

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

par

Lise Tremblay

**La production de trihalométhanes dans les systèmes
de distribution d'eau potable au Québec**

juin 1995



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

RÉSUMÉ

La production de trihalométhanes dans les systèmes de distribution d'eau potable

En 1984, le Ministère de l'environnement du Québec a mis sur pied un programme d'échantillonnage de l'eau potable dont l'objectif était la détection et la quantification des micropolluants organiques. Les résultats obtenus révèlèrent la présence de plusieurs produits de sous-chloration dont les principaux étaient les trihalométhanes (THMs). Un suivi de la concentration des THMs dans diverses municipalités fut ensuite effectué, afin de dresser un tableau plus global de la situation des THMs au Québec. La Division des Écosystèmes Urbains (D.E.U.) assure maintenant le suivi des campagnes d'échantillonnage.

La présente recherche fait partie intégrante de ce programme, puisque dans un premier temps, elle traite les résultats de la campagne d'un échantillonnage bi-mensuel effectué par le D.E.U. pour la période s'échelonnant de mai 1989 à avril 1990. Elle traite ensuite les résultats des campagnes d'échantillonnage effectuées à l'été 1993 et l'hiver 1994. A cette fin, un bilan de la production des sous-produits de la chloration a été établi en insistant particulièrement sur le taux de THMs dont les principaux composés sont: le chloroforme, le bromodichlorométhane, le dibromochlorométhane et le bromoforme. Les concentrations en THMs observées dans l'eau potable des réseaux sélectionnés sont, à une exception près, inférieures à la concentration maximale permise selon le Règlement sur l'eau potable, soit 350 µg/L.

Afin de mieux comprendre ce qui influence la production des THMs, une évaluation des principaux facteurs, tels la quantité de matières organiques, la température, le pH et la concentration du chlore résiduel, a été réalisée. Divers moyens pour mieux contrôler la production des THMs ont également été proposés. Cependant, chaque type d'eau possède des caractéristiques qui lui sont propres. Il est donc difficile d'établir des mesures générales qui pourraient s'appliquer à l'ensemble des sources d'eau.

Un modèle mathématique de prédiction a été créé afin d'estimer la production de THMs dans l'eau potable. Une étude statistique des résultats de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel a d'abord été réalisée. Des corrélations entre le carbone organique dissous (C.O.D.), la concentration de chlore résiduel libre et la température versus la production de THMs ont été effectuées. Une régression multiple a permis la formulation d'une équation de prédiction. La fiabilité de cette équation a été testée en effectuant des calculs prédictifs des concentrations des THMs, à partir des données des paramètres mesurés pour les campagnes été 1993 et hiver 1994. Des intervalles de confiance ont ensuite été déterminés. L'analyse statistique des résultats a permis d'expliquer 72% de la variation des THMs par les variations des trois descripteurs sélectionnés par la régression multiple soit, le C.O.D., la température et la concentration du chlore résiduel.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de maîtrise, **M. Michel Gagnon** et mon co-directeur **M. Raynald Côté**, professeurs à l'Université du Québec à Chicoutimi, pour leurs bons conseils et leur grande disponibilité.

Je remercie également **Mme Hélène Tremblay-Rousseau** (pharmacienne-toxicologue) de la D.E.U. qui m'a fourni de nombreux renseignements concernant les trihalométhanes et **Mme Chantal Jubinville**, professeure à l'UQAC, qui m'a aidée à réaliser l'interprétation statistique des données.

Je suis reconnaissante envers mon employeur, le **MENVIQ**, qui m'a permis d'utiliser les résultats d'analyse des THMs. J'ai donc pu, en plus de ma participation à quelques-unes des campagnes d'échantillonnage citées dans ce travail, avoir le plaisir d'interpréter et de traiter les résultats.

Je remercie tout particulièrement **M. Alain Aubin** et **M. Roland Turmel** du Centre de documentation du ministère de l'Environnement et de la Faune pour m'avoir aidé dans la recherche de documentation.

Enfin je désire exprimer ma gratitude envers toutes les personnes qui de près ou de loin ont contribué à l'élaboration de ce travail.

TABLE DES MATIERES

	page
RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIERES.....	iv
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ANNEXES.....	viii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1: La problématique des trihalométhanes.....	5
1.1 La chloration.....	6
1.2 La formation des sous-produits.....	6
1.2.1 La chimie du chlore.....	6
1.2.2 Les précurseurs.....	8
1.2.3 La formation de THMs.....	9
1.3 Les facteurs influençant la production des THMs.....	11
1.4 Des solutions pour la diminution des trihalométhanes.....	12
1.4.1 L'enlèvement des précurseurs.....	13
1.4.2 Le changement du type de traitement.....	14
1.4.2.1 Les combinaisons d'oxydants.....	16
1.4.3 L'élimination des THMs après leur formation.....	17
1.4.4 Les changements dans la chaîne de traitement.....	17
1.4.5 Le contrôle du réseau de distribution.....	18

CHAPITRE 2 : Matériel et méthode.....	19
2.1 Introduction.....	20
2.2 Lieux de prélèvements.....	20
2.3 Échantillonnage.....	20
2.4 Analyses.....	21
2.5 Les normes.....	21
2.6 Sélection et validation des données.....	22
2.7 Traitement des données.....	26
CHAPITRE 3: Résultats.....	18
3.1 Résultats pour les campagnes d'échantillonnage de 1985 à 1988.....	29
3.2 Campagne d'échantillonnage bi-mensuel (analyse qualitative).....	29
3.2.1 Sept-Îles.....	34
3.2.2 Ste-Foy.....	34
3.2.3 St-Anselme.....	35
3.2.4 Québec et Charny.....	35
3.2.5 Conclusion.....	36
3.3 Campagne d'échantillonnage été 93 et hiver 1994 (analyse qualitative).....	36
3.3.1 Échantillonnage été 93	37
3.3.2 Échantillonnage hiver 1994	39
3.3.3 Conclusion.....	39
CHAPITRE 4: Discussion.....	42
4.1 Analyse statistique.....	43
4.1.1 Introduction.....	43

4.1.2 Étude de l'analyse statistique.....	44
4.1.3 Validation de l'équation.....	55
4.1.4 Analyse des résidus.....	62
4.1.5 Limites du modèle.....	62
4.1.6 Vérification de valeurs prédictives.....	64
4.1.7 Les autres modèles.....	67
4.1.8 Discussion sur les hypothèses.....	69
 CONCLUSION.....	70
 BIBLIOGRAPHIE.....	72

