12	35,9	23,0	38
2340033	20,4	15,7	9	19,5	15,1	11	51,8	23,2	12	33,4	16,7	12	32,3	22,1	44
2340034	15,3	17,8	12	19,8	18,7	12	54,9	31,2	12	36,3	19,1	12	31,6	26,8	48
2340051	17,0	19,1	10	17,3	15,9	12	58,1	38,3	12	37,3	19,4	12	33,1	29,7	46
2360014	14,2	18,8	12	17,5	15,2	12	53,1	36,0	11	39,6	16,8	12	30,6	27,3	47
2370002	13,5	16,5	12	18,2	15,8	12	50,2	32,5	11	41,2	22,5	12	30,3	26,7	47
2390001	14,2	20,0	11	19,7	18,8	12	44,6	29,1	12	28,0	24,8	12	26,9	25,6	47
2400004	16,7	18,9	12	18,4	15,9	12	55,4	32,3	10	35,5	16,7	12	30,5	25,7	46
2400005	18,5	22,6	12	20,1	19,0	12	47,4	22,0	11	35,7	17,7	12	30,1	23,0	47
2400006	20,3	22,8	11	21,2	18,0	12	48,5	16,4	11	34,1	18,9	12	30,9	21,8	46
3010007	38,4	15,1	3	18,3	13,2	10	50,0	19,9	11	26,3	15,0	12	32,3	20,3	36
3010008	28,0	23,0	5	22,3	14,2	8	49,1	21,2	11	27,4	16,2	12	33,0	20,8	36
3010009	24,4	22,5	6	18,1	12,9	10	51,0	20,8	11	26,6	14,4	10	31,2	21,6	37
3010036	24,7	26,6	5	18,1	13,5	9	58,2	21,0	11	27,3	14,2	12	33,9	23,9	37
3010038	22,6	18,2	7	19,3	13,6	9	51,5	20,3	10	26,3	15,0	12	30,6	20,7	38
3020040	15,7	18,6	9	21,1	12,7	9	56,2	26,2	11	30,2	14,9	12	32,0	24,1	41
3020042	12,1	15,6	12	12,9	10,5	12	60,1	29,3	11	29,1	17,1	12	27,9	26,7	47
3020082	21,2	22,9	10	15,9	12,1	11	64,3	35,8	11	30,1	15,8	12	33,1	29,4	44
3020187	23,3	28,5	9	15,1	13,0	12	63,0	32,0	12	30,4	16,6	11	33,7	29,7	44
3030003	22,6	24,3	11	17,9	16,6	12	56,9	24,1	11	32,1	13,9	12	32,1	24,6	46
3030023	20,3	22,1	12	15,2	15,5	9	53,2	22,1	10	32,1	11,5	11	30,1	22,9	42
3030026	25,5	25,4	9	17,0	15,0	12	51,8	25,5	11	32,9	15,3	11	31,8	23,8	43
3030038	16,6	19,9	11	19,4	16,8	9	49,0	21,2	11	29,6	15,2	12	29,1	21,9	43
3030041	27,7	29,3	9	21,4	12,5	11	52,7	33,6	10	36,0	14,2	12	34,4	25,4	42

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B3 (suite) : Précipitation (mm)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
3030094	21,5	26,3	12	14,6	12,8	11	62,9	33,5	10	34,5	15,3	12	32,5	28,7	45
3030096	55,9	12,5	3	23,5	16,1	9	48,5	23,9	11	33,0	14,8	11	37,5	21,1	34
3030108	22,6	25,7	12	19,5	16,0	12	58,4	28,5	11	34,8	14,5	12	33,3	26,0	47
3030123	20,3	23,5	12	17,1	14,2	9	54,1	24,6	11	30,7	15,1	12	30,9	24,2	44
3030199	24,2	27,2	11	18,2	13,6	11	59,9	30,6	9	36,9	13,8	12	33,7	26,1	43
3040007	19,6	21,5	12	17,7	17,4	12	52,2	24,8	11	31,6	15,5	12	29,8	23,7	47
3040013	32,5	21,1	4	10,7	11,7	6	54,8	15,4	7	28,1	10,7	6	32,5	21,8	23
3040066	22,1	18,6	7	20,4	15,1	6	48,3	22,4	12	23,0	13,8	12	30,6	21,4	37
3040071	19,2	17,7	9	19,6	14,7	7	50,3	22,1	12	23,8	14,1	12	30,0	21,8	40
3040073	20,9	16,6	8	20,1	12,9	5	46,0	24,4	9	23,3	14,1	12	28,3	20,2	34
3040075	23,4	18,4	7	38,3	0,0	1	45,8	24,4	9	22,6	13,9	12	30,5	20,9	29
3040110	18,7	16,9	9	18,7	16,1	6	51,6	24,0	10	23,9	15,5	11	29,4	22,8	36
3040116	15,9	15,8	4	26,4	21,7	3	52,0	34,6	4	35,6	22,3	5	33,1	25,9	16
3060003	6,0	6,9	2	35,8	22,0	2	49,8	26,1	4	32,8	21,0	6	34,3	23,8	14
3070015	-	-	-	35,7	23,8	2	46,5	23,4	4	31,9	20,1	6	37,4	20,8	12
3090046	22,0	21,7	10	17,3	16,5	12	40,7	29,1	11	30,0	15,6	12	27,4	22,3	45
3110003	19,4	19,1	12	16,8	17,0	12	43,7	22,3	12	31,1	15,9	12	27,7	21,1	48
3120001	17,4	17,6	11	17,2	19,6	12	44,4	29,6	10	32,0	14,5	12	27,3	22,9	45
4040001	5,2	11,7	7	20,6	7,6	7	38,3	20,5	10	28,9	24,7	11	25,2	21,6	35
4040039	9,9	10,6	10	16,3	15,3	12	36,1	16,5	12	21,2	20,2	11	21,3	18,4	45
4060001	6,7	9,6	12	14,2	11,6	10	37,3	17,8	12	23,1	15,5	12	20,6	17,9	46
4060004	9,5	10,5	12	18,7	13,9	12	34,0	20,2	12	23,5	14,1	12	21,4	17,1	48
4300002	3,6	8,8	10	16,7	16,4	10	37,4	13,3	11	24,6	17,5	11	21,1	18,7	42
4310010	4,9	12,3	7	16,0	14,4	6	34,4	10,7	10	19,9	9,7	11	20,4	15,2	34
4640003	15,4	17,2	11	20,2	15,2	12	35,3	19,1	11	16,3	10,7	12	21,7	17,2	46
5010007	9,5	10,9	11	16,1	9,2	11	33,7	16,7	12	27,9	21,0	12	22,2	17,7	46
5010012	11,7	9,7	8	11,3	10,8	7	36,2	19,2	6	30,1	13,0	6	21,1	16,7	27
5010014	8,8	9,9	12	16,8	13,2	12	39,0	19,1	12	25,6	14,8	12	22,6	18,1	48
5020006	0,7	0,8	4	28,0	9,2	3	49,1	32,5	2	22,3	23,9	6	21,3	23,1	15
5030001	9,6	12,3	9	17,0	13,2	10	34,6	16,2	11	26,5	20,4	12	22,7	18,2	42
5030113	8,7	10,2	12	15,7	14,3	12	38,2	20,5	12	25,1	16,8	12	21,9	19,0	48
5030114	8,3	11,4	8	18,2	15,3	11	38,0	19,5	12	27,3	20,2	12	24,4	20,0	43
5040006	10,9	13,8	8	14,2	10,6	12	37,9	17,2	12	34,0	20,1	12	25,5	19,4	44
5040007	11,5	13,0	9	15,5	12,2	10	39,6	15,2	12	31,4	18,7	12	25,8	18,7	43
5040113	14,2	17,4	7	18,3	13,9	11	36,7	18,6	12	34,7	19,2	11	27,4	19,4	41
5040116	8,9	13,5	12	15,6	12,2	12	36,9	17,6	12	37,0	20,6	12	24,6	20,3	48
5040138	10,9	15,3	6	16,7	11,6	11	38,4	17,6	12	35,9	20,8	12	27,8	19,9	41
5040139	14,0	15,9	6	14,7	12,2	12	36,7	14,7	12	38,3	23,4	12	27,6	20,2	42
5040143	8,9	12,4	11	16,0	10,7	11	38,5	16,9	11	31,6	18,7	11	23,8	18,8	44

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B3 (suite) : Précipitation (mm)**

Station	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
5070012	2,6	4,6	4	23,3	16,0	3	39,5	22,5	3	24,2	18,8	4	21,1	19,8	14
5080004	10,5	11,5	8	13,5	14,5	7	42,4	14,0	11	31,5	25,9	10	26,7	21,7	36
5080006	13,2	13,7	8	12,7	10,7	9	35,0	11,4	7	31,4	14,4	6	21,8	15,7	30
5080104	-	-	-	-	-	-	55,5	5,8	2	40,7	37,6	3	46,6	28,0	5
5080105	7,6	13,0	4	33,3	11,8	3	42,5	24,9	3	33,1	15,6	3	27,5	20,4	13
5090002	15,5	22,7	8	19,5	14,3	11	52,5	13,9	9	32,7	24,6	11	30,0	23,4	39
5090003	10,8	18,8	11	18,8	14,3	12	48,4	14,1	12	35,1	22,8	11	28,5	22,6	46
5090016	11,5	13,3	12	23,9	23,8	12	45,4	20,4	12	40,5	26,4	12	30,3	24,9	48
5090017	4,6	10,5	8	19,5	14,3	11	52,5	13,9	9	32,7	24,6	11	27,8	23,6	39
5100014	-	-	-	22,8	14,3	7	44,0	15,7	12	31,0	28,7	11	34,3	22,2	30
5130016	5,6	9,7	11	12,3	13,1	12	38,4	15,5	11	32,7	27,2	12	22,3	22,0	46
5220001	8,3	10,4	10	16,6	12,0	12	40,3	15,5	12	32,1	21,0	11	24,9	19,4	45
5220003	11,8	13,3	11	17,3	14,2	12	32,5	11,2	12	24,7	15,3	12	21,8	15,3	47
5220004	9,1	10,7	10	16,8	12,2	12	40,1	15,2	12	27,3	18,1	12	23,9	18,2	46
5220005	11,3	13,3	11	22,5	15,8	10	38,4	15,1	12	27,0	18,8	12	25,2	18,3	45
5220006	9,9	12,0	11	20,2	16,1	11	38,1	15,5	12	24,9	16,0	12	23,6	17,8	46
5220012	9,0	11,1	11	19,0	15,1	12	38,9	13,2	12	25,8	16,7	12	23,5	17,6	47
5220017	5,7	9,1	10	15,6	12,7	12	38,3	10,1	12	29,6	22,0	12	23,0	18,8	46
5230001	11,3	11,7	8	21,2	18,3	11	27,7	19,0	9	24,7	18,0	12	21,7	17,6	40
5240007	4,7	7,1	10	12,2	9,8	9	38,5	18,5	9	25,1	17,8	10	19,9	18,8	38
5250002	3,8	6,0	3	18,2	14,3	3	48,4	27,9	4	24,0	21,6	6	25,2	24,3	16
5260003	7,1	9,6	11	14,8	11,6	12	39,1	20,1	12	26,9	17,5	12	22,3	19,3	47
5260015	6,8	7,9	11	14,6	12,3	12	40,2	22,1	12	27,9	19,2	12	22,7	20,5	47
5280001	5,0	7,4	9	16,5	8,6	11	39,5	21,1	12	26,2	20,0	12	23,1	20,0	44
5280019	7,1	7,8	7	16,7	8,5	11	39,8	23,2	12	27,3	20,9	12	24,8	20,6	42
5280020	2,9	4,3	11	14,9	10,1	11	40,0	22,0	12	28,1	22,2	12	22,0	21,5	46
5280064	3,4	6,6	4	16,3	12,3	3	51,2	33,4	4	17,9	16,6	6	22,0	25,2	17
5290001	2,6	4,4	4	24,6	1,1	2	49,2	25,6	4	23,4	17,0	5	24,9	23,2	15
5300004	6,2	8,5	9	16,4	9,1	9	40,4	17,8	11	24,2	19,9	12	22,9	19,4	41
7020002	7,0	9,9	2	10,1	7,1	4	46,2	28,4	12	36,5	25,2	12	34,9	27,3	30
7120007	2,9	6,4	11	6,9	5,1	11	39,2	18,5	12	35,3	27,5	12	21,8	23,6	46
8010004	4,3	9,6	10	15,9	15,5	10	36,2	15,9	12	23,8	16,3	12	20,9	18,4	44
8010060	2,8	7,1	9	14,8	18,5	10	28,5	13,6	12	22,2	17,1	12	18,1	17,2	43
8010061	3,9	8,1	9	11,2	11,8	9	35,5	17,8	12	22,0	15,8	12	19,7	18,4	42
8010062	4,8	9,5	10	15,9	15,5	10	36,3	15,9	12	23,8	16,3	12	21,1	18,3	44
8010063	4,0	9,9	10	8,3	8,0	9	36,7	13,4	12	19,5	8,3	11	18,3	16,4	42
8010064	6,3	12,6	6	11,6	11,9	9	36,7	13,4	12	19,5	8,3	11	21,0	16,1	38

\* Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau B4 : Variables indépendantes – 2<sup>e</sup> niveau**

Station	Milieux humides (%)	Pente (°)	Forêt feuillus (%)	Forêt conifères (%)	Forêt mixte (%)	Appalaches (%)	B.T.* St-Laurent (%)	Laurentides méridionales (%)	Laurentides centrales (%)	B.T.* Abitibi (%)
1080001	0,0	11,5	0,3	49,9	30,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1150004	0,0	5,3	4,6	14,6	49,2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2200019	0,4	5,7	9,5	16,0	54,3	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2210009	0,1	4,1	6,3	2,3	54,2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2220004	0,1	6,3	6,1	4,1	44,9	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2240005	0,8	2,7	2,9	7,4	44,3	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2250002	0,3	3,5	6,1	10,4	69,1	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2250005	0,6	3,2	4,9	10,6	58,6	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2260002	0,4	2,4	1,8	6,5	37,9	95,9	4,1	0,0	0,0	0,0
2270002	0,6	2,5	6,5	16,6	57,7	97,9	2,1	0,0	0,0	0,0
2310004	0,2	4,1	13,2	6,6	48,2	82,6	17,4	0,0	0,0	0,0
2330001	0,2	3,7	10,6	6,8	41,8	74,6	25,4	0,0	0,0	0,0
2330049	1,0	1,3	5,6	0,9	19,6	11,2	88,8	0,0	0,0	0,0
2340004	0,0	3,8	16,6	8,3	46,4	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2340006	0,2	5,3	22,7	6,3	40,7	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2340014	0,1	3,8	14,9	8,5	42,2	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2340033	0,3	3,6	14,2	8,0	41,0	90,8	9,2	0,0	0,0	0,0
2340034	2,0	2,2	11,3	5,4	34,9	37,4	62,6	0,0	0,0	0,0
2340051	2,2	1,1	8,8	3,3	27,4	16,7	83,3	0,0	0,0	0,0
2360014	2,8	0,9	15,9	4,6	39,2	3,5	96,5	0,0	0,0	0,0
2370002	2,0	0,8	14,7	2,7	40,6	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
2390001	3,3	0,9	12,5	2,6	39,8	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
2400004	1,3	3,4	17,3	4,9	31,8	56,4	43,6	0,0	0,0	0,0
2400005	0,0	4,9	16,4	4,2	31,8	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2400006	0,0	5,2	18,1	5,7	33,8	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3010007	0,1	4,1	19,4	1,9	24,2	81,3	18,7	0,0	0,0	0,0
3010008	0,8	3,2	16,6	1,9	23,2	54,3	45,7	0,0	0,0	0,0
3010009	0,9	2,3	15,5	1,8	25,8	52,0	48,0	0,0	0,0	0,0
3010036	0,2	3,3	18,4	2,5	29,7	86,3	13,7	0,0	0,0	0,0
3010038	0,1	3,0	12,4	0,7	14,3	77,4	22,6	0,0	0,0	0,0
3020040	0,1	3,6	21,8	5,5	43,8	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3020042	0,1	4,2	24,8	4,9	46,3	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3020082	0,0	3,7	19,0	3,4	30,1	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3020187	0,3	6,8	49,8	0,7	25,5	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3030003	0,6	1,8	19,4	0,6	19,8	47,8	52,2	0,0	0,0	0,0
3030023	0,5	1,9	16,9	0,3	15,5	40,7	59,3	0,0	0,0	0,0
3030026	0,5	2,8	21,5	0,3	19,7	67,5	32,5	0,0	0,0	0,0
3030038	0,3	0,6	7,8	0,1	4,2	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3030041	0,3	5,7	36,3	1,1	37,8	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0

\* B.T. : Basses terres

**Tableau B4 (suite) : Variables indépendantes – 2<sup>e</sup> niveau**

Station	Milieus humides (%)	Pente (°)	Forêt feuillus (%)	Forêt conifères (%)	Forêt mixte (%)	Appalaches (%)	B.T.* St-Laurent (%)	Laurentides méridionales (%)	Laurentides centrales (%)	B.T.* Abitibi (%)
3030094	0,0	4,4	1,5	0,0	1,6	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3030096	0,3	1,1	7,2	0,0	3,3	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3030108	0,6	2,8	25,6	0,3	22,2	88,4	11,6	0,0	0,0	0,0
3030123	0,5	2,1	18,3	0,4	16,8	48,3	51,7	0,0	0,0	0,0
3030199	0,8	4,1	28,2	0,4	27,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3040007	0,0	1,4	9,7	0,0	1,3	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3040013	2,5	0,5	7,7	0,1	3,9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3040066	0,0	0,7	7,7	0,0	6,2	46,8	53,2	0,0	0,0	0,0
3040071	1,8	0,5	9,6	0,3	7,7	19,3	80,7	0,0	0,0	0,0
3040073	0,0	0,3	3,6	0,0	1,3	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3040075	0,0	0,6	0,5	0,0	0,5	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3040110	0,2	7,0	28,8	1,7	44,1	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3040116	2,5	0,5	7,2	0,1	4,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3060003	0,3	0,6	3,1	0,0	1,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3070015	0,8	0,7	3,5	0,0	0,2	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3090046	6,2	0,7	16,5	0,2	8,4	0,0	99,9	0,0	0,0	0,0
3110003	2,7	0,5	6,5	0,0	0,8	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
3120001	4,7	0,8	23,5	0,1	2,4	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
4040001	0,1	8,6	24,6	1,9	51,8	0,0	0,9	99,1	0,0	0,0
4040039	0,1	9,4	25,0	2,0	54,6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
4060001	0,4	6,1	15,5	13,8	53,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
4060004	0,3	7,5	23,1	8,1	51,4	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
4300002	2,2	2,5	8,8	18,9	44,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
4310010	2,5	4,0	9,9	13,2	49,7	0,0	0,0	45,4	0,0	54,6
4640003	0,6	0,9	12,1	0,1	14,9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
5010007	0,6	7,5	19,0	7,9	54,2	0,0	3,7	96,3	0,0	0,0
5010012	0,6	8,4	24,9	3,0	51,4	0,0	10,0	90,0	0,0	0,0
5010014	0,5	7,6	18,8	8,2	55,0	0,0	1,3	98,7	0,0	0,0
5020006	5,1	1,2	13,0	1,6	33,1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
5030001	0,4	8,8	16,5	8,1	55,3	0,0	13,0	87,0	0,0	0,0
5030113	0,2	10,4	43,7	1,1	36,6	0,0	3,8	96,2	0,0	0,0
5030114	0,5	6,7	24,9	1,9	34,0	0,0	49,1	50,9	0,0	0,0
5040006	0,0	6,0	45,3	0,7	13,8	0,0	35,5	64,5	0,0	0,0
5040007	0,2	9,2	27,6	7,8	39,1	0,0	24,0	76,0	0,0	0,0
5040113	0,2	11,8	21,2	10,4	50,2	0,0	3,6	96,4	0,0	0,0
5040116	0,2	11,6	22,0	11,6	48,4	0,0	6,5	93,5	0,0	0,0
5040138	0,1	8,2	36,3	4,3	37,2	0,0	11,3	88,7	0,0	0,0
5040139	0,2	10,1	28,7	7,3	54,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5040143	0,0	2,8	28,4	0,2	10,1	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0

\* B.T. : Basses terres

**Tableau B4 (suite) : Variables indépendantes – 2<sup>e</sup> niveau**

Station	Milieux humides (%)	Pente (°)	Forêt feuillus (%)	Forêt conifères (%)	Forêt mixte (%)	Appalaches (%)	B.T.* St-Laurent (%)	Laurentides méridionales (%)	Laurentides centrales (%)	B.T.* Abitibi (%)
5070012	0,3	4,0	27,2	4,0	29,0	0,0	69,2	30,8	0,0	0,0
5080004	0,3	10,9	4,9	48,7	30,6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5080006	0,3	9,7	10,4	36,4	32,9	0,0	9,6	90,4	0,0	0,0
5080104	0,3	9,7	10,4	36,5	32,9	0,0	9,5	90,5	0,0	0,0
5080105	0,3	9,8	10,4	37,0	33,2	0,0	8,1	91,9	0,0	0,0
5090002	0,1	6,6	22,7	2,6	33,2	0,0	21,9	78,1	0,0	0,0
5090003	0,2	8,6	26,3	3,7	44,1	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5090016	0,1	10,7	29,1	2,7	46,9	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5090017	0,1	6,5	22,3	2,5	32,5	0,0	23,5	76,5	0,0	0,0
5100014	0,2	11,2	14,8	21,5	40,0	0,0	2,2	97,8	0,0	0,0
5130016	0,1	10,2	10,2	16,6	46,2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5220001	0,4	9,5	20,9	2,8	54,6	0,0	5,2	94,8	0,0	0,0
5220003	0,3	6,9	24,4	2,1	40,4	0,0	24,5	75,5	0,0	0,0
5220004	0,5	8,9	20,3	2,6	51,3	0,0	11,8	88,2	0,0	0,0
5220005	0,3	3,7	32,9	0,4	23,0	0,0	38,3	61,7	0,0	0,0
5220006	0,1	2,9	31,8	0,0	13,4	0,0	59,3	40,7	0,0	0,0
5220012	0,2	8,2	25,4	2,9	46,7	0,0	12,8	87,2	0,0	0,0
5220017	0,1	10,1	18,8	4,4	64,6	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5230001	0,3	0,7	11,6	0,1	6,9	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
5240007	0,2	4,9	25,4	0,2	20,8	0,0	39,8	60,2	0,0	0,0
5250002	0,6	2,8	23,4	0,3	33,6	0,0	30,8	69,2	0,0	0,0
5260003	0,7	7,4	26,8	2,9	44,2	0,0	5,1	94,9	0,0	0,0
5260015	0,8	8,2	24,9	3,8	51,3	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5280001	0,8	7,8	23,6	3,0	46,8	0,0	7,5	92,5	0,0	0,0
5280019	0,9	8,3	24,5	3,3	50,8	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5280020	1,1	8,2	18,3	3,9	56,2	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5280064	0,1	2,4	13,3	0,0	8,4	0,0	60,8	39,2	0,0	0,0
5290001	0,0	1,9	6,3	0,0	5,4	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
5300004	0,7	5,0	28,2	1,9	32,6	0,0	47,7	52,3	0,0	0,0
7020002	0,5	10,8	6,3	28,2	51,8	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
7120007	0,2	11,4	1,3	37,2	45,4	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
8010004	11,7	1,3	3,9	25,3	34,1	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
8010060	7,4	1,4	2,3	33,9	34,8	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
8010061	12,9	1,2	2,5	29,3	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
8010062	10,7	1,3	4,4	25,2	31,3	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
8010063	7,7	1,7	6,5	19,5	33,9	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
8010064	7,9	1,7	6,5	19,7	33,8	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

\* B.T. : Basses terres





# **Annexe C :**

## **Information concernant les systèmes d’approvisionnement en eau potable (SAEP) considérés dans les Chapitres 4 et 5**

Cette annexe comprend principalement les données brutes modélisées dans le chapitre 4. Les valeurs de trihalométhanes totaux sont les moyennes des concentrations de TTHM par système d’approvisionnement en eau potable (SAEP) à partir desquelles fut développée la variable binaire dépendante. Les valeurs climatiques furent également utilisées dans le chapitre 5 pour représenter la période actuelle. Le type de traitement fut aussi utilisé en tant que variable indépendante pour le modèle de régression utilisé dans le chapitre 5.

**Tableau D1** : Trihalométhanes totaux ( $\mu\text{g/L}$ )

**Tableau D2** : Température ( $^{\circ}\text{C}$ ) – Variable de premier niveau

**Tableau D3** : Précipitations (mm) – Variable de premier niveau

**Tableau D4** : Variables de deuxième niveau :

- Type de traitement (chloration simple, chloration plus filtration, traitement avancé)
- Type de source d’eau potable (rivière, lac, mixte)
- pH (moyen, par SAEP)

**Tableau D1 : Trihalométhanes (µg/L)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
101	4026	20,8	2,4	6	32,3	15,1	4	69,5	18,9	6	61,5	24,3	8	48,5	26,6	24
	4032	26,2	5,3	3	33,6	14,7	5	52,4	11,4	4	47,5	15,3	4	40,4	15,5	16
	4033	39,8	5,5	4	71,5	31,0	4	120,4	35,5	4	84,7	24,6	4	79,1	38,2	16
	4035	42,3	3,2	4	43,4	4,6	4	46,9	11,9	4	39,9	5,7	4	43,1	6,9	16
	4037	34,5	3,2	4	37,9	4,9	3	42,3	5,7	5	41,9	2,2	4	39,4	5,1	16
	4039	107,7	18,1	4	117,4	24,4	4	170,6	13,5	4	161,7	22,2	4	139,3	33,3	16
	4045	33,7	0,8	3	36,0	3,7	5	71,9	18,8	4	31,0	5,0	4	43,3	19,3	16
102	4013	29,2	12,0	5	27,1	19,3	4	56,9	18,7	4	36,5	6,5	3	37,0	18,5	16
	4014	29,0	2,6	4	32,9	6,9	4	57,4	11,2	4	48,7	22,9	4	42,0	16,8	16
	4015	20,5	5,0	3	29,3	8,9	5	93,6	49,3	3	50,1	24,0	5	46,2	34,4	16
	4017	38,9	3,5	5	63,8	23,3	4	157,8	38,9	5	73,8	25,0	3	85,9	54,9	17
	4019	30,4	12,6	5	51,0	7,2	4	94,0	30,4	7	55,7	7,2	6	61,3	30,5	22
	4022	34,8	4,3	4	34,9	2,9	4	64,4	6,6	4	68,7	13,1	4	50,7	17,8	16
	4024	54,3	71,5	4	68,0	82,5	4	60,2	26,4	5	46,2	25,0	4	57,3	50,9	17
	4031	48,7	13,4	12	40,7	15,3	4	163,4	41,2	21	107,8	25,8	7	112,1	61,9	44
	4038	23,8	3,9	8	21,7	2,9	6	39,2	6,4	8	29,5	8,3	10	29,1	8,8	32
	4042	58,5	19,4	4	39,4	25,1	4	68,7	32,1	4	89,1	18,2	4	63,9	28,6	16
	4057	28,1	10,9	4	54,0	47,5	4	171,6	35,4	4	85,3	68,5	4	84,7	69,2	16
4059	44,0	6,9	3	56,4	14,6	4	145,5	37,7	5	120,4	43,6	9	103,3	51,3	21	
4107	20,1	12,2	9	29,3	20,2	11	56,5	23,4	7	44,7	41,2	14	37,2	30,6	41	
103	4043	28,3	6,0	4	45,2	12,1	4	95,0	10,5	4	59,0	2,5	4	56,9	26,5	16
	4046	38,2	14,4	8	49,6	32,1	4	66,6	14,9	6	81,3	19,4	6	58,0	25,2	24
	4077	21,5	5,2	4	26,7	6,8	4	45,3	20,3	4	48,3	8,4	4	35,4	15,9	16
	4106	26,9	6,7	3	26,8	5,1	4	85,9	19,3	5	64,3	20,2	3	54,0	30,5	15
104	4060	76,9	21,1	4	58,1	7,4	4	86,3	16,1	4	109,3	35,4	4	82,6	27,7	16
	4061	32,2	15,9	6	48,7	19,5	3	52,1	14,9	4	75,5	67,4	3	48,4	32,3	16
	4062	30,6	11,0	4	50,2	24,6	3	35,8	20,2	5	45,6	8,0	4	39,6	16,9	16
	4078	56,8	43,5	2	70,5	47,6	6	103,8	42,2	2	79,7	27,4	6	76,4	37,7	16
	4081	24,2	2,3	2	34,2	25,7	7	36,2	0,0	1	47,4	21,3	6	38,0	22,0	16
	4101	14,6	7,8	5	48,3	30,1	4	30,3	7,5	3	46,5	33,7	5	34,7	26,4	17
201a	4003	12,7	5,4	18	26,1	11,5	13	35,3	16,3	15	26,9	13,0	15	24,6	14,4	61
	4007	14,0	3,0	6	22,8	9,9	7	47,2	11,8	5	26,0	9,1	4	26,5	14,8	22
	4008	20,4	9,9	11	24,3	9,9	13	49,4	16,5	14	22,2	12,6	12	30,0	17,4	50
	4041	28,9	5,9	4	41,0	9,7	3	51,3	13,5	4	31,6	6,2	4	38,0	12,5	15
	4044	28,0	13,6	12	34,7	19,2	13	44,3	16,9	12	31,7	11,5	12	34,7	16,3	49
	4048	11,1	2,4	8	32,2	11,2	6	41,1	8,1	10	17,7	5,0	8	26,1	14,2	32
	4053	22,2	11,9	11	33,2	8,8	9	62,6	12,4	12	29,2	6,1	12	37,4	18,8	44
	4054	45,3	17,8	6	62,4	20,8	8	69,0	15,9	6	42,2	13,1	6	55,3	19,9	26
	4067	26,0	9,5	4	13,6	3,7	4	60,0	5,5	4	44,7	7,8	4	36,1	19,3	16
	4068	15,0	18,6	4	35,0	7,9	4	40,2	2,8	4	41,2	14,1	5	33,3	15,6	17
	4102	26,6	9,6	5	27,0	4,3	4	43,5	22,1	4	30,6	14,7	4	31,6	14,4	17
4111	24,0	13,6	4	18,3	5,4	4	49,3	4,0	3	30,8	3,5	4	29,3	13,4	15	