LISTE DES FIGURES

	page
Figure 1 Modèle d'un composé humique.....	10
Figure 2 Situation des cinq municipalités de l'échantillonnage bi-mensuel.....	24
Figure 3 Deux différents types de traitement pour l'eau potable.....	27
Figure 4 Concentrations moyennes de THMs en fonction du lieu d'échantillonnage par municipalité.....	34
Figure 5 Relation entre le C.O.D. et la concentration de THMs mesurés sur le réseau des cinq municipalités.....	47
Figure 6 Relation entre la température et la concentration de THMs mesurées sur le réseau des cinq municipalités	48
Figure 7 Relation entre le chlore résiduel libre et la concentration de THMs mesurés sur le réseau des cinq municipalités.....	49
Figure 8 Relation entre le C.O.D., la température, le chlore résiduel libre et la concentration de THMs mesurés sur le réseau des cinq municipalités.....	56
Figure 9 Concentrations de THMs calculées et mesurées pour la campagne d'échantillonnage été 1993.....	58
Figure 10 Concentrations de THMs calculées et mesurées pour la campagne d'échantillonnage hiver 1994.....	60
Figure 11 Relation entre les concentrations de THMs calculées et mesurées.....	61
Figure 12 Probabilité normale des résidus standardisés.....	63

LISTE DES TABLEAUX

	<i>page</i>
Tableau 1 Municipalités sélectionnées avec leur type de traitement.....	25
Tableau 2 Résultats des campagnes d'échantillonnage effectuées entre 1985 et 1988.....	31
Tableau 3 Résumé d'une partie des résultats de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel.....	33
Tableau 4 Résumé des résultats d'analyse de la campagne d'échantillonnage été 1993.....	39
Tableau 5 Résumé des résultats d'analyse de la campagne d'échantillonnage hiver 1994.....	41
Tableau 6 Coefficients de corrélation pour les variables prises deux à deux.....	46
Tableau 7 Premier pas de la régression multiple.....	52
Tableau 8 Deuxième pas de la régression multiple.....	53
Tableau 9 Troisième pas de la régression multipe.....	54
Tableau 10 Comparaison entre les concentrations de THMs calculées et mesurées.....	57
Tableau 11 Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de chlore résiduel libre et de la température.....	65
Tableau 12 Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de C.O.D., une forte concentration de chlore résiduel libre et une température élevée.....	66
Tableau 13 Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de C.O.D., une faible concentration de chlore résiduel libre et une basse température.....	68

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 Formule chimique et nomenclature des THMs**
- Annexe 2 Procédures d'échantillonnage des THMs**
- Annexe 3 Tableaux des résultats d'analyse de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel**
- Annexe 4 Tableaux des résultats d'analyse des campagnes d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994**
- Annexe 5 Tableau des résultats pour les huit municipalités de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel 1989-1990**
- Annexe 6 Liste des intervalles de confiance**

INTRODUCTION

Dans le passé la propagation d'organismes pathogènes a occasionné de nombreuses épidémies. Il devint donc nécessaire de traiter les eaux destinées à la consommation. Dès la fin du 19ième siècle, l'application de la désinfection de l'eau permit le contrôle des maladies d'origine hydrique (fièvre typhoïde, choléra, dysenterie, amibiase salmonellose, giardiose, shigellose, hépatite A). L'utilisation d'oxydants s'avéra donc primordiale pour assurer la qualité bactériologique de l'eau potable. Le chlore est le produit le plus utilisé pour la désinfection de l'eau. Cependant, son emploi entraîne la formation de sous-produits indésirables dans l'eau finie, comme c'est le cas pour les THMs qui font l'objet de cette étude.

De nombreux auteurs ont exposé le processus et la cinétique de formation des THMs à partir des matières humiques et fulviques. Rook (1974) fut le premier à publier une étude, dans laquelle il avait décelé une quantité significative d'haloformes, produits lors du traitement de l'eau par chloration. Par la suite, Bellar et *al.* (1974) découvrirent la présence d'organohalides dans l'eau de consommation aux Etats-Unis. Un an plus tard, Rook fit une présentation plus complète de ses découvertes et détermina les divers facteurs influençant la production de THMs (Rook, 1975). Ce fut le point de départ d'une série de recherches visant à réévaluer la sécurité de la chloration des eaux de consommation. La découverte en 1976 de la formation de tumeurs chez les rats et les souris exposés au chloroforme provoqua l'intensification des recherches (Bull, 1982). L'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA) démarra la première enquête: la "National Organics Reconnaissance Survey" (Duke et *al.*., 1980). De 1976 à 1977, une enquête fut menée à l'échelle nationale par la Direction générale de la protection de la santé du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social du Canada (Santé et Bien-Etre Social Canada,

1977). Celle-ci révéla que l'origine de l'eau naturelle exerçait une influence sur le niveau de THMs détecté. Cependant, un faible degré de corrélation fut trouvé entre les concentrations d'halométhanes et le dosage du chlore ou les caractéristiques de l'eau. Parallèlement, la province d'Ontario procéda à l'analyse des halométhanes et autres composés organiques dans l'eau potable. Les résultats obtenus mettaient en évidence la formation d'halométhanes dans l'eau potable traitée par chloration (Tremblay-Rousseau, 1994).

Le Ministère de l'Environnement du Québec effectue depuis 1985, des campagnes d'échantillonnage afin de vérifier la présence de certains micropolluants dont les THMs, dans l'eau potable de diverses municipalités. Les résultats d'analyse démontrent que la majorité des réseaux d'eau potable distribuent une eau respectant la norme provinciale qui a été fixée à la concentration maximale de 350 μ g/L (Gazette officielle du Québec, 1984). Cependant, parce que la présence de THMs a été décelée dans l'eau de la quasi totalité des villes répertoriées, les campagnes d'échantillonnage se poursuivent.

Le but de ce travail consiste à établir un aperçu de la problématique des THMs dans l'eau potable au Québec, à proposer des solutions pour améliorer la situation et à fournir un outil de prédiction de la concentration de THMs, sous la forme d'une équation mathématique. Le modèle utilisé fait partie de l'archétype des modèles de phénomènes observables soit celui appelé "boîte noire", c'est-à-dire celui pour lequel une ou plusieurs entrées et d'une ou plusieurs sorties sont disponibles (De Marsily, 1994). Dans ce modèle seulement quelques paramètres jugés les plus importants ont été retenus et les données utilisées sont des mesures réelles. Les hypothèses suivantes ont également été vérifiées: il est plus avantageux de développer un modèle en tenant compte de tous les facteurs influençant la formation des THMs et un modèle conçu à partir d'observations empiriques fournit des prédictions plus réalistes (Engerholm et Amy, 1983). A ces fins, les objectifs suivants ont été poursuivis:

- 1- Décrire la problématique générale des THMs;
- 2- Proposer des solutions pour le contrôle des THMs;
- 3- Etudier les résultats des campagnes antérieures;
- 4- Effectuer l'étude qualitative des campagnes d'échantillonnage de 1989 à 1994;
- 5- Sélectionner les données nécessaires à l'élaboration d'un modèle mathématique;
- 6- Etablir la variabilité temporelle et spatiale de ces données;
- 7- Elaborer une équation de prédition des concentrations de THMs;
- 8- Vérifier la validité du modèle mathématique;
- 9- Explorer les possibilités d'utilisation du modèle.