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D1 (suite) : Trihalométhanes (µg/L)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
201b	4002	18,7	9,6	20	21,4	7,7	20	37,5	8,3	17	43,7	23,4	23	30,6	17,9	80
	4016	55,2	34,2	4	72,5	14,6	7	94,0	12,9	4	57,8	16,2	4	70,3	23,4	19
	4021	35,8	7,6	26	49,4	8,8	24	-	-	-	65,0	16,6	46	53,2	17,9	96
	4034	25,3	3,8	4	34,3	3,3	4	55,5	4,4	4	32,0	5,5	4	36,8	12,3	16
	4049	38,0	10,7	5	30,5	5,2	4	47,5	26,6	4	53,5	14,9	4	42,1	16,9	17
	4051	31,4	9,2	12	38,2	11,3	12	57,9	17,6	11	41,3	12,3	13	41,9	15,7	48
	4052	33,8	16,5	4	28,7	8,1	3	51,0	13,5	5	38,5	6,6	4	39,4	14,1	16
	4058	16,1	5,3	4	48,0	18,8	4	67,9	15,0	4	34,0	3,6	4	41,5	22,6	16
	4090	25,7	8,1	16	38,7	18,2	16	107,7	46,6	16	66,5	19,2	16	59,7	41,3	64
	4095	19,0	11,0	28	19,5	9,4	36	49,2	13,7	36	33,5	14,2	36	31,0	17,4	136
	4096	28,3	6,3	14	35,1	8,0	14	55,7	16,5	15	39,7	14,2	12	40,0	15,7	55
	4100	18,7	8,3	36	26,8	12,7	36	47,3	16,3	36	31,4	15,1	36	31,1	16,9	144
	4103	31,3	3,2	8	39,1	5,4	10	59,1	9,0	10	47,9	12,0	12	45,2	13,0	40
4109	51,6	13,2	31	57,1	13,1	25	91,4	18,1	28	79,1	20,8	21	69,0	23,2	105	
202	4001	14,6	5,0	4	17,6	1,8	4	52,7	9,4	4	31,3	6,6	4	29,0	16,5	16
	4018	31,5	4,4	6	33,9	21,7	7	91,9	29,9	6	71,5	31,0	6	56,3	34,4	25
	4040	29,3	6,7	9	48,2	8,4	8	104,2	39,8	8	58,0	21,7	9	59,0	35,2	34
	4055	31,3	4,9	4	35,1	15,8	5	110,2	31,9	4	70,5	30,0	5	60,8	38,2	18
	4076	19,9	7,9	4	36,0	7,3	4	91,6	32,4	4	53,7	9,2	4	50,3	31,8	16
	4088	59,6	42,0	4	105,6	82,4	4	209,6	83,3	4	176,1	64,3	4	137,7	87,2	16
	4092	35,5	7,1	4	34,1	6,0	4	105,1	11,5	5	60,7	23,1	4	61,6	33,2	17
	4097	29,4	10,2	6	44,9	4,8	5	-	-	-	66,9	23,5	9	50,2	23,3	20
	4104	5,5	3,5	12	7,7	3,7	12	2,6	0,5	4	7,3	3,5	21	6,6	3,6	49
	4108	12,9	1,1	4	17,4	1,0	4	25,3	8,0	2	22,1	7,1	6	19,0	6,4	16
4110	21,0	5,1	4	17,1	3,3	4	19,3	0,8	4	21,8	6,7	4	19,8	4,5	16	
203	4027	56,5	17,9	24	56,5	18,1	27	95,8	29,2	25	89,4	34,3	24	74,2	31,2	100
	4028	47,2	7,3	12	59,0	17,0	12	85,0	12,0	11	79,9	17,4	11	67,2	20,6	46
	4029	53,0	4,0	12	56,7	13,0	14	67,0	16,2	14	75,0	21,4	11	62,6	16,7	51
	4063	254,2	58,6	11	301,7	71,1	7	366,9	177,0	9	375,7	106,5	8	320,4	120,0	35
	4066	116,9	60,2	5	268,1	137,1	3	185,7	76,0	5	160,1	73,9	4	174,0	92,2	17
	4086	186,3	27,1	3	219,8	54,9	6	179,3	95,6	4	205,8	60,0	5	201,3	60,9	18
301	4105	58,4	10,7	4	88,3	20,9	4	124,9	19,9	5	75,8	18,9	4	89,1	30,8	17
304	4011	26,1	3,7	5	30,6	4,0	4	57,3	9,1	4	58,7	7,7	4	42,1	16,5	17
	4030	49,1	8,7	12	47,9	14,7	13	94,3	34,2	13	87,6	33,4	12	69,8	32,8	50
	4064	42,6	10,6	4	56,0	10,5	4	125,3	75,2	4	65,9	28,4	4	72,4	49,0	16
	4073	43,9	9,8	4	36,1	13,6	3	50,3	21,9	4	53,7	9,3	5	47,1	14,4	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D1 (suite) : Trihalométhanes (µg/L)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
305	4004	41,9	4,8	4	46,0	4,7	4	97,2	3,6	3	74,7	4,4	4	62,8	22,7	15
	4005	48,8	23,9	4	47,5	18,2	4	119,3	61,7	4	68,0	37,8	4	70,9	46,2	16
	4006	65,0	4,3	4	43,8	13,6	4	122,3	34,4	4	84,8	10,0	4	78,9	34,5	16
	4009	63,3	18,1	4	43,9	20,6	4	122,7	22,8	4	109,4	32,6	4	84,8	39,7	16
	4010	78,1	21,2	4	57,0	26,6	4	141,3	30,5	4	120,8	25,4	5	100,5	41,2	17
	4036	52,5	25,9	5	44,1	24,6	6	49,2	13,4	7	42,2	27,8	6	46,9	21,9	24
	4047	75,3	6,6	4	65,3	9,7	4	83,7	19,0	4	132,4	30,5	5	91,7	33,2	17
	4050	12,8	1,8	4	15,6	3,2	4	50,5	24,9	4	27,6	2,0	4	26,6	19,0	16
	4070	30,6	22,7	4	36,2	12,3	4	52,1	24,8	5	34,0	27,7	4	39,0	22,4	17
	4071	31,3	5,5	4	36,2	14,9	4	54,1	15,4	5	42,5	16,0	4	41,8	15,4	17
306	4072	14,7	5,0	4	17,7	2,6	4	25,8	5,9	4	27,5	5,6	4	21,4	7,1	16
308	4023	23,2	7,4	5	25,8	6,0	4	35,8	8,6	4	37,2	23,1	6	30,8	14,8	19
	4065	23,9	8,9	4	33,1	17,6	4	-	-	-	47,5	43,7	8	38,0	32,8	16
	4112	77,6	14,4	22	75,4	11,7	22	84,6	14,6	24	86,0	18,2	21	80,9	15,3	89
309	4012	18,3	7,7	19	23,4	10,3	21	41,2	20,4	10	32,6	13,5	30	27,9	14,6	80
	4056	13,9	15,2	6	22,5	15,9	6	54,2	46,9	4	16,3	10,5	6	24,2	26,0	22
	4091	35,3	27,6	5	100,5	50,7	4	213,7	42,6	2	102,0	70,9	6	95,2	72,5	17
401	4079	71,0	44,0	4	73,0	48,2	4	61,8	44,5	3	113,7	70,0	4	81,1	51,7	15
	4080	124,9	54,3	4	140,1	45,0	4	266,8	146,1	3	275,6	39,4	4	197,5	98,3	15
	4082	35,1	12,7	9	53,3	6,5	4	109,6	52,4	5	66,3	13,0	5	61,2	37,7	23
	4083	169,2	85,8	4	193,3	36,0	4	206,3	86,7	4	211,1	42,4	4	195,0	62,3	16
	4084	69,6	25,3	4	42,0	11,8	4	49,4	19,8	4	72,0	38,8	4	58,2	26,7	16
	4089	114,2	23,0	4	143,9	33,3	4	208,2	39,9	4	209,2	40,1	4	168,8	52,7	16
	4093	72,5	23,7	12	48,9	16,2	14	83,1	20,1	11	77,5	13,5	14	69,7	22,3	51
404	4074	17,6	7,8	4	15,0	5,3	4	78,8	46,6	4	64,9	15,6	4	44,1	36,7	16
	4085	76,8	35,6	4	123,6	5,1	4	180,7	84,5	4	186,7	30,9	4	141,9	63,5	16
406	4094	180,9	82,3	4	238,1	90,2	4	434,6	174,6	4	381,1	176,0	4	308,7	163,0	16
	4098	160,7	36,3	4	155,7	28,8	4	210,7	43,0	5	166,3	70,9	4	175,5	48,6	17
	4099	177,9	42,8	4	248,2	114,2	4	278,1	34,9	4	211,5	11,8	4	228,9	69,0	16
407	4087	86,0	12,8	3	68,2	8,8	3	102,7	27,6	4	112,9	37,1	6	96,9	30,7	16
408	4020	73,3	13,1	7	70,4	11,8	10	89,1	21,9	12	94,0	17,4	11	83,0	19,4	40
502	4075	24,0	6,2	4	35,4	8,7	4	80,5	17,5	5	74,5	38,1	4	55,2	31,7	17
601	4025	46,2	4,7	4	51,6	19,0	4	279,3	115,3	4	215,4	70,8	4	148,1	121,6	16
	4069	16,7	7,7	4	13,0	3,2	4	25,7	12,2	4	29,0	12,2	4	21,1	10,9	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D2 : Température (°C)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
101	4026	0,2	2,6	6	3,5	5,9	4	20,7	3,9	6	20,4	3,1	8	12,6	10,2	24
	4032	-1,4	2,5	3	8,0	8,0	5	25,4	1,1	4	14,9	2,0	4	12,3	10,5	16
	4033	-2,1	2,0	4	10,0	2,3	4	24,5	1,2	4	12,3	1,3	4	11,2	9,9	16
	4035	0,2	3,5	4	5,6	0,7	4	23,2	1,7	4	17,4	3,0	4	11,6	9,7	16
	4037	-2,2	2,2	4	11,6	3,3	3	24,9	2,6	5	15,2	2,9	4	13,2	10,8	16
	4039	-0,8	2,3	4	6,0	0,6	4	23,1	1,6	4	19,6	1,5	4	11,9	10,2	16
	4045	-3,0	2,3	3	6,9	4,8	5	24,8	1,0	4	15,6	1,6	4	11,7	10,4	16
102	4013	-0,6	5,1	5	12,7	3,1	4	24,9	1,1	4	12,1	1,7	3	11,5	10,3	16
	4014	0,7	3,1	4	0,5	1,8	4	21,5	1,4	4	21,6	0,5	4	11,1	10,9	16
	4015	-3,5	2,9	3	2,4	5,1	5	22,1	1,7	3	17,2	5,2	5	9,6	10,9	16
	4017	-3,1	1,6	5	6,4	3,8	4	22,7	2,0	5	15,5	5,4	3	10,0	11,0	17
	4019	-2,2	5,1	5	10,2	1,3	4	24,1	1,4	7	18,2	6,2	6	14,0	10,9	22
	4022	-3,8	3,7	4	-2,6	1,8	4	17,7	0,7	4	19,1	0,9	4	7,6	11,4	16
	4024	-2,0	1,5	4	4,8	3,9	4	22,5	1,1	5	17,4	1,7	4	11,4	10,4	17
	4031	5,2	4,0	12	1,9	2,2	4	23,6	1,6	21	22,3	2,4	7	16,4	9,6	44
	4038	-4,3	1,9	8	4,9	0,8	6	20,1	4,6	8	15,3	3,9	10	9,7	10,2	32
	4042	-0,3	1,9	4	2,6	1,4	4	20,9	0,9	4	18,3	1,5	4	10,4	9,7	16
	4057	-2,7	2,3	4	3,1	1,7	4	21,8	0,6	4	16,4	4,0	4	9,7	10,4	16
4059	-4,2	2,7	3	8,8	1,3	4	24,7	1,4	5	17,6	4,1	9	14,5	9,9	21	
4107	-1,4	5,2	9	6,2	6,8	11	21,8	3,9	7	18,5	4,5	14	11,4	10,3	41	
103	4043	-5,4	2,2	4	5,3	0,9	4	22,5	1,6	4	14,4	3,8	4	9,2	11,0	16
	4046	0,6	4,4	8	-0,2	7,7	4	17,1	3,9	6	19,0	5,3	6	9,2	10,3	24
	4077	-5,8	0,7	4	3,2	4,9	4	22,0	1,3	4	12,7	2,5	4	8,0	11,0	16
	4106	-1,8	5,5	3	1,2	6,8	4	21,4	2,9	5	11,3	1,3	3	9,3	10,7	15
104	4060	-1,8	2,0	4	0,4	1,8	4	19,2	1,1	4	18,4	1,4	4	9,1	10,2	16
	4061	-0,6	5,6	6	1,1	2,8	3	19,9	5,4	4	15,6	6,2	3	7,9	10,5	16
	4062	-2,2	6,6	4	3,5	7,0	3	17,8	4,6	5	14,3	5,9	4	9,2	10,0	16
	4078	-0,1	8,6	2	0,3	8,5	6	18,0	6,6	2	14,6	7,2	6	7,8	10,6	16
	4081	-0,1	8,6	2	1,7	8,2	7	22,7	0,0	1	15,2	6,9	6	7,9	10,5	16
	4101	-4,9	4,6	5	5,1	1,6	4	21,9	0,4	3	13,2	5,7	5	7,5	10,6	17
201a	4003	-2,8	3,6	18	7,9	6,2	13	22,9	3,0	15	14,3	4,6	15	10,0	10,7	61
	4007	-3,8	2,2	6	7,4	4,5	7	24,2	1,7	5	14,9	2,3	4	9,5	10,8	22
	4008	-2,5	3,1	11	7,4	6,3	13	24,7	2,9	14	14,4	3,3	12	11,7	10,8	50
	4041	-4,8	1,7	4	13,3	1,1	3	22,8	4,7	4	10,9	1,0	4	10,4	10,9	15
	4044	-0,5	3,2	12	4,1	6,0	13	23,1	1,9	12	19,4	3,2	12	11,4	10,7	49
	4048	-4,0	1,8	8	14,0	1,2	6	24,0	3,4	10	12,0	1,5	8	12,1	10,9	32
	4053	-4,3	2,1	11	12,0	2,4	9	25,2	1,3	12	12,3	2,3	12	11,6	11,0	44
	4054	-3,2	1,7	6	9,9	3,2	8	24,6	1,2	6	14,1	2,3	6	11,2	10,0	26
	4067	-1,8	3,1	4	0,0	1,4	4	22,1	1,6	4	21,8	0,9	4	10,5	11,9	16
	4068	-0,5	2,2	4	-0,2	2,5	4	22,2	0,3	4	19,9	2,3	5	10,9	11,1	17
	4102	-0,2	2,1	5	4,0	3,0	4	24,6	1,7	4	18,7	2,7	4	11,1	10,8	17
4111	-1,2	3,6	4	4,3	4,2	4	23,0	1,1	3	18,1	2,3	4	10,3	10,4	15	

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D2 (suite) : Température (°C)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
201b	4002	-2,1	3,1	20	8,1	5,7	20	24,9	1,5	17	18,0	5,3	23	12,0	10,9	80
	4016	-0,1	2,4	4	6,1	5,7	7	22,8	2,4	4	20,4	4,0	4	11,3	10,1	19
	4021	-3,6	4,0	26	7,9	1,5	24	-	-	-	19,8	4,9	46	10,5	10,7	96
	4034	-2,0	1,7	4	9,8	1,0	4	25,3	0,9	4	15,8	1,5	4	12,2	10,3	16
	4049	-0,3	3,8	5	2,0	2,3	4	23,7	1,2	4	18,1	3,9	4	10,2	11,0	17
	4051	-2,0	3,4	12	7,4	5,4	12	24,8	1,6	11	18,3	4,8	13	12,0	11,0	48
	4052	-1,6	2,5	4	0,7	1,2	3	23,5	3,2	5	18,4	4,1	4	11,7	11,7	16
	4058	-2,1	2,3	4	10,3	1,6	4	25,6	0,9	4	15,1	2,5	4	12,2	10,4	16
	4090	-0,7	2,4	16	5,6	5,2	16	24,7	1,7	16	19,4	3,7	16	12,2	10,9	64
	4095	-0,4	3,3	28	3,6	4,1	36	23,8	1,6	36	20,8	2,1	36	12,7	10,8	136
	4096	0,1	4,8	14	6,5	6,0	14	24,0	3,2	15	17,8	4,7	12	12,1	10,7	55
	4100	-2,1	3,3	36	8,4	5,9	36	24,8	1,4	36	16,5	5,4	36	11,9	10,9	144
4103	-2,9	1,7	8	10,1	6,5	10	24,1	2,7	10	16,3	5,5	12	12,8	10,5	40	
4109	1,3	5,9	31	4,7	5,0	25	23,6	3,2	28	19,2	4,6	21	11,6	10,8	105	
202	4001	-4,3	2,3	4	6,6	1,8	4	23,8	1,2	4	13,9	1,9	4	10,0	10,7	16
	4018	0,7	4,2	6	-1,5	3,0	7	19,9	3,0	6	20,1	2,7	6	9,4	10,9	25
	4040	-3,9	4,0	9	8,4	5,6	8	22,9	1,4	8	14,5	4,3	9	10,2	10,7	34
	4055	-3,5	0,4	4	2,1	7,1	5	21,5	1,8	4	18,9	1,6	5	9,8	11,3	18
	4076	-5,6	2,4	4	3,5	3,2	4	22,1	1,6	4	14,6	3,7	4	8,6	11,2	16
	4088	-4,9	2,4	4	7,9	1,3	4	24,9	1,2	4	14,0	2,4	4	10,5	11,2	16
	4092	-1,8	1,1	4	-1,1	1,7	4	22,0	1,7	5	18,7	2,9	4	10,2	11,5	17
	4097	-2,0	4,3	6	9,0	3,0	5	-	-	-	19,5	5,7	9	10,4	10,4	20
	4104	-4,7	2,1	12	8,1	2,0	12	24,5	1,4	4	18,6	5,1	21	10,8	10,8	49
	4108	-3,9	2,2	4	8,5	1,9	4	23,3	0,6	2	16,9	4,8	6	10,4	10,2	16
4110	-4,3	1,8	4	6,8	1,1	4	21,5	1,8	4	11,9	1,5	4	9,0	9,7	16	
203	4027	0,7	5,2	24	3,1	6,7	27	22,1	2,8	25	19,0	5,1	24	11,1	10,7	100
	4028	0,6	5,3	12	3,3	6,8	12	22,1	2,9	11	19,8	4,9	11	11,1	10,9	46
	4029	0,7	5,3	12	3,3	6,9	14	22,6	2,8	14	18,6	5,3	11	11,3	10,9	51
	4063	-1,1	3,8	11	5,2	6,3	7	23,5	3,3	9	17,6	5,0	8	10,7	11,2	35
	4066	-2,4	2,1	5	10,6	1,5	3	24,5	3,0	5	15,9	1,7	4	12,1	11,1	17
	4086	-1,2	0,2	3	4,1	5,7	6	24,6	2,7	4	17,8	5,5	5	11,6	10,8	18
301	4105	-6,6	2,0	4	10,7	3,1	4	23,6	1,0	5	11,4	1,9	4	10,6	11,4	17
304	4011	0,0	4,8	5	2,4	6,7	4	22,0	1,2	4	18,1	4,9	4	10,0	10,8	17
	4030	0,6	5,3	12	2,6	6,9	13	22,0	2,7	13	18,7	5,2	12	11,0	10,9	50
	4064	-4,7	1,4	4	8,5	1,3	4	23,7	1,7	4	11,6	1,8	4	9,8	10,5	16
	4073	-2,6	2,3	4	2,2	1,6	3	21,6	2,9	4	17,4	4,2	5	10,6	10,8	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D2 (suite) : Température (°C)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
305	4004	-0,5	1,5	4	-0,6	1,4	4	21,7	0,8	3	19,5	2,7	4	9,3	11,0	15
	4005	-0,9	2,5	4	3,3	2,0	4	23,2	2,1	4	17,2	1,1	4	10,7	10,3	16
	4006	-0,9	2,5	4	3,3	2,0	4	23,2	2,1	4	17,2	1,1	4	10,7	10,3	16
	4009	-1,3	3,5	4	6,3	1,4	4	23,9	0,8	4	19,3	3,2	4	12,1	10,6	16
	4010	-2,0	2,1	4	2,7	2,3	4	22,9	0,1	4	19,2	2,8	5	11,2	10,9	17
	4036	-4,7	1,6	5	9,2	8,0	6	23,7	2,7	7	10,9	1,3	6	11,0	10,9	24
	4047	-4,8	2,2	4	2,0	2,1	4	21,8	2,0	4	16,4	1,9	5	9,3	11,0	17
	4050	-1,9	1,5	4	2,7	1,7	4	24,4	1,6	4	20,1	1,5	4	11,3	11,6	16
	4070	-1,4	1,9	4	3,4	1,9	4	23,9	0,9	5	19,4	2,3	4	12,1	11,1	17
	4071	-1,4	1,9	4	3,4	1,9	4	24,0	1,9	5	19,6	2,2	4	12,1	11,2	17
306	4072	-3,4	2,8	4	-2,6	3,7	4	22,0	2,9	4	15,2	2,6	4	7,8	11,7	16
308	4023	-5,8	2,8	5	10,1	1,7	4	24,0	1,0	4	13,2	4,9	6	9,8	11,2	19
	4065	-5,6	2,3	4	7,4	4,0	4	-	-	-	18,7	5,5	8	9,8	11,2	16
	4112	-1,9	5,0	22	1,5	6,6	22	21,0	3,4	24	17,3	5,1	21	9,6	11,1	89
309	4012	-5,3	2,4	19	7,9	3,8	21	24,9	0,0	10	16,2	5,4	30	10,0	10,8	80
	4056	-2,7	2,0	6	3,3	7,0	6	22,3	1,7	4	15,2	5,5	6	8,4	10,6	22
	4091	-5,2	2,1	5	7,4	2,5	4	25,0	0,0	2	16,1	5,6	6	8,8	11,3	17
401	4079	-5,6	3,8	4	-3,3	1,6	4	20,7	2,0	3	18,3	1,0	4	6,7	12,5	15
	4080	-5,1	1,5	4	-1,7	2,1	4	21,8	0,8	3	18,4	1,1	4	7,4	12,2	15
	4082	-3,6	6,4	9	6,0	2,1	4	20,7	3,2	5	16,7	5,2	5	7,8	11,5	23
	4083	-3,6	3,3	4	-3,9	1,8	4	20,5	1,3	4	17,4	1,1	4	7,6	11,9	16
	4084	-5,2	3,8	4	-1,3	2,0	4	21,4	0,7	4	15,9	0,8	4	7,7	11,7	16
	4089	-5,1	4,5	4	0,1	7,3	4	22,1	0,9	4	15,1	5,0	4	8,1	12,2	16
	4093	-3,0	5,2	12	-1,7	6,1	14	19,7	3,7	11	18,2	4,2	14	8,1	11,7	51
404	4074	-3,0	2,7	4	-4,4	1,5	4	20,1	1,3	4	18,9	0,3	4	7,9	12,1	16
	4085	-5,9	1,9	4	4,7	1,7	4	20,7	1,4	4	11,5	2,2	4	7,8	10,2	16
406	4094	-3,2	0,6	4	-0,1	2,0	4	18,6	1,0	4	16,8	1,2	4	8,0	10,2	16
	4098	-2,2	2,4	4	-2,5	1,2	4	18,0	1,6	5	17,1	1,0	4	8,2	10,4	17
	4099	-2,2	2,4	4	-1,7	2,2	4	18,1	1,8	4	17,1	1,0	4	7,8	10,3	16
407	4087	-5,7	7,2	3	-12,6	1,5	3	9,3	2,7	4	13,8	7,2	6	4,1	12,1	16
408	4020	-2,9	2,0	7	-1,7	3,4	10	16,6	2,5	12	16,5	4,0	11	8,6	9,9	40
502	4075	-4,6	2,3	4	-1,5	3,2	4	17,1	2,2	5	13,6	2,2	4	6,8	10,0	17
601	4025	-3,7	1,6	4	-1,5	0,6	4	21,7	2,0	4	15,1	3,6	4	7,9	11,3	16
	4069	-5,0	3,1	4	2,3	2,1	4	22,1	1,6	4	15,4	1,2	4	8,7	11,2	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D3 : Précipitation (mm/10-jours)**

R.N. *	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total			
	SAEP	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
101	4026	4,1	8,7	6	16,7	12,4	4	50,8	29,0	6	37,7	22,7	8	29,1	26,7	24
	4032	12,9	14,6	3	12,7	13,1	5	38,3	22,1	4	14,8	13,7	4	19,7	18,2	16
	4033	9,8	11,8	4	38,4	22,1	4	44,6	27,8	4	32,6	20,3	4	31,3	23,4	16
	4035	27,8	25,3	4	12,3	13,5	4	54,3	30,3	4	49,0	4,1	4	35,8	25,6	16
	4037	10,8	15,1	4	30,0	13,3	3	71,5	51,0	5	38,4	8,6	4	40,3	36,8	16
	4039	1,8	2,5	4	8,8	8,0	4	27,6	11,4	4	38,3	18,0	4	19,1	18,2	16
	4045	6,2	10,8	3	22,6	16,6	5	65,5	15,5	4	43,3	4,9	4	35,4	25,0	16
102	4013	9,7	14,1	5	32,0	31,1	4	54,2	37,4	4	22,8	4,3	3	28,9	28,9	16
	4014	16,8	19,4	4	14,6	17,6	4	48,3	30,0	4	47,2	15,2	4	31,7	25,2	16
	4015	0,1	0,2	3	14,7	17,9	5	47,5	20,1	3	38,4	31,8	5	25,5	27,0	16
	4017	0,8	1,8	5	21,9	3,5	4	74,1	46,6	5	35,3	19,1	3	33,4	38,4	17
	4019	14,2	22,9	5	20,0	14,8	4	32,2	20,8	7	18,3	10,6	6	22,1	18,3	22
	4022	8,4	9,9	4	14,6	20,3	4	73,0	27,0	4	55,4	21,3	4	37,8	33,6	16
	4024	6,1	12,0	4	10,4	11,9	4	46,8	27,7	5	45,1	37,4	4	28,3	29,8	17
	4031	12,3	14,6	12	11,8	6,9	4	39,7	25,8	21	19,1	17,8	7	26,4	24,2	44
	4038	3,2	5,8	8	45,8	34,6	6	26,7	12,0	8	22,2	11,0	10	23,0	21,8	32
	4042	6,8	6,2	4	30,2	6,3	4	50,3	27,8	4	36,0	37,8	4	30,8	26,8	16
	4057	15,4	18,0	4	16,2	13,2	4	44,2	23,0	4	30,3	21,9	4	26,5	21,2	16
103	4059	18,1	31,4	3	36,0	23,0	4	31,7	12,2	5	25,4	13,6	9	27,9	17,7	21
	4107	11,0	21,0	9	32,3	27,2	11	50,7	23,5	7	28,8	15,5	14	29,6	24,3	41
	4043	3,6	7,1	4	34,2	27,2	4	45,2	21,2	4	40,3	29,7	4	30,8	26,5	16
	4046	2,1	3,6	8	16,1	17,0	4	33,3	23,6	6	19,6	19,2	6	16,6	19,8	24
	4077	4,7	6,0	4	16,4	17,3	4	35,8	18,7	4	47,5	26,9	4	26,1	24,0	16
104	4106	18,1	30,7	3	18,7	15,5	4	15,1	4,1	5	28,5	22,4	3	19,3	17,0	15
	4060	3,3	6,5	4	9,1	9,4	4	23,1	11,6	4	33,9	48,2	4	17,3	25,9	16
	4061	4,7	7,4	6	19,5	28,5	3	20,6	11,7	4	40,4	41,6	3	18,1	23,6	16
	4062	3,7	7,4	4	10,4	10,7	3	25,1	15,9	5	27,5	22,4	4	17,6	17,3	16
	4078	0,0	0,0	2	7,7	6,6	6	35,4	26,2	2	20,4	24,0	6	15,0	19,3	16
	4081	0,0	0,0	2	10,1	7,5	7	53,9	0,0	1	27,0	15,0	6	17,9	17,0	16
201a	4101	1,8	4,0	5	21,3	9,4	4	44,9	44,1	3	10,3	9,9	5	16,5	22,9	17
	4003	7,3	10,7	18	29,4	23,1	13	37,8	19,4	15	25,4	20,4	15	24,0	21,5	61
	4007	6,7	14,9	6	25,1	12,2	7	54,2	19,8	5	44,4	15,3	4	30,2	23,3	22
	4008	20,0	34,5	11	24,8	19,4	13	29,2	17,3	14	32,7	18,0	12	26,9	22,5	50
	4041	3,6	4,7	4	35,7	28,9	3	25,5	12,0	4	32,2	17,6	4	23,5	19,7	15
	4044	6,3	8,6	12	25,1	17,3	13	55,5	19,6	12	23,5	14,6	12	27,6	23,3	49
	4048	3,1	3,9	8	30,8	19,6	6	31,6	23,4	10	23,0	15,1	8	22,2	20,3	32
	4053	24,8	23,0	11	55,3	26,8	9	39,9	18,9	12	18,9	13,6	12	33,6	24,2	44
	4054	20,2	12,8	6	30,9	13,7	8	45,7	31,4	6	18,8	7,5	6	29,1	20,1	26
	4067	14,4	20,8	4	25,1	9,5	4	44,4	12,7	4	37,3	22,6	4	30,3	19,5	16
	4068	20,9	19,8	4	18,1	7,1	4	43,5	12,8	4	18,6	10,8	5	24,9	16,0	17
4102	25,8	50,8	5	42,7	20,3	4	28,5	19,0	4	58,5	25,8	4	38,1	33,1	17	
4111	24,6	34,0	4	24,7	14,9	4	32,4	12,0	3	34,1	40,2	4	28,7	26,1	15	