La réalisation de ces objectifs est obtenue dans les chapitres suivants:

- Objectif 1- La problématique des THMs dans l'eau potable est expliquée dans le chapitre 1. Il contient la description des éléments participant à la formation des THMs et l'énumération des facteurs influençant leur production;
- Objectif 2- Des solutions visant à contrôler la production des THMs sont présentées à la fin du chapitre 1;
- Objectif 3- L'image de la situation des THMs dans l'eau potable au Québec est présentée au chapitre 3. Des tableaux contenant les résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées au Québec entre 1985 et 1989 démontrent la persistance du phénomène;
- Objectif 4- Dans le chapitre 3, les données de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel 1989-1990 et celles des campagnes été 1993 et hiver 1994 sont

étudiées.

- Objectif 5- La sélection des données est faite au chapitre 2. Celle-ci est réalisée afin de choisir les données appropriées pour la création d'une base de données destinée à l'établissement du modèle mathématique de prédiction;
- Objectif 6- Une évaluation des variations spatiales des données est effectuée dans le chapitre 2. Les variations temporelles sont étudiées au chapitre 3 par le biais d'une étude statistique basée sur douze mois;
- Objectif 7- Dans le chapitre 3, les données sont traitées à l'aide d'un programme informatisé. Une régression multiple servant à formuler une équation mathématique pour la prédiction de la concentration de THMs est effectuée.
- Objectif 8- Le modèle mathématique est vérifié dans le chapitre 4. Les données de la campagne d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994 sont utilisées pour établir le parallèle entre les concentrations prédites et celles mesurées lors des analyses en laboratoire;
- Objectif 9- Dans le chapitre 4, les limites du modèle sont explorées et des tableaux contenant les résultats de différentes prédictions calculées à l'aide de l'équation mathématique sont présentés.

L'étude se termine au chapitre des conclusions par une série de recommandations sur les applications et limites du modèle.

CHAPITRE 1

LA PROBLÉMATIQUE DES TRIHALOMÉTHANES

1.1 La chloration

La vulnérabilité de l'homme aux maladies infectieuses d'origine hydrique l'a incité à trouver des solutions afin de purifier l'eau de consommation. La première désinfection de l'eau a été expérimentée vers 1897, en utilisant une chloration temporaire. La première utilisation continue de chlore en tant que désinfectant de l'eau, a eu lieu vers 1904 en Angleterre (Duke et al., 1980). Ce traitement tout à fait innovateur offrait la possibilité d'améliorer la qualité esthétique de l'eau et de réduire l'incidence des maladies véhiculées par l'eau.

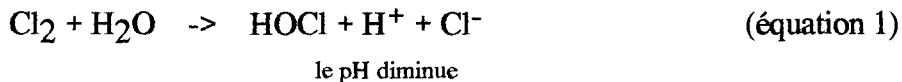
1.2 La formation des sous-produits

Le chlore est le type de traitement pour l'eau potable privilégié partout dans le monde. Il doit sa grande popularité à son efficacité bactéricide, sa facilité d'application, son faible coût d'achat et une bonne connaissance scientifique de son utilisation. Il présente par contre certains inconvénients, dont le principal est relié à la formation de sous-produits chlorés, formés lors de l'association du chlore et des précurseurs. Les plus importants sont les trihalométhanes (Ayotte et Larue, 1988). Afin de bien comprendre le mécanisme de leur formation, une description des substances participant à cette réaction est nécessaire.

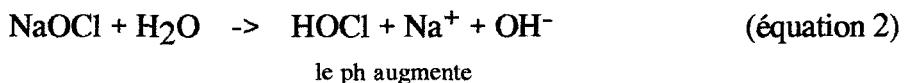
1.2.1 La chimie du chlore

Le chlore fait partie de la famille des halogènes et peut être disponible sous forme gazeuse (Cl_2) ou sous forme de composés solides solubles dans l'eau, comme par exemple l'hypochlorite de sodium (NaOCl). En milieu aqueux, le chlore s'hydrolise selon la réaction

suivante:



Lorsque l'hypochlorite de sodium est utilisé, la réaction suivante est obtenue:



Il s'établit ensuite un équilibre entre l'acide hypochloreux HOCl formé et l'ion hypochlorite OCl⁻:

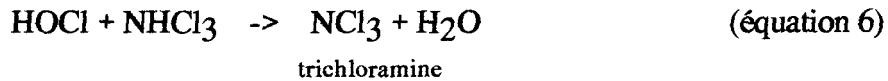
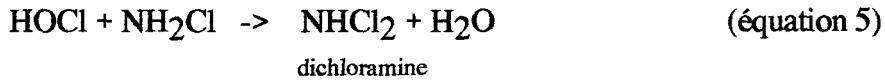
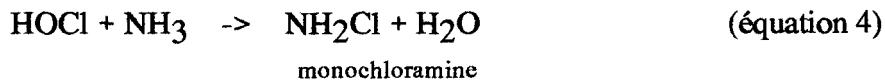


A 20°C, la constante de dissociation de cet acide est:

$$K_i = 2.62 \times 10^{-8}$$

A cette température, une quantité égale de OCl⁻ et HOCl avec un pH de 7.58 est obtenue (Jonhson et Jensen, 1986). La quantité relative de OCl⁻ et HOCl est fonction du pH. Ce dernier est donc un paramètre de première importance puisque l'acide hypochloreux est beaucoup plus efficace que l'ion OCl⁻.

Le chlore réagit très rapidement avec les composés azotés (acides aminés, ammoniac, nitrates, etc.) pour former les chloramines qui possèdent également un pouvoir désinfectant. Il y a trois espèces dans cette famille soit les monochloramines, les dichloramines et les trichloramines. Les équations suivantes expliquent leur formation:



Les quantités relatives de chaque composé sont en fonction de certains paramètres tels: la température, le pH, le temps de contact du chlore dans l'eau et le rapport chlore/ammoniac (Les Laboratoire des techniques de l'eau MENVIQ, 1988). Pour obtenir un maximum d'efficacité, il faut doser la chloration jusqu'à un certain point appelé "breakpoint", de façon à transformer les chloramines en azote (N_2) et en acide chlorhydrique (HCl). Au-delà de ce point critique, il y a une production de chlore libre qui s'avère très efficace pour la désinfection.