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons



**Tableau D3 (suite) : Précipitation (mm/10-jours)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
201b	4002	24,4	33,7	20	31,5	21,1	20	35,3	23,9	17	41,4	11,8	23	33,4	24,0	80
	4016	4,6	6,1	4	24,7	17,9	7	51,6	14,1	4	38,1	19,4	4	28,9	21,9	19
	4021	5,1	9,5	26	30,3	12,8	24	-	-	-	30,6	19,1	46	23,6	19,1	96
	4034	0,3	0,4	4	20,7	13,1	4	53,3	59,0	4	23,7	19,5	4	24,5	34,5	16
	4049	4,6	10,4	5	19,6	9,9	4	64,0	14,5	4	30,2	20,6	4	28,1	26,0	17
	4051	24,5	31,9	12	33,5	21,0	12	41,5	27,8	11	44,5	13,9	13	36,0	24,8	48
	4052	6,8	13,7	4	25,1	7,0	3	46,3	28,0	5	31,9	20,8	4	28,9	24,0	16
	4058	12,0	13,4	4	16,5	5,7	4	28,6	15,0	4	21,6	14,7	4	19,7	13,1	16
	4090	13,6	14,3	16	20,5	14,1	16	54,1	31,5	16	31,8	18,9	16	30,0	25,6	64
	4095	15,6	17,1	28	23,4	25,4	36	58,4	21,0	36	25,4	16,9	36	31,6	26,2	136
	4096	19,3	21,4	14	25,9	16,5	14	55,3	31,8	15	32,7	16,4	12	33,7	26,3	55
	4100	21,7	29,5	36	30,3	20,7	36	29,5	14,5	36	34,2	16,2	36	28,9	21,3	144
4103	2,5	6,7	8	11,4	10,1	10	37,2	14,0	10	27,9	23,7	12	21,0	20,3	40	
4109	14,0	14,7	31	29,2	12,5	25	38,5	15,6	28	37,5	12,4	21	28,8	17,2	105	
202	4001	13,4	18,9	4	33,9	10,8	4	46,4	17,7	4	33,9	8,4	4	31,9	17,9	16
	4018	9,1	14,1	6	21,4	17,9	7	34,4	20,0	6	48,0	28,2	6	27,9	24,1	25
	4040	11,2	11,3	9	30,6	15,3	8	58,7	37,3	8	30,5	20,2	9	32,1	27,7	34
	4055	13,8	16,4	4	25,3	19,7	5	72,4	34,1	4	31,3	25,5	5	34,9	31,0	18
	4076	3,4	6,8	4	34,4	22,8	4	60,6	21,2	4	28,4	21,9	4	31,7	27,2	16
	4088	8,7	17,0	4	32,6	19,3	4	25,5	14,1	4	43,3	19,9	4	27,5	20,5	16
	4092	8,9	10,6	4	21,6	10,2	4	51,2	21,2	5	39,2	29,1	4	31,5	24,5	17
	4097	2,3	5,7	6	33,3	15,6	5	-	-	-	37,2	23,8	9	25,8	23,4	20
	4104	15,2	17,8	12	30,8	11,8	12	44,0	27,4	4	37,5	21,1	21	30,9	20,8	49
	4108	17,2	14,3	4	31,5	10,8	4	65,8	8,8	2	15,2	8,6	6	26,1	19,5	16
4110	2,8	5,5	4	14,6	9,9	4	27,6	14,2	4	34,7	18,2	4	19,9	17,1	16	
203	4027	5,6	9,6	24	21,0	14,8	27	32,8	26,4	25	34,5	20,2	24	23,5	21,8	100
	4028	5,5	9,5	12	22,2	15,4	12	29,4	26,1	11	38,5	18,9	11	23,5	21,5	46
	4029	5,6	9,8	12	22,5	14,2	14	34,8	28,2	14	43,8	23,4	11	26,5	24,2	51
	4063	5,5	9,7	11	20,9	15,5	7	39,9	26,9	9	24,5	13,6	8	21,8	21,3	35
	4066	7,1	11,9	5	22,9	5,2	3	40,0	30,1	5	24,2	3,9	4	23,6	20,9	17
	4086	0,0	0,0	3	13,2	9,8	6	68,8	46,6	4	18,6	7,5	5	24,8	32,3	18
301	4105	2,1	4,1	4	16,7	9,2	4	30,4	19,4	5	13,2	8,9	4	16,5	15,6	17
304	4011	16,3	12,3	5	24,8	10,1	4	34,3	21,8	4	33,5	30,9	4	26,6	19,7	17
	4030	8,1	15,4	12	23,6	15,4	13	34,4	26,2	13	43,5	22,5	12	27,5	23,8	50
	4064	1,5	3,0	4	16,8	8,1	4	32,1	27,3	4	20,1	27,6	4	17,6	21,0	16
	4073	12,1	24,1	4	18,1	10,8	3	41,1	13,9	4	49,2	26,3	5	32,0	24,9	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D3 (suite) : Précipitation (mm/10-jours)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*	Moy.*	E.T.*	N.*
305	4004	9,4	7,4	4	33,0	19,6	4	42,9	13,8	3	24,2	14,3	4	26,3	17,9	15
	4005	13,9	15,9	4	23,9	12,4	4	76,5	63,8	4	33,0	24,2	4	36,8	40,3	16
	4006	13,9	15,9	4	23,9	12,4	4	76,5	63,8	4	33,0	24,2	4	36,8	40,3	16
	4009	10,6	12,7	4	26,7	11,5	4	35,7	5,6	4	22,3	12,0	4	23,8	13,4	16
	4010	10,6	11,7	4	20,1	6,8	4	39,4	17,6	4	23,5	10,8	5	23,4	15,1	17
	4036	3,5	4,1	5	30,3	23,2	6	25,6	21,3	7	20,5	12,1	6	20,9	19,1	24
	4047	4,3	8,5	4	7,0	13,0	4	39,3	13,4	4	34,9	21,6	5	22,2	21,4	17
	4050	2,0	4,0	4	18,9	5,0	4	43,5	14,2	4	49,8	31,7	4	28,5	25,4	16
	4070	21,6	42,0	4	20,3	11,7	4	47,8	24,2	5	65,7	29,8	4	39,4	32,2	17
	4071	21,6	42,0	4	20,3	11,7	4	60,8	34,3	5	32,3	31,3	4	35,3	33,8	17
306	4072	8,8	10,2	4	8,6	5,3	4	30,8	25,8	4	19,9	9,9	4	17,0	16,4	16
308	4023	4,7	9,0	5	37,5	19,0	4	34,7	17,2	4	51,5	30,6	6	32,7	27,0	19
	4065	9,4	11,8	4	22,0	16,5	4	-	-	-	37,0	20,3	8	26,3	20,4	16
	4112	10,5	14,1	22	20,6	21,4	22	44,0	24,9	24	36,5	31,9	21	28,2	27,0	89
309	4012	14,7	14,1	19	34,2	23,2	21	41,1	23,8	10	29,2	31,0	30	28,6	26,0	80
	4056	5,3	11,6	6	21,7	7,1	6	47,6	17,7	4	32,4	35,1	6	24,9	24,7	22
	4091	12,5	8,6	5	41,8	31,0	4	38,4	17,8	2	31,3	33,7	6	29,0	26,7	17
401	4079	4,3	5,0	4	13,1	15,3	4	34,0	11,2	3	21,8	13,7	4	17,3	15,3	15
	4080	8,0	15,0	4	18,8	19,3	4	25,6	18,4	3	21,8	13,7	4	18,1	16,2	15
	4082	0,5	0,9	9	20,6	11,5	4	42,8	32,8	5	35,8	24,5	5	20,9	25,5	23
	4083	5,6	4,7	4	16,5	15,4	4	54,5	26,2	4	23,5	16,0	4	25,0	24,3	16
	4084	8,8	14,1	4	4,6	2,4	4	45,8	18,7	4	19,8	11,0	4	19,7	20,3	16
	4089	8,8	14,1	4	14,1	11,3	4	34,3	18,4	4	24,0	15,8	4	20,3	16,9	16
	4093	4,6	8,7	12	9,3	10,1	14	34,4	16,6	11	24,5	15,1	14	17,8	17,1	51
404	4074	10,1	11,2	4	6,5	9,3	4	58,5	26,3	4	49,9	25,4	4	31,3	29,7	16
	4085	0,0	0,0	4	33,2	28,3	4	60,1	33,2	4	30,9	19,7	4	31,0	30,7	16
406	4094	14,2	25,8	4	18,9	21,5	4	20,0	15,1	4	47,6	11,8	4	25,2	22,0	16
	4098	4,3	8,6	4	15,1	25,1	4	45,6	5,7	5	58,8	36,1	4	31,8	29,8	17
	4099	4,3	8,6	4	19,3	24,4	4	44,5	6,0	4	58,8	36,1	4	31,7	29,7	16
407	4087	0,3	0,6	3	0,0	0,0	3	24,3	25,2	4	28,3	16,1	6	16,7	19,8	16
408	4020	14,1	11,3	7	13,4	25,3	10	48,4	44,7	12	54,0	51,3	11	35,2	42,0	40
502	4075	2,7	5,4	4	0,8	1,5	4	31,8	7,9	5	21,3	22,0	4	15,2	17,3	17
601	4025	6,3	10,8	4	20,0	20,7	4	52,2	15,7	4	14,9	7,1	4	23,3	22,1	16
	4069	0,0	0,0	4	14,0	15,6	4	44,0	22,8	4	31,4	13,3	4	22,4	22,1	16

\* R.N. : Région naturelle; Moy. : Moyenne; E.T. : Écart type; N. : Nombre d'échantillons

**Tableau D4 : Variables de deuxième niveau (SAEP)**

R.N.	SAEP	Source	Traitement	pH	R.N.	SAEP	Source	Traitement	pH	R.N.	SAEP	Source	Traitement	pH		
101	4026	Lac	Avancé	7,15	201a	4067	Lac	Avancé	7,03	304	4030	Rivière	Filtration	7,37		
	4032	Lac	Avancé	7,15		4068	Lac	Filtration	7,92		4064	Rivière	Filtration	7,28		
	4033	Lac	Filtration	7,51		4102	Rivière	Avancé	7,50		4073	Lac	Avancé	7,02		
	4035	Lac	Chloration	7,53		4111	Rivière	Avancé	7,34		4004	Rivière	Filtration	8,65		
	4037	Lac	Avancé	6,98		4002	Rivière	Avancé	7,08		4005	Lac	Chloration	8,20		
	4039	Lac	Chloration	7,13		4016	Rivière	Avancé	7,47		4006	Lac	Chloration	7,38		
	4045	Rivière	Avancé	7,30		4021	Rivière	Filtration	7,50		4009	Lac	Chloration	7,34		
102	4013	Lac	Avancé	7,21	4034	Rivière	Avancé	7,48	305	4010	Lac	Chloration	7,16			
	4014	Lac	Chloration	7,34	4049	Mixte	Avancé	7,35		4036	Lac	Chloration	7,56			
	4015	Rivière	Avancé	7,72	4051	Rivière	Avancé	6,97		4047	Lac	Filtration	6,74			
	4017	Rivière	Avancé	7,35	4052	Rivière	Avancé	7,07		4050	Rivière	Filtration	7,37			
	4019	Rivière	Filtration	7,27	4058	Rivière	Avancé	6,89		4070	Rivière	Filtration	-			
	4022	Lac	Avancé	7,12	4090	Rivière	Avancé	7,24		4071	Rivière	Avancé	7,40			
	4024	Rivière	Avancé	7,55	4095	Rivière	Avancé	7,61		306	4072	Rivière	Filtration	7,59		
	4031	Rivière	Filtration	7,46	4096	Rivière	Filtration	7,27	4023	Lac	Chloration	6,79				
	4038	Mixte	Filtration	-	4100	Rivière	Avancé	7,53	308	4065	Lac	Avancé	6,97			
	4042	Lac	Chloration	7,73	4103	Rivière	Avancé	7,34	4112	Lac	Chloration	6,84				
4057	Rivière	Chloration	6,97	4109	Rivière	Avancé	7,32	4012	Rivière	Avancé	7,42					
4059	Rivière	Avancé	8,21	4001	Rivière	Avancé	-	309	4056	Rivière	Filtration	7,00				
4107	Rivière	Avancé	7,33	4018	Rivière	Filtration	7,24	4091	Rivière	Avancé	7,64					
103	4043	Rivière	Filtration	7,36	4040	Rivière	Avancé	7,29	4079	Rivière	Avancé	8,06				
	4046	Rivière	Filtration	6,42	4055	Rivière	Avancé	7,44	4080	Rivière	Chloration	7,43				
	4077	Rivière	Chloration	7,74	4076	Rivière	Avancé	7,11	4082	Rivière	Filtration	6,95				
	4106	Lac	Chloration	7,62	202	4088	Rivière	Chloration	-	401	4083	Rivière	Chloration	-		
	4060	Mixte	Chloration	7,13	4092	Rivière	Avancé	7,79	4084	Lac	Chloration	6,18				
104	4061	Rivière	Filtration	7,43	4097	Rivière	Filtration	7,40	4089	Lac	Chloration	-				
	4062	Rivière	Chloration	7,85	4104	Lac	Avancé	6,90	4093	Lac	Filtration	7,37				
	4078	Rivière	Chloration	7,64	4108	Lac	Avancé	7,06	404	4074	Rivière	Chloration	7,26			
	4081	Rivière	Chloration	7,66	4110	Rivière	Avancé	7,14	4085	Lac	Chloration	6,81				
	4101	Rivière	Chloration	7,62	4027	Rivière	Filtration	7,32	4094	Lac	Chloration	7,30				
	4003	Rivière	Avancé	7,08	4028	Rivière	Filtration	7,34	406	4098	Rivière	Chloration	7,24			
201a	4007	Rivière	Avancé	7,37	203	4029	Rivière	Filtration	7,38	4099	Lac	Chloration	7,01			
	4008	Rivière	Avancé	7,43		4063	Rivière	Avancé	8,17	407	4087	Lac	Chloration	6,66		
	4041	Rivière	Avancé	7,02		4066	Rivière	Chloration	7,93	408	4020	Lac	Filtration	8,00		
	4044	Rivière	Avancé	7,18		4086	Rivière	Chloration	7,33	502	4075	Lac	Chloration	6,62		
	4048	Rivière	Avancé	7,01		301	4105	Lac	Filtration	7,02	601	4025	Lac	Chloration	6,91	
	4053	Rivière	Avancé	7,56		304	4011	Rivière	Filtration	7,14		4069	Lac	Filtration	6,95	
	4054	Lac	Avancé	7,56												

\* Chloration : Chloration simple; Filtration : Chloration plus filtration; Avancé : Traitement avancé



# **Annexe D :**

## **Variables climatiques prédites et probabilités estimées que les concentrations futures de TTHM dépassent un seuil de 80 µg/L (Chapitre 5)**

Cette annexe présente les variables climatiques (précipitations et température) prédites ainsi que les probabilités estimées que les concentrations futures de TTHM dépassent le seuil visé par système d’approvisionnement en eau potable (SAEP). Les variables climatiques représentent des moyennes de précipitations et température pour tous les scénarios d’émission l’ensemble des modèles climatiques par saison et période prédite (2010-2039 : 2020; 2040-2069 : 250; 2070-2099 : 2080). Afin d’alléger la quantité d’information présentée, nous avons combiné les résultats de tous les scénarios d’émissions puisque, dans la majorité des cas, il n’y avait pas de différences significatives entre les scénarios d’émission (section 5.3.2.1).