1.2.2 Les précurseurs

Les sous-produits de chloration originent de la combinaison du chlore avec des précurseurs. Ceux-ci peuvent être de différents types tels les algues, l'acide tannique, les composés azotés et principalement les matières humiques (Scully et al., 1988). Ces dernières sont des composés organiques naturels macromoléculaires, issus de la polymérisation de composés qui sont liés au processus de dégradation biologique et d'oxydation chimique des déchets de végétaux et d'animaux.

Les substances humiques représentent en moyenne de 30 à 50% du carbone organique dissout (C.O.D.) (Thurman, 1985). Elles se divisent en deux composantes: les

acides humiques et les acides fulviques lesquels représentent la fraction la plus importante. Ces substances se composent de 40 à 60 % de carbone, 30 à 50 % d'oxygène, 4 à 6 % d'hydrogène, 0,5 à 2 % d'azote, moins de 1 % de souffre et jusqu'à 10 % de matières résiduelles (Croue, 1987). La figure 1 illustre un modèle simplifié d'un composé humique présenté par Trussel dans un article de Trussel et Umphres (1978). Cette structure se compose d'une énorme masse de matière organique chimiquement amorphe, ayant certains groupes fonctionnels qui émergent de la surface et réagissent avec le chlore pour produire des THMs.

1.2.3 La formation des THMs

Le chlore ajouté à l'eau est en majorité consommé par le processus d'oxydation. Le reste (10 %) opère une substitution ou une oxydation incomplète des composés organiques (Rice et Gomez-Taylor, 1986). Il s'associe donc à d'autres éléments pour former des produits, dont la plupart sont indéfinis ou ne peuvent être clairement identifiés en raison de la stabilité des structures et des facteurs de solubilité. Certains d'entre eux ont été identifiés: les trihalométhanes, les acides aliphatiques halogénés, les haloaldéhydes, les halocétones, les haloacétonitriles, la chloropicrine, les chlorophénols (National Research Council, 1987) , les chloro-résorcinols (Jackson et *al.*, 1987), etc.. La majorité des sous-produits créés à partir de substances humiques sont les trihalométhanes (Umphres et *al.*, 1981).

Les THMs comprennent un groupe de composés organiques dont la structure chimique de base est celle du méthane dans lequel trois atomes d'hydrogène ont été remplacés par trois atomes d'halogène (Cl, Br ou I). Les principaux THMs formés sont le chloroforme (CHCl_3) qui représente la plus forte proportion de cette famille (National Research Council, 1987), le bromodichlorométhane (CHBrCl_2), le dibromochlorométhane

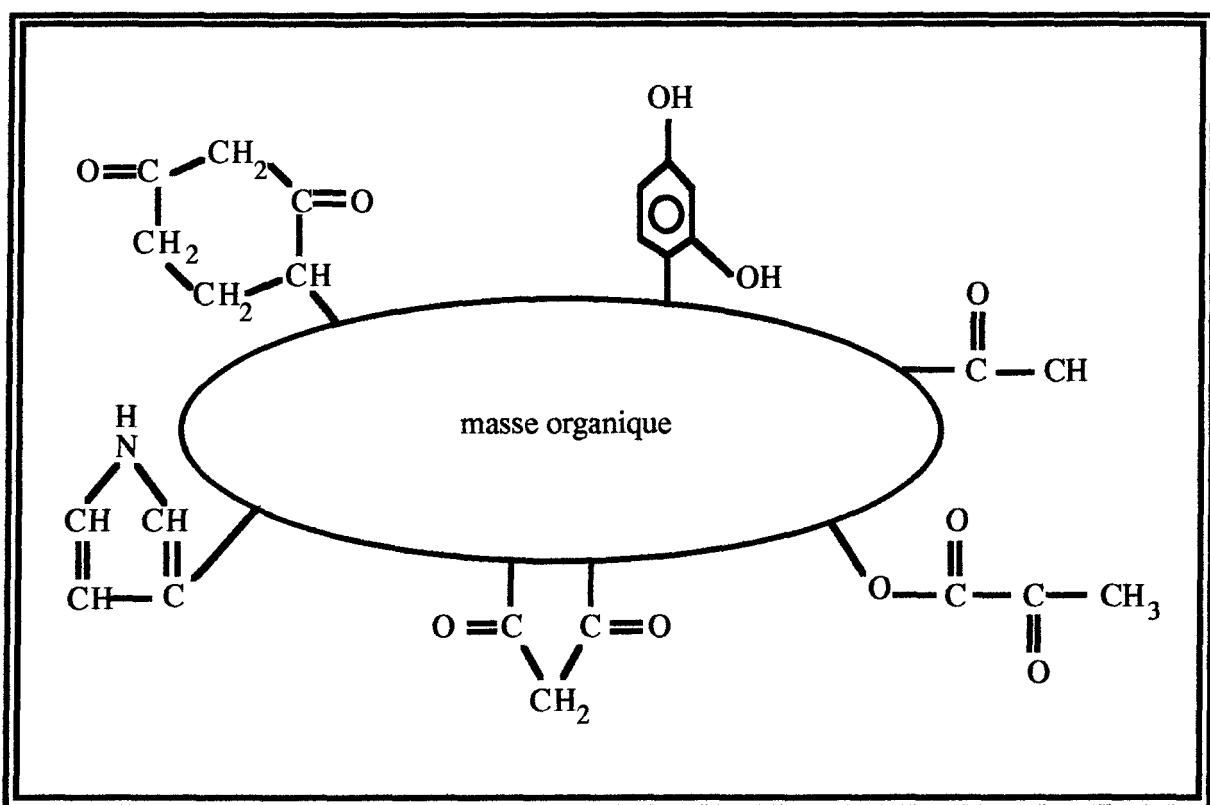


Figure 1: Modèle d'un composé humique (Trussell, 1978)

(CHBr₂Cl) et le bromoforme (CHBr₃). Les THMs représentent 30% du total des composés organiques halogénés (Reckhow et Singer, 1984). La liste des composés de la famille des THMs et leur nomenclature apparaissent à l'annexe 1.

Etant donné la complexité des précurseurs organiques et les différentes avenues des réactions possibles des ions halogènes en milieu aqueux, la chimie des THMs ne peut être expliquée de façon précise. Il est cependant certain que le chlore libre, en présence des précurseurs humiques, génère la formation de THMs et d'autres sous-produits de la chloration.

1.3 Les facteurs influençant la production des THMs

Plusieurs facteurs contribuent à produire une quantité substantielle de THMs dans l'eau désinfectée, en voici quelques-uns: le dosage du chlore en pré-traitement, le temps de contact, la concentration initiale des composés précurseurs, le pH, la température, la concentration en bromure (Trussel et Umphres, 1978) (Tieu et *al.*, 1982) et le "breakpoint" de chloration. Il est difficile de préciser lequel de ces facteurs est le plus susceptible d'influencer la production de THMs. Certains chercheurs, tel Cotruvo (1981), affirment que la quantité de précurseurs disponibles est le facteur ayant la plus grande influence sur la production de THMs. Pour d'autres, tels Kavanaugh et *al.* (1980), la production de THMs est fortement dépendante du dosage du chlore.

L'influence des principaux facteurs qui affectent le taux de formation des THMs est décrite ci-après.

Le temps de contact est un facteur important à considérer. La réaction de formation des THMs ne se fait pas instantanément. Selon les études de Trussell et Umphres (1978) et

de Smith *et al.* (1980), plusieurs heures et même dans certains cas plusieurs jours sont requis pour compléter le processus d'oxydation des précurseurs des THMs.

Il a été constaté par Kavanagh *et al.* (1980), que la concentration des THMs formés est proportionnelle à la concentration des matières humiques. Par contre, la chloration de deux échantillons d'eau ayant des origines différentes, contenant des concentrations égales en matières humiques, ne formera pas la même quantité de THMs. La formation des THMs est donc influencée non seulement par la quantité de précurseurs, mais également par leur origine et par les caractéristiques du bassin versant d'où ils proviennent (Riopel *et al.*, 1991). Badcock et Singer (1979) ont observé que les acides humiques contribuaient davantage à la formation des THMs que les acides fulviques. Cela s'explique par la rapidité avec laquelle les acides humiques réagissent avec le chlore.

Urano et Takemasa (1986) ont observé que la concentration des composés organiques halogénés demeurait constante pour un pH se situant entre 4 et 9. Ils ont également noté que lorsque le pH s'élève à plus de 10, la concentration de THMs diminue légèrement. Par contre, pour un pH plus petit que 3, la quantité de THMs augmente légèrement.

La température a également une influence sur la production des THMs. Plus celle-ci s'élève, plus la formation de THMs est favorisée (Nicholson *et al.*, 1984).

Les bromures augmentent la quantité de THMs lorsque leur concentration devient supérieure à 0,5 mg/L (Urano et Takemasa, 1986).

1.4 Des solutions pour la diminution des trihalométhanes

Il est difficile de contrôler tous les nombreux facteurs, qui influencent la formation des THMs. Il existe tout de même quelques alternatives, qui permettent de mieux contrôler la production de THMs: l'enlèvement des précurseurs avant la chloration, l'utilisation d'un

désinfectant qui ne produit pas de THMs, l'enlèvement des THMs après leur formation, la diminution du dosage du chlore sans toutefois compromettre la désinfection et le changement du point de chloration. De plus, de récentes études suggèrent des changements opérés au niveau de la chaîne de traitement et l'optimisation de la conception, de l'entretien et du contrôle de qualité du réseau et de ses matériaux (Levi, 1992).

1.4.1 L'enlèvement des précurseurs

Il est possible de diminuer la quantité de précurseurs des THMs en utilisant différentes techniques, telles la coagulation et la décantation, le déplacement du point d'injection, le charbon activé granulaire (C.A.G.) et l'oxydation par ozone.

La coagulation peut sembler avantageuse du fait qu'elle ne requiert que peu ou pas d'investissement de capital, qu'elle n'occasionne qu'une augmentation minime des coûts d'opération et que cette technique est bien connue. Elle diminue la quantité de précurseurs, mais elle n'est malheureusement pas suffisante pour éliminer d'emblée tous les précurseurs.

Le C.A.G. peut enlever les THMs de façon acceptable (Umphres et *al.*, 1981). Son principe de fonctionnement est l'adsorption. Son coût d'utilisation est donc élevé car les filtres doivent être fréquemment régénérés.

L'ozonation avant traitement ne diminue pas de façon importante la matière organique contenue dans l'eau brute mais elle diminue la turbidité de l'eau (Fiessinger et *al.*, 1985). Selon Chang et Singer (1991), la préozonation abaisserait le potentiel de formation des THMs de seulement 10%. Son action se limite à modifier la nature chimique des molécules afin de les polariser davantage, les rendre plus hydrophiles, plus riches en oxygène, plus acides et à diminuer leur poids moléculaire afin d'améliorer le procédé de coagulation et de filtration, décarboxyler, oxyder et biodégrader les particules ozonées (Maier, 1991). Son

utilisation est limitée car des concentrations d'ozone élevées provoquent des odeurs indésirables dans l'eau traitée. De plus, ce procédé est relativement dispendieux.

L'association de l'ozone et des filtres à charbon activé semble un procédé avantageux. Selon Speitel et *al.*, (1993), ce type de traitement permettrait l'enlèvement de 50% des THMs. Il faut préalablement que les filtres à charbon ne soient plus aptes à adsorber les molécules gazeuses car ils doivent être utilisés sans régénération pour tirer bénéfice de l'activité microbienne qui s'est installée sur les particules de C.A.G.. Le procédé d'adsorption se transforme donc en procédé de dégradation de la matière organique. L'ozone favorise l'activité bactérienne à la surface des grains de charbon par la production de matières organiques assimilables. Les filtres agissent alors par dégradation de la matière organique, ce qui entraîne la formation d'un lit de bactéries à la surface de ces filtres (Prévost, 1992). Les filtres de C.A.G. devenus des filtres biologiques éliminent spécifiquement la fraction biodégradable du carbone organique dissout (C.O.D.B.). Une étude menée par Bouillot et *al.* (1992), démontre que l'utilisation du filtre biologique élimine de 60 à 80% du C.O.D.B..

1.4.2 Le changement du type de traitement

Le deuxième moyen suggéré pour contrôler la production de THMs est le changement du traitement de désinfection. Il existe plusieurs oxydants aptes à réaliser ce travail et chacun possède des avantages et des inconvénients. Il est donc nécessaire d'évaluer ceux-ci et de déterminer celui qui correspond aux besoins. Dans cette investigation, il faut demeurer circonspect car le choix d'un produit qui élimine la présence des THMs peut entraîner la création de nouveaux problèmes. Le bioxyde de chlore, par exemple, entraîne la formation d'ions chlorites (ClO_2^-), chlorates (ClO_3^-) et chlorures (Cl^-), lesquels ont un potentiel

toxique (Médir et Giralt, 1982). Un moratoire émis par le MENVIQ, interdit son utilisation depuis 1990. Les chloramines, l'ozone et le peroxyde d'hydrogène sont les produits de remplacement du chlore les plus utilisés.