**Tableau E1** : Température estimée (°C)

**Tableau E2** : Précipitation estimée (mm/10-jours)

**Tableau E3** : Probabilité estimée (%)

**Tableau E1 : Température estimée (°C)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
101	4026	0,8	2,4	3,8	3,9	5,2	6,4	21,3	22,7	24,0	20,8	21,9	23,2	13,1	14,4	15,8
	4032	-0,8	0,8	2,2	8,4	9,7	10,9	26,1	27,4	28,8	15,3	16,4	17,8	12,8	14,1	15,4
	4033	-1,5	0,2	1,5	10,4	11,6	12,8	25,1	26,4	27,8	12,7	13,8	15,1	11,7	13,0	14,3
	4035	0,8	2,4	3,8	6,0	7,3	8,5	23,8	25,2	26,5	17,8	18,9	20,3	12,1	13,5	14,8
	4037	-1,6	0,1	1,5	12,1	13,3	14,5	25,5	26,9	28,2	15,6	16,7	18,0	13,7	15,1	16,4
	4039	-0,2	1,4	2,8	6,4	7,6	8,8	23,7	25,0	26,4	20,0	21,1	22,4	12,5	13,8	15,1
	4045	-2,4	-0,7	0,7	7,4	8,6	9,8	25,4	26,8	28,1	16,0	17,1	18,4	12,2	13,5	14,8
	4013	0,0	1,6	3,0	13,1	14,4	15,5	25,5	26,8	28,2	12,5	13,6	14,9	12,0	13,3	14,7
4014	1,3	3,0	4,4	0,9	2,2	3,3	22,1	23,4	24,8	22,0	23,1	24,4	11,6	12,9	14,2	
4015	-2,9	-1,3	0,1	2,8	4,0	5,3	22,7	24,0	25,4	17,6	18,7	20,0	10,1	11,4	12,7	
4017	-2,5	-0,8	0,6	6,8	8,0	9,2	23,3	24,6	25,8	15,9	17,1	18,4	10,5	11,9	13,2	
4019	-1,6	0,0	1,5	10,6	11,8	13,0	24,7	26,0	27,4	18,7	19,8	21,1	14,5	15,8	17,1	
4022	-3,2	-1,6	-0,1	-2,2	-1,0	0,3	18,4	19,7	21,0	19,6	20,6	22,0	8,1	9,4	10,8	
102	4024	-1,4	0,2	1,7	5,2	6,4	7,6	23,1	24,4	25,7	17,8	18,9	20,2	11,9	13,2	14,5
4031	5,8	7,5	8,9	2,3	3,5	4,7	24,2	25,5	26,9	22,7	23,8	25,2	17,0	18,3	19,7	
4038	-3,7	-2,0	-0,6	5,3	6,5	7,7	20,7	22,0	23,4	15,8	16,9	18,2	10,2	11,5	12,8	
4042	0,3	1,9	3,3	3,0	4,3	5,5	21,5	22,8	24,2	18,7	19,9	21,2	10,9	12,2	13,5	
4057	-2,1	-0,4	1,0	3,5	4,7	5,9	22,5	23,8	25,1	16,8	17,9	19,2	10,2	11,5	12,8	
4059	-3,6	-2,0	-0,5	9,2	10,4	11,6	25,3	26,6	27,9	18,0	19,1	20,4	15,0	16,2	17,5	
4107	-0,8	0,8	2,2	6,7	7,8	9,1	22,4	23,7	25,1	18,9	20,1	21,4	11,9	13,2	14,5	
103	4043	-4,8	-3,1	-1,7	5,7	6,9	8,1	23,1	24,4	25,8	14,9	16,0	17,3	9,7	11,0	12,4
	4046	1,2	2,8	4,3	0,2	1,4	2,6	17,7	18,9	20,3	19,5	20,5	21,9	9,7	11,0	12,4
	4077	-5,2	-3,5	-1,8	3,5	4,6	5,7	22,4	23,6	24,9	13,2	14,2	15,5	8,5	9,8	11,0
	4106	-1,2	0,5	2,2	1,5	2,6	3,6	21,8	23,0	24,3	11,7	12,8	14,0	9,8	11,0	12,3
104	4060	-1,2	0,4	1,7	0,7	1,8	2,7	19,7	20,9	21,9	18,9	19,9	20,9	9,5	10,7	11,8
	4061	0,0	1,6	3,1	1,4	2,4	3,4	20,4	21,6	22,8	16,1	17,1	18,3	8,4	9,6	10,9
	4062	-1,6	0,0	1,6	4,0	5,1	6,4	18,3	19,5	20,7	14,8	15,8	17,1	9,8	11,0	12,3
	4078	0,5	2,1	3,7	0,6	1,6	2,7	18,4	19,5	20,7	15,1	16,1	17,4	8,3	9,3	10,6
	4081	0,5	2,1	3,7	2,0	3,0	4,1	23,1	24,2	25,4	15,7	16,7	18,0	8,3	9,4	10,6
	4101	-4,3	-2,6	-1,0	5,4	6,5	7,5	22,4	23,5	24,8	13,7	14,7	15,9	8,0	9,2	10,5
201a	4003	-2,2	-0,7	0,7	8,3	9,5	10,7	23,5	24,8	26,2	14,7	15,9	17,2	10,5	11,8	13,1
	4007	-3,2	-1,7	-0,3	7,8	9,0	10,2	24,8	26,2	27,6	15,3	16,5	17,9	10,0	11,4	12,7
	4008	-1,9	-0,4	1,0	7,8	8,6	10,2	25,3	26,7	28,1	14,8	16,0	17,4	12,2	13,4	14,9
	4041	-4,2	-2,7	-1,4	13,7	14,9	16,1	23,4	24,8	26,1	11,3	12,5	13,8	10,9	12,2	13,5
	4044	0,1	1,6	3,0	4,5	5,7	6,9	23,7	25,0	26,4	19,8	20,9	22,2	11,9	13,2	14,5
	4048	-3,4	-1,8	-0,5	14,4	15,7	16,8	24,6	26,0	27,4	12,4	13,6	14,9	12,7	14,0	15,3
	4053	-3,7	-2,2	-0,9	12,4	13,7	14,9	25,8	27,2	28,6	12,7	13,9	15,3	12,1	13,4	14,8
	4054	-2,6	-1,1	0,2	10,3	11,6	12,8	25,2	26,6	28,1	14,5	15,6	17,0	11,7	13,1	14,4
	4067	-1,2	0,4	1,7	0,4	1,6	2,8	22,7	24,1	25,5	22,2	23,4	24,8	11,0	12,4	13,7
	4068	0,0	1,6	2,9	0,2	1,5	2,7	22,8	24,2	25,6	20,3	21,5	22,9	11,4	12,7	14,1

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E1 (suite) : Température estimée (°C)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
201b	4002	-1,5	0,1	1,5	8,5	9,8	11,0	25,5	26,8	28,2	18,4	19,5	20,9	12,5	13,8	15,1
	4016	0,5	2,1	3,5	6,5	7,8	9,0	23,4	24,7	26,1	20,8	22,0	23,3	11,8	13,1	14,5
	4021	-3,0	-1,3	0,1	8,3	9,6	10,8	-	-	-	20,2	21,3	22,6	10,9	12,2	13,5
	4034	-1,4	0,1	1,5	10,2	11,5	12,7	25,9	27,2	28,6	16,2	17,3	18,6	12,7	14,0	15,3
	4049	0,3	1,9	3,4	2,4	3,7	5,0	24,3	25,7	27,0	18,5	19,6	21,0	10,7	12,1	13,5
	4051	-1,4	0,1	1,5	7,8	9,0	10,2	25,4	26,8	28,2	18,7	19,8	21,1	12,5	13,8	15,1
	4052	-1,0	0,6	2,0	1,1	2,4	3,6	24,1	25,5	26,9	18,8	20,0	21,3	12,2	13,6	14,9
	4058	-1,5	0,0	1,3	10,7	11,9	13,1	26,2	27,6	29,0	15,5	16,7	18,1	12,7	14,1	15,4
	4090	-0,1	1,6	3,0	6,0	7,3	8,5	25,3	26,7	28,0	19,8	20,9	22,3	12,8	14,1	15,5
	4095	0,2	1,8	3,1	4,0	5,2	6,4	24,4	25,8	27,2	21,2	22,4	23,7	13,2	14,5	15,8
	4096	0,6	2,2	3,5	6,9	8,2	9,4	24,6	26,0	27,4	18,2	19,3	20,7	12,6	14,0	15,3
	4100	-1,5	0,1	1,4	8,8	10,1	11,2	25,4	26,7	28,1	16,9	18,0	19,4	12,4	13,7	15,0
	4103	-2,3	-0,8	0,5	10,5	11,8	13,0	24,7	26,1	27,4	16,7	17,8	19,1	13,3	14,6	15,9
4109	1,9	3,5	5,0	5,1	6,4	7,6	24,2	25,5	26,9	19,6	20,7	22,0	12,1	13,5	14,8	
202	4001	-3,7	-2,1	-0,6	7,0	8,3	9,5	24,5	25,8	27,1	14,3	15,4	16,7	10,5	11,8	13,2
	4018	1,3	3,0	4,4	-1,1	0,2	1,4	20,5	21,8	23,1	20,5	21,6	22,9	9,9	11,2	12,5
	4040	-3,3	-1,6	-0,2	8,8	10,1	11,3	23,5	24,8	26,1	14,9	16,0	17,3	10,7	12,0	13,3
	4055	-2,9	-1,2	0,2	2,5	3,7	4,9	22,1	23,4	24,7	19,4	20,5	21,8	10,3	11,6	13,0
	4076	-5,0	-3,4	-2,0	3,9	5,1	6,3	22,8	24,0	25,4	15,0	16,1	17,4	9,2	10,5	11,8
	4088	-4,3	-2,7	-1,2	8,3	9,5	10,7	25,5	26,8	28,1	14,4	15,5	16,8	11,0	12,3	13,6
	4092	-1,2	0,5	1,9	-0,7	0,5	1,7	22,6	23,9	25,2	19,1	20,2	21,5	10,7	12,0	13,3
	4097	-1,4	0,2	1,6	9,5	10,7	11,9	-	-	-	19,9	21,0	22,3	10,9	12,2	13,5
	4104	-4,1	-2,5	-1,0	8,5	9,7	10,9	25,1	26,4	27,7	19,0	20,1	21,4	11,3	12,6	13,9
	4108	-3,3	-1,7	-0,3	9,0	10,2	11,4	23,9	25,2	26,6	17,3	18,4	19,7	10,9	12,2	13,5
4110	-3,6	-2,0	-0,6	7,2	8,4	9,6	22,1	23,4	24,8	12,4	13,4	14,8	9,5	10,8	12,2	
203	4027	1,2	2,8	4,1	3,6	4,8	5,9	22,7	24,0	25,5	19,4	20,6	21,9	11,6	12,9	14,2
	4028	1,2	2,8	4,1	3,7	4,9	6,1	22,7	24,1	25,5	20,2	21,4	22,7	11,5	12,9	14,2
	4029	1,2	2,8	4,1	3,7	4,9	6,1	23,2	24,6	26,0	19,0	20,2	21,5	11,8	13,1	14,4
	4063	-0,6	1,0	2,3	5,6	6,8	8,0	24,1	25,5	26,9	18,0	19,2	20,5	11,2	12,6	13,9
	4066	-1,9	-0,3	1,0	11,1	12,3	13,4	25,1	26,5	27,9	16,3	17,5	18,8	12,6	14,0	15,3
	4086	-0,6	1,0	2,3	4,5	5,7	6,9	25,2	26,6	28,0	18,2	19,3	20,7	12,1	13,4	14,6
301	4105	-6,0	-4,5	-3,2	11,2	12,4	13,4	24,2	25,5	26,8	11,8	13,0	14,2	11,1	12,4	13,6
304	4011	0,5	2,1	3,4	2,8	4,1	5,2	22,6	24,0	25,4	18,5	19,7	21,0	10,5	11,8	13,2
	4030	1,1	2,7	4,0	3,0	4,2	5,4	22,7	24,0	25,4	19,1	20,2	21,6	11,5	12,8	14,1
	4064	-4,1	-2,6	-1,2	8,9	10,1	11,2	24,3	25,7	27,1	12,0	13,2	14,5	10,3	11,6	12,9
	4073	-2,0	-0,4	0,9	2,6	3,8	5,0	22,2	23,6	25,0	17,8	18,9	20,3	11,1	12,4	13,8

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E1 (suite) : Température estimée (°C)**

R.N.	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
305	4004	0,1	1,7	3,0	-0,2	1,1	2,2	22,4	23,7	25,1	19,9	21,0	22,3	9,8	11,1	12,4
	4005	-0,3	1,2	2,6	3,7	4,9	6,0	23,7	25,0	26,4	17,6	18,7	20,0	11,2	12,5	13,8
	4006	-0,3	1,2	2,6	3,7	4,9	6,0	23,8	25,1	26,5	17,6	18,7	20,0	11,2	12,5	13,8
	4009	-0,7	0,9	2,2	6,7	7,9	9,1	24,5	25,9	27,3	19,7	20,8	22,2	12,6	13,9	15,2
	4010	-1,4	0,2	1,5	3,1	4,3	5,4	23,5	24,9	26,3	19,6	20,8	22,1	11,7	13,0	14,3
	4036	-4,1	-2,5	-1,2	9,6	10,8	12,0	24,3	25,6	27,0	11,3	12,5	13,8	11,5	12,8	14,1
	4047	-4,2	-2,6	-1,3	2,4	3,6	4,7	22,4	23,8	25,1	16,8	17,9	19,2	9,8	11,1	12,4
	4050	-1,3	0,2	1,5	3,2	4,4	5,5	25,0	26,4	27,7	20,5	21,6	22,9	11,8	13,1	14,4
	4070	-0,9	0,7	2,0	3,8	5,1	6,2	24,5	25,9	27,3	19,8	20,9	22,3	12,6	13,9	15,2
	4071	-0,9	0,7	2,0	3,8	5,1	6,2	24,7	26,0	27,5	20,0	21,1	22,5	12,6	14,0	15,3
306	4072	-2,8	-1,2	0,1	-2,2	-1,0	0,1	22,7	23,9	25,2	15,7	16,8	18,0	8,3	9,6	10,9
308	4023	-5,2	-3,6	-2,2	10,5	11,7	13,0	24,6	25,9	27,2	13,6	14,7	16,0	10,3	11,6	13,0
	4065	-5,0	-3,3	-1,9	7,8	9,0	10,2	-	-	-	19,1	20,2	21,5	10,3	11,5	12,9
	4112	-1,3	0,4	1,8	2,0	3,2	4,4	21,6	22,9	24,2	17,7	18,8	20,1	10,2	11,5	12,8
309	4012	-4,6	-3,0	-1,6	8,3	9,5	10,7	25,5	26,8	28,1	16,7	17,8	19,1	10,5	11,8	13,1
	4056	-2,1	-0,4	1,0	3,7	4,9	6,1	23,0	24,2	25,6	15,6	16,7	18,0	8,9	10,2	11,5
	4091	-4,6	-3,0	-1,5	7,8	9,0	10,2	25,6	26,9	28,2	16,5	17,6	18,9	9,3	10,6	12,0
401	4079	-4,9	-3,1	-1,5	-3,0	-2,0	-1,0	21,2	22,3	23,6	18,8	19,9	21,2	7,1	8,4	9,7
	4080	-4,5	-2,7	-1,0	-1,4	-0,4	0,6	22,3	23,4	24,6	18,8	19,9	21,2	7,9	9,2	10,5
	4082	-3,0	-1,1	0,5	6,3	7,3	8,3	21,2	22,3	23,5	17,2	18,3	19,5	8,3	9,6	11,0
	4083	-3,0	-1,2	0,5	-3,6	-2,6	-1,6	21,0	22,2	23,4	17,9	19,0	20,2	8,1	9,3	10,6
	4084	-4,6	-2,8	-1,1	-1,0	0,1	1,1	21,9	23,0	24,3	16,4	17,5	18,8	8,2	9,4	10,7
	4089	-4,5	-2,6	-1,0	0,4	1,5	2,5	22,6	23,7	25,0	15,6	16,7	18,0	8,5	9,8	11,1
	4093	-2,4	-0,5	1,1	-1,5	-0,4	0,6	20,2	21,4	22,6	18,7	19,7	21,0	8,5	9,8	11,1
404	4074	-2,3	-0,5	1,1	-4,1	-3,1	-2,1	20,6	21,8	23,1	19,4	20,5	21,8	8,4	9,7	11,0
	4085	-5,2	-3,4	-1,8	4,9	6,0	7,0	21,2	22,4	23,6	12,0	13,0	14,3	8,2	9,5	10,8
406	4094	-2,6	-0,9	0,8	0,2	1,2	2,2	19,1	20,2	21,5	17,4	18,4	19,6	8,5	9,7	11,0
	4098	-1,6	0,1	1,8	-2,2	-1,1	-0,1	18,5	19,7	20,9	17,7	18,7	19,9	8,7	9,9	11,2
	4099	-1,6	0,0	1,6	-1,4	-0,4	0,7	18,5	19,7	20,9	17,6	18,6	19,9	8,3	9,5	10,8
407	4087	-5,1	-3,3	-1,6	-12,3	-11,4	-10,5	9,6	10,5	11,7	14,5	15,5	16,8	4,6	5,7	7,0
408	4020	-2,3	-0,6	1,0	-1,5	-0,4	0,5	17,0	18,2	19,4	17,1	18,0	19,3	9,0	10,2	11,4
502	4075	-4,0	-2,4	-0,8	-1,2	-0,2	0,7	17,6	18,8	20,0	14,1	15,0	16,3	7,3	8,4	9,7
601	4025	-3,2	-1,6	-0,3	-1,0	0,2	1,3	22,3	23,6	25,0	15,5	16,7	17,9	8,4	9,7	11,0
	4069	-4,5	-2,9	-1,6	2,8	4,0	5,0	22,7	24,0	25,4	15,8	17,0	18,2	9,2	10,5	11,7