Les chloramines, sous-produits de la réaction du chlore avec l'ammoniaque (NH_3), semblent pour certains chercheurs être aussi efficaces que le chlore pour la désinfection. Par contre, pour Mathieu et *al.* (1992), les chloramines sont nettement moins efficaces mais leur utilisation est moins dispendieuse que celle du chlore ou de l'ozone. Pour donner un rendement équivalent à celui du chlore, ils nécessitent un temps de contact prolongé. Ils ont comme principal avantage d'être persistants et conséquemment, de maintenir une concentration de chlore résiduel dans l'eau traitée. De plus, les chloramines peuvent prévenir la formation des goûts et des odeurs (Shull, 1981). Par contre, la formation de di- et trichloramine à des concentrations qui sont supérieures à 0.02 mg/L, procure un goût désagréable à l'eau (White, 1972). Les facteurs suivants doivent donc être considérés: la méthode d'application, le pH et les concentrations chlore-azote (Ward et *al.*, 1984). L'emploi de ces désinfectants diminue de 80% la formation de THMs (Leprince, 1984). Cependant, leur utilisation augmente l'activité mutagène (Miller et *al.*, 1986).

L'ozone est un candidat de choix. Ses propriétés germicides sont supérieures à celles des autres oxydants. Son potentiel élevé d'oxydation lui vient principalement de deux composés intermédiaires très réactifs qui sont: le (HO_2) et OH^\bullet (radical libre hydroxyle). Ces deux composés disparaissent rapidement. Il n'y a donc pas de possibilité de maintenir une désinfection résiduelle dans le système de distribution d'eau. C'est un gaz instable, il doit en conséquence être fabriqué sur place, ce qui engendre des coûts de production élevés. C'est un oxydant qui agit rapidement. Il requiert un temps de contact très court, exerce un bon contrôle du point de vue organoleptique et ne produit qu'une faible quantité de bromoforme (Bull et Kopfler, 1991). Cependant, certains des sous-produits de l'ozone tels le bromate, le

peroxyde d'hydrogène et la formaldéhyde, ont démontré un potentiel cancérogène (Bull et Kopfler, 1991).

Le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) est un composé assez stable qui se décompose en eau et en oxygène et ne laisse aucun composé polluant. Il a l'avantage d'éliminer la coloration de l'eau, de ne pas produire de THMs et d'être un oxydant relativement puissant mais avec un faible pouvoir désinfectant. Il faut donc utiliser des quantités très importantes de ce produit pour assurer une bonne désinfection. L'utilisation d'un grand volume de peroxyde d'hydrogène n'est pas recommandée car cela occasionne un goût indésirable à l'eau. Il ne peut être un désinfectant aussi efficace que le chlore s'il est utilisé seul.

1.4.2.1 Les combinaisons d'oxydants

Selon les recherches menées jusqu'à ce jour, il n'existe pas un oxydant idéal pouvant désinfecter seul, tous les différents types d'eau sans occasionner d'inconvénients. De plus, une connaissance insuffisante de la cinétique des réactions entraîne une ignorance partielle ou totale des sous-produits formés après le traitement, peu importe l'oxydant utilisé. Il y a également des lacunes au niveau des connaissances sur la toxicité des oxydants et sur la co-toxicité des sous-produits engendrés. Cependant, la combinaison de certains oxydants peut à la fois améliorer le processus de désinfection et diminuer les sous-produits de la chloration. Quelques-unes des combinaisons possibles sont décrites ci-après.

Le chlore allié au peroxyde d'hydrogène permet d'oxyder les phénols et autres contaminants (Pilon, 1978). Ils peuvent diminuer de façon significative la production de THMs.

L'ozone couplé au chlore ou au chloramine comblerait sa déficience en désinfection résiduelle. L'ozone et le peroxyde d'hydrogène améliorent l'oxydation des composés

organiques qui résistent à l'ozonation.

L'ozone et l'ultra-violet (ozonation photolytique) permet de photooxyder les composés toxiques organiques et inorganiques réfractaires à la désinfection. Ce procédé est plus efficace pour la destruction des précurseurs des THMs.

1.4.3 L'élimination des THMs après leur formation

Deux moyens sont suggérés pour éliminer les sous-produits après leur formation. Tout d'abord l'aération qui réduit les concentrations de THMs mais n'affecte pas les concentrations des produits non-volatils, lesquels représentent la moitié des sous-produits de la chloration. La seconde alternative est l'utilisation des filtres à charbon qui permet la diminution de THMs mais n'élimine pas les autres produits organiques halogénés. De plus, le charbon est rapidement saturé par les THMs (Ayotte et Larue, 1988).

1.4.4 Les changements dans la chaîne de traitement

La meilleure façon de diminuer la formation des sous-produits toxiques est, selon Zoeteman (1985), d'optimiser les différentes étapes du traitement afin de réduire la quantité d'oxydant nécessaire à la désinfection. En effet, l'amélioration des filières de traitement permet de réaliser des biodégradations bactériennes de l'ammoniaque et des matières organiques dissoutes et de réduire ainsi la demande en chlore (Levi, 1992). De plus en plus d'études sont menées sur des modifications aux chaînes de traitement traditionnelles. A l'usine d'Ivry à Paris, une étude pilote a donné des résultats remarquables pour l'élimination du C.O.D.B. en utilisant une filtration biologique sur charbon actif en grains (Bouillot et al., 1992). Le but de l'étude était de vérifier l'efficacité de ce futur procédé par rapport à

l'élimination du C.O.D.B. et de rendre manifeste l'influence de la préozonation sur l'efficacité de la filtration biologique à faible vitesse. Les substances humiques représentent une grande partie du C.O.D.B. et en conséquence, son élimination mène à la diminution de la production de THMs.

Les étapes de filtration biologique lente et de filtration sur C.A.G. permettent de produire une eau avec une faible concentration de carbone biodégradable et biologiquement stable. Cependant, malgré une baisse du carbone réfractaire, il peut encore rester des molécules sensibles à l'ozone. De plus, l'activité biologique dans les filtres est intense et les sous-produits peuvent se détacher et augmenter la quantité de CODB. Il est donc essentiel que la filtration sur C.A.G. se fasse suite à une filtration lente afin de favoriser le processus d'adsorption.

Une autre étude effectuée à l'usine de Méry/Oise en France préconise la nanofiltration, c'est-à-dire le transfert de l'eau pure à travers une membrane semi-perméable sous l'effet d'un gradient de pression (Agbekodo et *al.*, 1994). Dans cette étude, les rendements obtenus en terme d'élimination de C.O.D. et de précurseurs des THMs sont généralement supérieurs à 90%. Cette nouvelle technique d'ultrafiltration a été vérifiée par Alborzfar et *al.*, (1994). Les résultats de l'étude appuient la faisabilité de la technique d'ultrafiltration.

1.4.5 Le contrôle du réseau de distribution

Au niveau du réseau, certaines actions peuvent être entreprises dans le but d'améliorer la qualité de l'eau et conséquemment d'alléger le traitement requis. Les bonnes pratiques pour la réalisation de travaux, le diagnostic des zones encrassées, les stratégies de prélèvement d'échantillons, l'amélioration des matériaux et la modélisation constituent quelques-unes des différentes actions à intensifier (Levi, 1992).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Introduction

La méthodologie qui a été choisie pour ce travail est celle-ci:

Premièrement, une étude rétrospective a été effectuée pour les cinq campagnes majeures d'échantillonnage des THMs, réalisées entre 1985 et 1988. Par la suite, une étude qualitative fut réalisée pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel qui s'étendait de 1989 à 1990 et les campagnes de l'été 1993 et l'hiver 1994. Enfin une étude statistique a été effectuée à partir des résultats de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel (1989-1990) pour la formulation d'une équation de prédiction.

2.2 Lieux de prélèvement

Pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel, les prélèvements ont été effectués en deux endroits différents:

- à la sortie du poste de chloration;
- à plus de 1,5 kilomètres du poste de chloration ou de l'usine de traitement.

Ces points de prélèvement ont été choisis afin de souligner l'écart très marqué de la production de THMs entre le poste de traitement et une certaine distance sur le réseau de distribution. Pour les campagnes été 1993 et hiver 1994, il y a eu en plus des échantillonnages aux deux endroits pré-cités, des prélèvements à l'eau brute.

2.3 Échantillonnage

Pour la détection des sous-produits de la chloration, tous les échantillons ont été recueillis dans des bouteilles de verre de 60 ml contenant du thiosulfate de sodium requis

pour neutraliser le chlore résiduel encore actif. Les bouteilles devaient être complètement remplies de façon à éliminer toutes pertes de composés volatils. Des échantillons témoins accompagnaient les échantillons prélevés. Pour les autres paramètres analysés (C.O.D., pH), un contenant de polyéthylène de 1000 ml a été utilisé. Les lectures de température et de concentration en chlore résiduel ont été réalisées en même temps que l'échantillonnage.

2.4 Les analyses

L'analyse des échantillons pour déterminer leur teneur en THMs a été réalisée grâce à deux méthodes de chromatographie en phase gazeuse décrites par le MENVIQ à l'annexe 2. La précision expérimentale est exprimée en terme de répétabilité, de reproductibilité, de taux de récupération, de sensibilité et de fidélité des résultats inscrits dans les tableaux présentés à l'annexe 2. Les limites de détection et de quantification y sont également précisées.

Les tableaux de tous les résultats compilés pour les analyses des paramètres à l'étude pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel sont présentés à l'annexe 3. L'annexe 4 contient tous les résultats d'analyse pour les campagnes d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994.

2.5 Les normes

Les études du National Cancer Institute (1976) ont démontré le potentiel cancérigène du chloroforme chez les rats et les souris. Bien que les études épidémiologiques réalisées sur le sujet n'aient pas été concluantes, elles sont suggestives quant aux risques pour la santé chez l'homme. Les études de la USEPA concluent que l'homme peut absorber le chloroforme par l'eau, l'air et la nourriture, mais que l'eau est la source de 97% de cette

consommation. La USEPA (1979) promulguera donc la limite du niveau de THMs dans l'eau potable soit, 100 µg/L applicable pour tous les systèmes desservant plus de 10 000 personnes.

La limite au Québec est celle fixée par le règlement sur l'eau potable soit, 350 µg/L.

2.6 Sélection et validation des données

Pour réaliser une étude statistique menant à la formation d'un modèle mathématique, la banque de données de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel fournie par la D.E.U. s'avérait adéquate. Certains descripteurs soit, le pH, la concentration de chlore résiduel et la température ont été analysés pour presque chaque échantillon prélevé. Il est à noter qu'une seule analyse de C.O.D. a été réalisée pour les municipalités ayant un traitement conventionnel. Cinq des huit municipalités sélectionnées pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel, possédant toutes les données requises, ont été retenues pour cette étude: Québec, Ste-Foy, St-Anselme, Charny et Sept-Îles. Pour cette dernière, qui utilise comme traitement une simple chloration et une ozonation, la concentration moyenne du C.O.D. a été établie à partir de cinq prélèvements mensuels.

Pour l'étude statistique des données, il était préférable d'utiliser des municipalités ayant des types d'eau semblables, ceci en vue de limiter les erreurs occasionnées par des caractéristiques trop différentes de la qualité de l'eau. Tout au long des étapes du cycle hydrologique, les eaux naturelles subissent divers changements. Les solides, les liquides et les gaz qui entrent en contact avec l'eau modifient sa composition initiale et lui confèrent des caractéristiques qui lui sont propres. Des relations qualitatives peuvent donc être établies entre d'une part la géologie du bassin drainé et d'autre part la qualité de celle-ci (Bobée et al., 1977). Une étude visant à étudier la variabilité spatiale des paramètres organiques et

inorganiques de l'eau, a été réalisée par le Bureau de la statistique du Québec et le Service de la qualité des eaux. Cette étude a permis de délimiter des régions ayant des caractéristiques homogènes pour la qualité de l'eau (Guilbault et al., 1984). Le travail a été réalisé en utilisant des techniques de groupements et d'analyses factorielles. Les quatre régions suivantes ont été identifiées:

- 1-la région gaspésienne;
- 2-la zone intermédiaire entre la Gaspésie et l'Estrie;
- 3-la région de l'Estrie;
- 4-tout le reste du Québec au nord des trois autres secteurs.

Les cinq municipalités choisies pour cette étude font partie du même secteur soit, la région 4 (voir figure 2). Elles ont cependant des sources d'eau différentes:

- pour Québec, la Rivière St-Charles;
- pour Ste-Foy, le Fleuve St-Laurent;
- pour St-Anselme, la Rivière Etchemin;
- pour Charny, la Rivière Chaudière;
- pour Sept-Iles, le Lac des Rapides.

Afin de vérifier la validité du modèle mathématique de prédiction, les résultats des campagnes d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994 ont été utilisés. Pour ces deux campagnes, les réseaux sont également situés dans la région 4.