\* R.N. : Région naturelle



**Tableau E2 : Précipitation estimée (mm/10-jours)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
101	4026	4,2	4,3	4,5	17,0	17,5	18,1	50,6	49,8	49,3	37,7	38,1	38,3	29,1	29,1	29,2
	4032	13,0	13,2	13,4	13,1	13,7	14,6	37,9	37,2	36,7	14,9	15,3	15,4	19,7	19,9	20,1
	4033	9,9	10,0	10,2	38,8	39,4	40,3	44,3	43,5	43,1	32,7	33,0	33,2	31,4	31,5	31,7
	4035	27,9	28,1	28,3	12,7	13,4	14,3	54,0	53,3	52,6	49,1	49,4	49,6	35,9	36,0	36,2
	4037	10,8	10,9	11,1	30,4	31,1	32,0	71,1	70,4	69,9	38,5	38,8	39,0	40,2	40,3	40,4
	4039	1,9	2,0	2,1	9,2	9,9	10,8	27,2	26,5	26,0	38,4	38,7	38,9	19,2	19,3	19,4
	4045	6,3	6,4	6,5	22,9	23,4	24,2	65,1	64,4	63,8	43,4	43,8	43,9	35,5	35,6	35,7
102	4013	9,8	9,9	10,2	32,4	33,0	33,9	53,9	53,3	52,9	22,8	23,2	23,4	28,9	29,0	29,3
	4014	16,9	17,0	17,1	15,0	15,7	16,6	47,9	47,2	46,7	47,2	47,5	47,7	31,7	31,8	32,0
	4015	0,1	0,2	0,3	15,0	15,5	16,3	47,1	46,6	45,8	38,5	38,9	39,1	25,6	25,8	25,9
	4017	0,8	0,9	0,9	22,3	23,0	23,9	73,8	73,1	72,5	35,3	35,6	35,8	33,4	33,4	33,5
	4019	14,2	14,4	14,6	20,4	20,9	21,8	32,0	32,0	31,3	18,4	18,8	19,0	22,1	22,4	22,4
	4022	8,4	8,6	8,7	15,0	15,6	16,4	72,8	72,6	71,9	55,5	55,9	56,1	37,9	38,1	38,3
	4024	6,2	6,3	6,5	10,7	11,1	11,8	46,6	46,6	45,9	45,2	45,6	45,8	28,3	28,5	28,6
	4031	12,4	12,5	12,7	12,1	12,8	13,7	39,4	38,8	38,1	19,1	19,5	19,7	26,3	26,2	26,0
	4038	3,2	3,2	3,3	46,2	46,7	47,7	26,5	26,6	26,0	22,3	22,7	22,9	23,0	23,3	23,4
	4042	6,9	7,1	7,3	30,6	31,3	32,2	49,9	49,2	48,7	36,1	36,4	36,6	30,9	31,0	31,2
	4057	15,5	15,6	15,9	16,5	17,0	17,6	44,0	43,8	43,2	30,4	30,8	31,0	26,6	26,8	26,9
4059	18,2	18,3	18,4	36,4	36,9	37,8	31,4	31,4	30,8	25,5	25,9	26,1	27,9	28,2	28,3	
4107	11,1	11,2	11,4	32,7	33,3	34,1	50,5	50,2	49,5	28,9	29,2	29,4	29,7	29,9	30,2	
103	4043	3,6	3,6	3,7	34,6	35,1	36,0	44,9	45,0	44,4	40,3	40,8	41,0	30,9	31,1	31,3
	4046	2,2	2,3	2,5	16,5	17,0	17,9	33,1	33,2	32,6	19,7	20,1	20,3	16,7	16,9	17,0
	4077	4,8	4,9	5,0	16,9	17,3	18,4	35,9	36,2	35,5	47,3	48,2	48,6	26,2	26,6	26,9
	4106	18,2	18,4	18,5	19,1	19,4	20,2	15,2	15,5	14,8	28,4	29,1	29,4	19,5	19,8	19,9
104	4060	3,3	3,3	3,4	9,5	9,7	10,5	23,6	23,5	23,4	33,8	34,4	34,6	17,5	17,7	18,0
	4061	4,7	4,8	4,9	19,9	20,1	20,8	21,0	20,8	20,7	40,3	40,9	41,1	18,3	18,5	18,6
	4062	3,7	3,8	3,9	10,8	11,1	11,5	25,0	24,6	24,5	27,6	27,9	28,0	17,7	17,7	17,8
	4078	0,0	0,0	0,0	8,1	8,4	9,1	35,4	35,8	35,1	20,3	20,9	21,2	15,1	15,4	15,7
	4081	0,0	0,0	0,0	10,7	11,0	11,9	53,9	54,3	53,6	26,8	27,6	28,1	18,1	18,6	19,1
	4101	1,8	1,9	1,9	21,9	22,2	23,3	45,0	45,4	44,6	10,2	11,1	11,5	16,6	17,1	17,3
201a	4003	7,4	7,5	7,7	29,7	30,4	31,3	37,7	37,4	36,9	25,4	25,8	26,2	24,0	24,3	24,4
	4007	6,8	6,9	7,1	25,4	25,8	26,5	53,9	53,5	53,0	44,4	44,8	45,2	30,2	30,4	30,6
	4008	20,1	20,3	20,4	24,9	25,3	25,8	28,8	28,5	27,9	32,8	33,2	33,6	26,8	27,0	27,1
	4041	3,7	3,8	3,9	35,9	36,6	37,5	25,1	24,8	24,3	32,2	32,6	33,1	23,4	23,7	23,8
	4044	6,4	6,5	6,7	25,4	26,1	27,0	55,0	54,8	54,2	23,6	24,0	24,4	27,6	27,8	28,1
	4048	3,1	3,3	3,4	31,0	31,7	32,6	31,2	31,0	30,4	23,0	23,5	23,9	22,1	22,3	22,4
	4053	24,9	25,1	25,3	55,6	56,2	57,1	39,5	39,1	38,6	19,0	19,4	19,8	33,5	33,7	33,9
	4054	20,3	20,5	20,7	31,3	31,8	32,7	45,4	45,1	44,6	18,9	19,3	19,7	29,1	29,4	29,7
	4067	14,5	14,7	14,8	25,4	25,9	26,8	44,0	43,7	43,2	37,3	37,7	38,1	30,3	30,5	30,7
	4068	21,0	21,2	21,4	18,5	19,0	19,8	43,1	42,8	42,3	18,7	19,1	19,5	24,9	25,1	25,4

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E2 (suite) : Précipitation estimée (mm/10-jours)**

R.N.*	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
201b	4002	24,5	24,7	24,9	31,8	32,5	33,5	34,9	34,5	33,8	41,5	41,9	42,1	33,4	33,7	33,9
	4016	4,7	4,9	5,2	25,1	25,7	26,7	51,2	50,6	49,9	38,2	38,6	38,7	29,1	29,3	29,6
	4021	5,1	5,2	5,2	30,7	31,4	32,3				30,8	31,1	31,3	23,8	24,1	24,5
	4034	0,3	0,4	0,6	21,1	21,6	22,5	53,0	52,5	51,9	23,7	24,1	24,5	24,5	24,7	24,9
	4049	4,7	4,7	4,8	20,0	20,6	21,6	63,6	63,0	62,3	30,2	30,6	30,8	28,2	28,3	28,4
	4051	24,6	24,8	25,0	33,8	34,4	35,3	41,0	40,7	40,1	44,5	44,9	45,3	36,0	36,3	36,6
	4052	6,9	6,9	7,0	25,5	26,2	27,1	45,9	45,3	44,6	31,9	32,3	32,5	28,8	28,9	28,9
	4058	12,1	12,3	12,5	16,5	17,0	17,8	28,4	27,9	27,4	21,6	22,0	22,3	19,6	19,8	20,0
	4090	13,8	13,9	14,2	20,9	21,6	22,5	53,7	53,1	52,4	31,9	32,3	32,4	30,1	30,2	30,4
	4095	15,7	15,9	16,0	23,7	24,3	25,3	57,8	57,4	56,8	25,4	25,8	26,2	31,5	31,7	32,0
	4096	19,4	19,5	19,7	26,2	26,8	27,8	54,7	54,3	53,7	32,7	33,2	33,5	33,7	33,8	34,0
	4100	21,9	22,0	22,2	30,6	31,2	32,1	29,0	28,8	28,1	34,3	34,7	35,1	28,9	29,2	29,4
	4103	2,5	2,6	2,6	11,7	12,2	12,9	36,9	36,4	35,7	27,9	28,3	28,7	21,0	21,2	21,3
4109	14,1	14,3	14,5	29,6	30,2	31,1	38,1	37,6	36,8	37,6	37,9	38,2	28,9	29,0	29,1	
202	4001	13,5	13,6	13,8	34,2	34,9	35,8	45,9	45,7	45,1	34,0	34,4	34,6	31,9	32,2	32,3
	4018	9,1	9,2	9,3	21,8	22,3	23,1	34,0	33,8	33,1	48,1	48,5	48,7	28,0	28,2	28,3
	4040	11,3	11,5	11,8	30,9	31,6	32,5	58,4	57,8	57,1	30,6	30,9	31,2	32,1	32,3	32,5
	4055	13,8	14,0	14,1	25,6	26,1	26,8	72,1	71,9	71,1	31,4	31,8	32,0	34,9	35,2	35,3
	4076	3,4	3,5	3,6	34,8	35,4	36,3	60,2	60,0	59,3	28,5	28,9	29,1	31,7	32,0	32,0
	4088	8,8	8,9	9,1	32,9	33,6	34,5	25,1	24,9	24,2	43,4	43,8	44,0	27,5	27,8	27,9
	4092	8,9	9,1	9,4	22,0	22,6	23,5	50,9	50,7	49,9	39,3	39,7	39,9	31,5	31,7	31,8
	4097	2,4	2,4	2,5	33,6	34,6	35,2				37,3	37,7	37,9	25,9	26,3	26,6
	4104	15,3	15,4	15,6	31,1	31,8	32,7	43,5	43,3	42,6	37,6	38,0	38,2	31,0	31,4	31,7
	4108	17,3	17,5	17,7	31,8	32,5	33,4	65,5	64,9	64,2	15,2	15,6	15,8	26,2	26,4	26,7
4110	2,8	2,8	2,9	15,1	15,6	16,5	27,4	27,5	26,8	34,8	35,2	35,4	20,0	20,3	20,4	
203	4027	5,6	5,7	5,9	21,3	21,8	22,5	32,3	32,4	31,6	34,6	35,0	35,4	23,5	23,8	23,9
	4028	5,5	5,6	5,8	22,5	23,0	23,7	28,9	29,0	28,2	38,6	39,0	39,4	23,4	23,7	23,8
	4029	5,6	5,7	5,9	22,8	23,3	24,0	34,4	34,1	33,5	43,8	44,2	44,7	26,5	26,6	26,8
	4063	5,6	5,8	5,9	21,2	21,8	22,6	39,4	39,2	38,6	24,5	25,0	25,4	21,7	22,0	22,1
	4066	7,2	7,3	7,5	23,2	23,8	24,6	39,4	39,2	38,7	24,2	24,6	25,0	23,5	23,7	23,8
	4086	0,0	0,0	0,0	13,5	14,1	14,9	68,3	68,3	67,5	18,6	19,0	19,4	24,9	25,2	25,4
301	4105	2,1	2,1	2,1	17,3	17,8	17,6	29,7	29,5	30,1	13,4	13,8	13,7	16,4	16,6	16,7
304	4011	16,4	16,6	16,8	25,1	25,7	26,5	34,0	33,6	33,1	33,6	34,0	34,4	26,6	26,8	27,1
	4030	8,2	8,3	8,4	23,9	24,4	25,2	34,0	33,7	33,1	43,6	44,0	44,4	27,5	27,7	27,8
	4064	1,5	1,6	1,7	17,0	17,6	18,5	31,7	31,5	30,9	20,2	20,7	21,2	17,6	17,9	18,1
	4073	12,1	12,2	12,2	18,5	19,0	19,8	40,7	40,3	39,8	49,2	49,6	50,0	32,0	32,2	32,4

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E2 (suite) : Précipitation estimée (mm/10-jours)**

R.N.	SAEP	Hiver			Printemps			Été			Automne			Total		
		20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80	20	50	80
305	4004	9,5	9,7	9,9	33,2	33,9	34,8	42,5	42,2	41,7	24,2	24,6	25,0	26,3	26,6	26,9
	4005	14,0	14,2	14,4	24,1	24,8	25,6	76,1	75,8	75,3	33,0	33,5	33,9	36,8	37,1	37,3
	4006	14,0	14,2	14,4	24,1	24,8	25,6	76,1	75,8	75,3	33,0	33,5	33,9	36,8	37,1	37,3
	4009	10,7	10,9	11,1	26,9	27,6	28,4	35,2	34,9	34,4	22,4	22,8	23,2	23,8	24,1	24,3
	4010	10,7	10,9	11,1	20,4	21,0	21,9	39,0	38,7	38,2	23,6	24,1	24,5	23,4	23,7	24,0
	4036	3,6	3,7	3,9	30,6	31,2	32,1	25,2	24,9	24,4	20,6	21,0	21,4	20,9	21,1	21,3
	4047	4,3	4,4	4,4	7,1	7,4	7,9	38,8	38,8	38,2	35,0	35,4	35,9	22,1	22,3	22,4
	4050	2,0	2,1	2,2	19,2	19,8	20,7	43,1	42,8	42,3	49,9	50,3	50,7	28,5	28,8	29,0
	4070	21,6	21,8	21,9	20,6	21,2	22,0	47,5	47,1	46,6	65,7	66,2	66,6	39,4	39,5	39,7
	4071	21,6	21,8	21,9	20,6	21,2	22,0	60,5	60,1	59,6	32,3	32,7	33,1	35,3	35,5	35,7
306	4072	8,9	9,0	9,1	8,8	9,5	10,4	30,5	30,5	30,2	20,0	20,6	21,0	17,0	17,4	17,7
308	4023	4,8	4,9	5,0	37,8	38,5	39,4	34,3	34,1	33,6	51,6	52,0	52,2	32,7	33,0	33,2
	4065	9,5	9,6	9,7	22,3	22,8	23,5				37,1	37,5	37,7	26,5	26,8	27,2
	4112	10,6	10,7	10,9	20,8	21,4	22,1	43,6	43,4	42,9	36,6	37,0	37,2	28,2	28,4	28,5
309	4012	14,8	15,0	15,2	34,6	35,2	36,2	40,8	40,8	40,1	29,2	29,7	29,9	28,7	29,0	29,3
	4056	5,4	5,5	5,7	22,1	22,6	23,6	47,3	47,3	46,6	32,5	32,9	33,1	25,0	25,3	25,5
	4091	12,6	12,8	13,0	42,2	42,7	43,7	38,1	38,1	37,4	31,3	31,8	31,9	29,2	29,5	29,8
401	4079	4,3	4,5	4,6	13,3	13,9	14,7	34,1	34,4	34,1	21,9	22,7	23,3	17,4	17,8	18,2
	4080	8,0	8,2	8,3	19,0	19,9	21,0	25,7	26,0	25,7	21,9	22,7	23,3	18,2	18,7	19,2
	4082	0,6	0,7	0,8	20,8	21,6	22,7	42,9	43,3	43,0	35,8	36,6	37,2	20,9	21,4	21,7
	4083	5,7	5,9	6,0	16,7	17,3	18,1	54,6	54,9	54,6	23,5	24,3	25,0	25,1	25,6	25,9
	4084	8,8	8,9	9,0	4,8	5,6	6,6	45,9	46,2	45,8	19,8	20,6	21,2	19,8	20,3	20,7
	4089	8,8	8,9	9,0	14,3	15,1	16,1	34,4	34,7	34,3	24,1	24,8	25,5	20,4	20,9	21,2
	4093	4,7	4,8	5,0	9,4	10,1	10,9	34,6	34,9	34,5	24,6	25,3	25,9	17,9	18,4	18,7
404	4074	10,2	10,4	10,6	6,7	7,3	8,1	58,6	58,9	58,4	49,9	50,6	51,3	31,4	31,8	32,1
	4085	0,0	0,0	0,0	33,5	34,2	35,2	60,1	60,3	60,0	30,9	31,5	32,1	31,1	31,5	31,8
406	4094	14,2	14,3	14,4	19,5	20,0	21,0	20,0	20,2	19,8	47,5	48,3	48,6	25,3	25,7	26,0
	4098	4,3	4,4	4,4	15,5	15,9	16,6	45,6	45,9	45,4	58,6	59,4	59,8	31,9	32,2	32,4
	4099	4,3	4,4	4,4	19,8	20,1	20,9	44,5	44,8	44,2	58,6	59,4	59,8	31,8	32,2	32,4
407	4087	0,3	0,4	0,5	0,0	0,0	0,0	24,6	25,2	25,5	28,4	29,3	30,0	16,9	17,4	17,7
408	4020	14,2	14,4	14,6	13,8	14,0	14,6	48,5	48,7	48,3	53,9	54,7	55,1	35,3	35,7	35,8
502	4075	2,7	2,8	2,9	0,9	1,0	1,2	32,1	32,1	31,8	21,2	21,7	21,8	15,3	15,4	15,4
601	4025	6,6	6,6	6,6	20,5	21,0	20,6	51,5	51,6	52,5	15,1	15,7	15,7	23,4	23,7	23,9
	4069	0,0	0,0	0,0	14,4	14,8	14,7	43,3	43,4	43,7	31,6	32,3	32,1	22,3	22,6	22,6

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E3 : Probabilité estimée (%)**

R.N.*	SAEP	Période actuelle	Global - B1			Global - A1b			Global - A2			Régional - A2		
			2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080
101	4026	26,2	27,2	29,0	30,1	27,4	30,2	32,4	27,5	30,6	35,0	27,2	30,9	35,9
	4032	3,3	3,5	3,9	4,1	3,6	4,2	4,8	3,6	4,3	5,4	3,6	4,6	6,2
	4033	52,1	53,3	55,4	56,6	53,6	56,8	59,4	53,5	57,2	61,8	52,9	56,9	61,4
	4035	7,3	7,7	8,5	9,0	7,9	9,1	10,1	7,9	9,3	11,4	7,8	9,7	12,3
	4037	3,9	4,1	4,5	4,8	4,2	4,9	5,5	4,2	4,9	6,2	4,2	5,3	7,0
	4039	92,8	93,1	93,9	94,3	93,4	94,6	95,3	93,3	94,6	95,8	93,2	94,5	95,7
	4045	14,3	14,9	16,1	16,8	15,1	17,0	18,5	15,1	17,2	20,3	15,0	17,8	21,3
102	4013	3,1	3,3	3,7	3,9	3,4	4,0	4,5	3,4	4,0	5,0	3,4	4,3	5,7
	4014	11,8	12,4	13,5	14,3	12,6	14,4	15,8	12,6	14,6	17,7	12,4	14,9	18,6
	4015	19,4	20,2	21,6	22,5	20,3	22,6	24,4	20,4	22,9	26,5	20,0	23,0	26,9
	4017	38,9	39,8	41,5	42,4	40,1	42,7	44,7	40,0	42,9	46,8	39,6	42,8	46,5
	4019	15,3	16,0	17,4	18,2	16,3	18,4	20,2	16,3	18,7	22,2	16,4	19,3	23,5
	4022	7,3	7,7	8,5	9,0	7,8	9,1	10,1	7,9	9,3	11,5	7,8	9,5	12,1
	4024	28,0	28,9	30,7	31,7	29,2	31,9	34,0	29,2	32,2	36,3	29,2	32,6	37,1
	4031	55,5	56,5	58,5	59,6	57,0	60,0	62,2	56,9	60,3	64,3	56,8	60,7	65,1
	4038	1,9	2,0	2,3	2,4	2,1	2,5	2,8	2,1	2,5	3,2	2,1	2,6	3,5
	4042	22,3	23,2	24,8	25,8	23,4	26,0	28,0	23,5	26,3	30,3	23,2	26,6	31,1
	4057	44,0	45,0	46,8	47,8	45,3	48,1	50,4	45,2	48,4	52,6	44,9	48,2	52,4
	4059	57,4	58,6	60,5	61,7	58,7	61,8	64,2	58,8	62,2	66,6	58,3	61,8	66,3
	4107	9,8	10,3	11,3	11,9	10,4	11,9	13,3	10,5	12,2	14,8	10,3	12,3	15,2
103	4043	24,4	25,3	26,9	27,8	25,5	27,9	29,9	25,5	28,3	32,1	25,4	28,4	32,7
	4046	23,8	24,6	26,3	27,3	24,9	27,5	29,6	24,9	27,8	31,8	24,8	28,0	32,8
	4077	5,8	6,0	6,7	7,0	6,2	7,2	8,1	6,3	7,3	9,0	6,2	7,4	9,3
	4106	34,3	35,0	36,8	37,7	35,5	38,5	40,7	35,4	38,5	42,9	35,3	38,7	43,2
104	4060	47,8	48,5	50,1	51,1	48,9	51,8	53,9	48,8	51,9	55,8	49,1	52,0	54,7
	4061	2,3	2,4	2,7	2,8	2,5	2,9	3,3	2,5	2,9	3,7	2,5	3,0	3,9
	4062	3,1	3,3	3,7	3,9	3,3	3,9	4,4	3,4	4,0	5,0	3,3	3,9	5,0
	4078	47,3	48,1	49,9	50,9	48,5	51,6	53,8	48,3	51,6	55,8	48,4	51,1	55,7
	4081	5,1	5,3	5,8	6,1	5,4	6,3	7,1	5,5	6,4	8,0	5,4	6,2	7,8
	4101	2,9	3,0	3,3	3,5	3,1	3,6	4,0	3,1	3,6	4,6	3,1	3,7	4,7
201a	4003	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4	0,5
	4007	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,4	0,5	0,7	0,4	0,6	0,8
	4008	0,9	0,9	1,1	1,1	1,0	1,1	1,3	1,0	1,2	1,5	1,0	1,3	1,8
	4041	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,5	0,5	0,7	0,4	0,6	0,8
	4044	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4	0,4	0,6	0,4	0,5	0,6
	4048	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	0,4	0,5	0,7	0,4	0,6	0,8
	4053	1,0	1,0	1,2	1,2	1,1	1,3	1,4	1,1	1,3	1,7	1,1	1,4	2,0
	4054	10,0	10,5	11,5	12,0	10,6	12,2	13,4	10,7	12,3	14,9	10,6	13,0	16,4
	4067	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,8	0,5	0,7	1,0
	4068	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,9

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E3 (suite) : Probabilité estimée (%)**

R.N.*	SAEP	Période actuelle	Global - B1			Global - A1b			Global - A2			Régional - A2		
			2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080
201b	4002	2,3	2,4	2,7	2,8	2,4	2,9	3,3	2,4	2,9	3,7	2,4	3,1	4,1
	4016	27,9	28,8	30,5	31,5	29,1	31,7	33,8	29,0	31,9	36,0	28,6	32,3	36,8
	4021	10,5	11,1	12,0	12,7	11,1	12,6	14,0	11,2	13,0	15,7	10,7	12,5	15,4
	4034	1,5	1,6	1,8	1,9	1,6	1,9	2,2	1,6	2,0	2,5	1,6	2,1	2,9
	4049	1,4	1,4	1,6	1,7	1,5	1,7	2,0	1,5	1,8	2,3	1,5	1,9	2,6
	4051	2,2	2,4	2,6	2,8	2,4	2,8	3,2	2,4	2,9	3,7	2,4	3,0	4,1
	4052	1,5	1,6	1,8	1,9	1,6	2,0	2,2	1,7	2,0	2,5	1,6	2,1	3,0
	4058	4,7	5,0	5,6	5,9	5,1	6,0	6,7	5,1	6,1	7,6	5,1	6,6	8,8
	4090	25,0	25,9	27,5	28,4	26,1	28,6	30,6	26,1	28,9	32,7	25,8	29,3	33,8
	4095	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,8	0,9	0,6	0,8	1,0	0,6	0,8	1,1
	4096	2,0	2,1	2,3	2,5	2,1	2,5	2,8	2,1	2,6	3,3	2,1	2,7	3,7
	4100	1,0	1,0	1,2	1,2	1,0	1,3	1,4	1,1	1,3	1,7	1,1	1,4	1,9
	4103	1,0	1,1	1,2	1,3	1,1	1,3	1,5	1,1	1,3	1,7	1,1	1,4	1,9
	4109	27,6	28,5	30,3	31,2	28,8	31,5	33,6	28,8	31,8	35,8	28,6	32,1	36,5
202	4001	2,6	2,8	3,1	3,3	2,8	3,3	3,8	2,8	3,4	4,3	2,9	3,6	4,8
	4018	15,7	16,4	17,7	18,5	16,5	18,6	20,3	16,6	18,9	22,3	16,5	19,2	23,0
	4040	24,3	25,2	26,9	27,8	25,5	28,0	30,1	25,5	28,3	32,3	25,2	28,5	32,7
	4055	26,8	27,8	29,4	30,4	28,0	30,5	32,6	28,0	30,9	34,9	27,7	31,0	35,3
	4076	12,7	13,3	14,4	15,0	13,5	15,2	16,6	13,5	15,4	18,3	13,5	15,9	19,1
	4088	66,7	67,6	69,4	70,4	68,0	70,8	72,8	67,9	71,0	74,6	67,4	70,6	74,4
	4092	33,1	34,0	35,6	36,6	34,2	36,8	38,7	34,3	37,1	40,8	34,2	37,4	41,4
	4097	10,8	11,4	12,3	13,1	11,4	13,0	14,4	11,5	13,3	16,2	11,0	12,9	15,8
	4104	1,6	1,7	1,9	2,0	1,7	2,0	2,3	1,7	2,1	2,7	1,7	2,1	2,7
	4108	2,5	2,7	3,0	3,2	2,7	3,2	3,6	2,7	3,3	4,2	2,7	3,3	4,4
4110	2,2	2,3	2,6	2,7	2,4	2,8	3,2	2,4	2,8	3,6	2,4	3,0	4,1	
203	4027	36,0	37,0	38,8	39,8	37,2	40,0	42,1	37,2	40,3	44,4	36,9	40,8	45,5
	4028	33,0	34,0	35,7	36,7	34,2	36,9	39,0	34,2	37,3	41,3	33,9	37,8	42,4
	4029	18,2	19,0	20,5	21,3	19,2	21,4	23,1	19,3	21,8	25,3	19,1	22,3	26,6
	4063	95,6	95,8	96,3	96,6	96,0	96,7	97,1	95,9	96,7	97,4	95,9	96,8	97,5
	4066	90,5	90,9	91,8	92,4	91,3	92,7	93,5	91,1	92,7	94,1	91,0	92,7	94,2
	4086	95,1	95,4	95,9	96,2	95,6	96,3	96,8	95,5	96,3	97,1	95,4	96,3	97,1
301	4105	50,1	51,3	53,3	54,3	51,4	54,3	56,3	51,5	54,7	58,6	50,8	54,6	58,5
304	4011	3,2	3,4	3,7	4,0	3,4	4,0	4,5	3,4	4,1	5,2	3,4	4,3	5,9
	4030	32,5	33,5	35,3	36,3	33,7	36,5	38,5	33,8	36,8	40,9	33,5	37,2	41,9
	4064	24,5	25,4	27,0	27,9	25,6	28,1	30,0	25,6	28,4	32,3	25,4	28,8	33,2
	4073	7,8	8,2	9,0	9,5	8,3	9,6	10,6	8,3	9,8	12,1	8,2	10,2	13,4

\* R.N. : Région naturelle

**Tableau E3 (suite) : Probabilité estimée (%)**

R.N.*	SAEP	Période actuelle	Global - B1			Global - A1b			Global - A2			Régional - A2		
			2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080	2020	2050	2080
305	4004	18,3	19,1	20,5	21,4	19,2	21,4	23,1	19,3	21,8	25,3	19,0	22,2	26,4
	4005	20,8	21,6	23,0	23,9	21,7	24,0	25,7	21,8	24,3	27,9	21,3	24,5	28,6
	4006	43,6	44,6	46,4	47,4	44,8	47,6	49,7	44,8	47,9	51,8	44,4	48,0	52,2
	4009	49,4	50,4	52,3	53,4	50,7	53,6	55,8	50,7	53,9	58,0	50,2	54,0	58,3
	4010	62,9	63,7	65,6	66,6	64,2	66,9	69,0	64,0	67,1	70,8	63,6	67,1	71,0
	4036	6,2	6,5	7,2	7,6	6,6	7,7	8,6	6,7	7,8	9,7	6,6	8,3	10,8
	4047	43,4	44,4	46,1	47,1	44,5	47,2	49,1	44,6	47,5	51,3	44,2	47,5	51,5
	4050	5,6	5,9	6,5	6,9	5,9	7,0	7,8	6,0	7,1	8,9	5,9	7,5	9,8
	4070	5,6	5,9	6,5	6,9	5,9	7,0	7,8	6,0	7,1	8,9	6,0	7,6	10,2
	4071	2,4	2,6	2,9	3,0	2,6	3,1	3,5	2,6	3,1	4,0	2,6	3,4	4,7
306	4072	1,3	1,4	1,6	1,7	1,5	1,7	2,0	1,5	1,8	2,3	1,5	1,8	2,5
308	4023	5,9	6,2	6,8	7,2	6,3	7,3	8,2	6,3	7,4	9,2	6,3	7,7	9,8
	4065	2,6	2,8	3,0	3,3	2,7	3,2	3,6	2,8	3,3	4,3	2,7	3,2	4,2
	4112	52,9	53,8	55,6	56,6	54,1	57,0	59,1	54,1	57,2	61,1	53,7	57,1	61,1
309	4012	1,4	1,4	1,6	1,7	1,5	1,7	2,0	1,5	1,8	2,3	1,5	1,8	2,4
	4056	4,7	4,9	5,5	5,8	5,0	5,8	6,6	5,0	6,0	7,4	5,0	6,1	7,9
	4091	49,2	50,3	52,2	53,4	50,6	53,6	56,0	50,5	53,9	58,4	50,1	53,4	57,8
401	4079	60,5	61,2	63,0	64,0	61,6	64,7	66,9	61,4	64,7	68,6	61,6	64,7	68,6
	4080	94,4	94,6	95,3	95,6	94,8	95,8	96,4	94,7	95,8	96,8	94,8	95,8	96,8
	4082	20,7	21,3	22,7	23,5	21,6	23,9	25,7	21,7	24,1	27,5	21,6	24,3	28,1
	4083	94,6	94,8	95,5	95,8	95,0	96,0	96,5	94,9	95,9	96,9	95,0	95,9	96,8
	4084	25,0	25,7	27,2	28,0	26,0	28,4	30,2	26,1	28,6	32,2	25,9	28,8	32,8
	4089	97,0	97,1	97,5	97,7	97,2	97,8	98,1	97,2	97,8	98,3	97,2	97,8	98,3
	4093	21,8	22,5	23,9	24,7	22,7	25,1	26,9	22,9	25,3	28,8	22,7	25,4	29,4
	4074	15,0	15,6	16,8	17,5	15,8	17,9	19,5	16,0	18,1	21,3	15,8	18,4	22,5
404	4085	84,3	84,8	86,2	87,0	85,2	87,5	89,1	85,2	87,7	90,1	85,2	87,5	90,1
406	4094	93,7	93,9	94,6	95,0	94,1	95,2	95,9	94,0	95,2	96,3	94,2	95,2	96,3
	4098	95,4	95,6	96,1	96,3	95,7	96,5	97,0	95,6	96,5	97,3	95,7	96,5	97,3
	4099	96,9	97,0	97,4	97,5	97,1	97,7	98,0	97,0	97,7	98,2	97,1	97,6	98,2
407	4087	61,8	62,4	63,8	64,7	62,8	65,4	67,5	62,8	65,6	69,1	62,9	65,3	68,7
408	4020	53,0	53,7	55,4	56,3	54,1	57,0	59,0	54,0	57,0	60,9	54,1	56,9	60,5
502	4075	30,2	30,9	32,6	33,5	31,4	34,2	36,3	31,4	34,3	38,2	31,7	34,3	38,5
601	4025	49,8	50,8	52,6	53,5	51,0	53,7	55,6	51,0	54,0	57,6	50,5	53,8	57,7
	4069	2,5	2,7	3,0	3,1	2,7	3,2	3,6	2,7	3,3	4,2	2,7	3,4	4,4

\* R.N. : Région naturelle