Il faut préciser que les municipalités échantillonnées lors des trois campagnes citées précédemment n'utilisaient pas tous le même type de traitement. Le tableau 1 identifie les

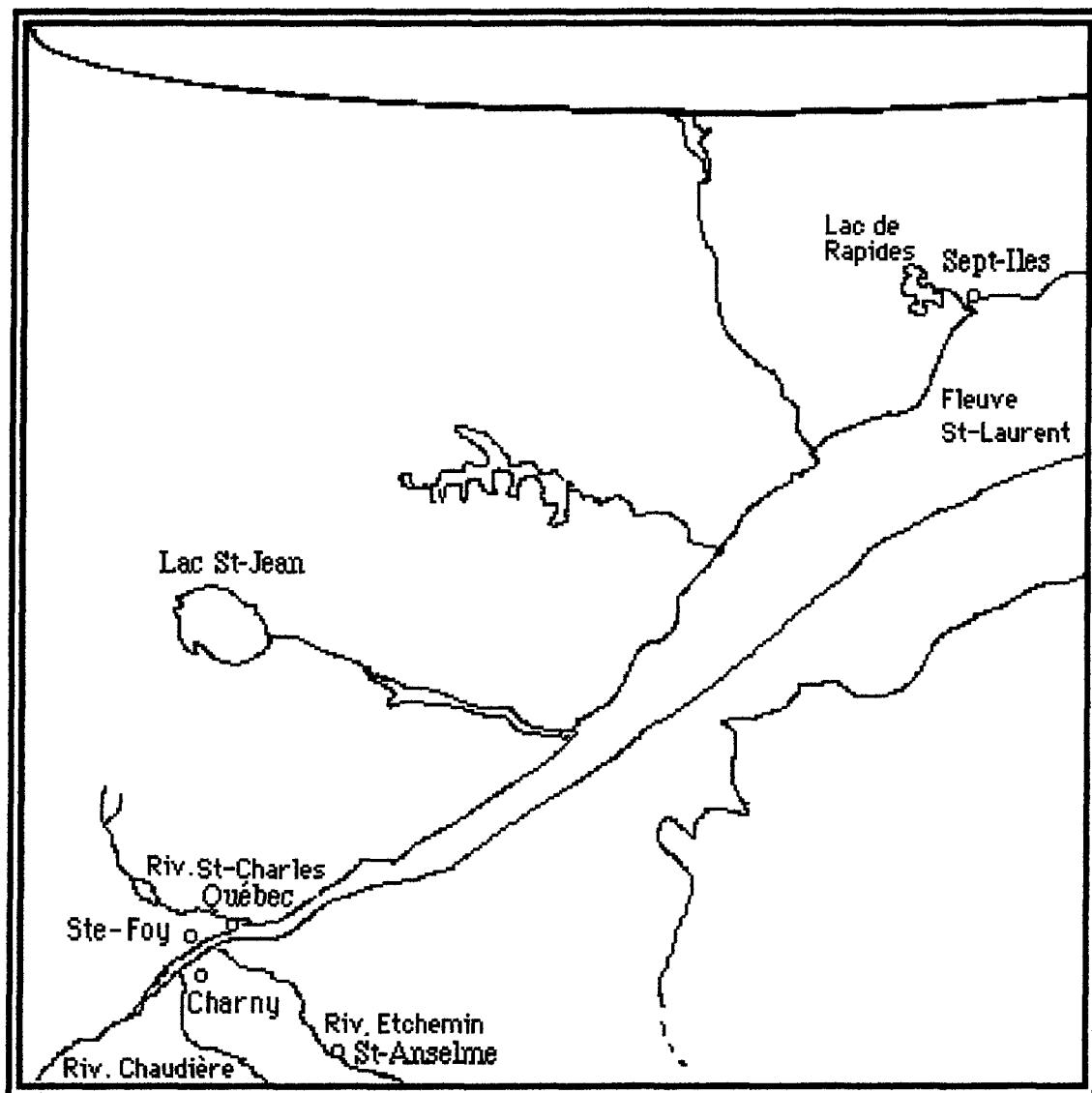


Figure 2: Situation de cinq municipalités (échantillonnage bi-mensuel)

Tableau 1: Municipalités sélectionnées avec leur type de traitement

		Traitement conventionnel avec:					
	Municipalités	Simple chloration	Pré chloration	Post chloration	Ozone	Enlèvement du fer et du manganèse	Traitement goût-odeur
Campagne de l'échantillonnage bi-mensuel	Québec		X	X	X		
	Ste-Foy		X	X			
	Sept-Iles	X			X		
	Charny		X	X	X		
	St-Anselme			X			
Campagnes d'échantillonnage été-93 et hiver-94	Delisle	X					
	St-Augustin	X					
	St-Gédéon	X					
	Joliette			X	X		
	Pointe-Claire			X			X
	Iberville			X			
	Baie-St-Paul	X					
	Donnaconna			X			
	Fossambault	X					
	St-François	X					
	Drummondville			X		X	X
	Gatineau			X			
	Trois-Rivières			X			
	Québec		X	X	X		
	Lévis			X			

différents types de traitement spécifiques à chaque municipalité et la figure 3 représente les deux types de traitement les plus utilisés pour l'eau potable.

Dans le chapitre précédent, divers facteurs influençant la production de THMs ont été exposés sommairement. Pour ce travail, le C.O.D., le chlore résiduel libre et la température ont été considérés, en raison de leur importance et également parce que de nombreuses données étaient disponibles pour ces descripteurs. Le pH a été éliminé en tant que paramètre car selon les résultats d'analyse, les variations de pH pour une même source d'eau sont très faibles. Les écarts-type se situent entre 0,2 et 0,5. De plus, la gamme des pH s'étend de 6,3 à 8,5, ce qui est situé à l'intérieur des limites du pH n'ayant que peu d'influence sur la production de THMs. Toutes les données ont ensuite été vérifiées une à une et regroupées selon la date d'échantillonnage.

2.7 Traitement des données

Suite à la sélection des données, celles-ci ont été intégrées dans des fichiers à l'aide du logiciel Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) (Nie et al., 1975). Ce logiciel possède des caractéristiques très intéressantes pour une manipulation efficace des données et il offre une vaste gamme de sous-programmes statistiques facilement accessibles. Le sous-programme de régression a été utilisé pour analyser la relation entre le chlore résiduel libre, le C.O.D., la température et la concentration des THMs.

Le sous-programme de régression multiple (stepwise) a ensuite été utilisé pour déterminer comment l'ajout d'un descripteur pouvait à chaque étape de la régression, augmenter le pourcentage de variation des THMs expliqué par le modèle. Cette régression a donc établi les caractéristiques à considérer pour la formulation de l'équation servant au calcul prédictif de la concentration de THMs. Des intervalles de confiance ont été déterminés

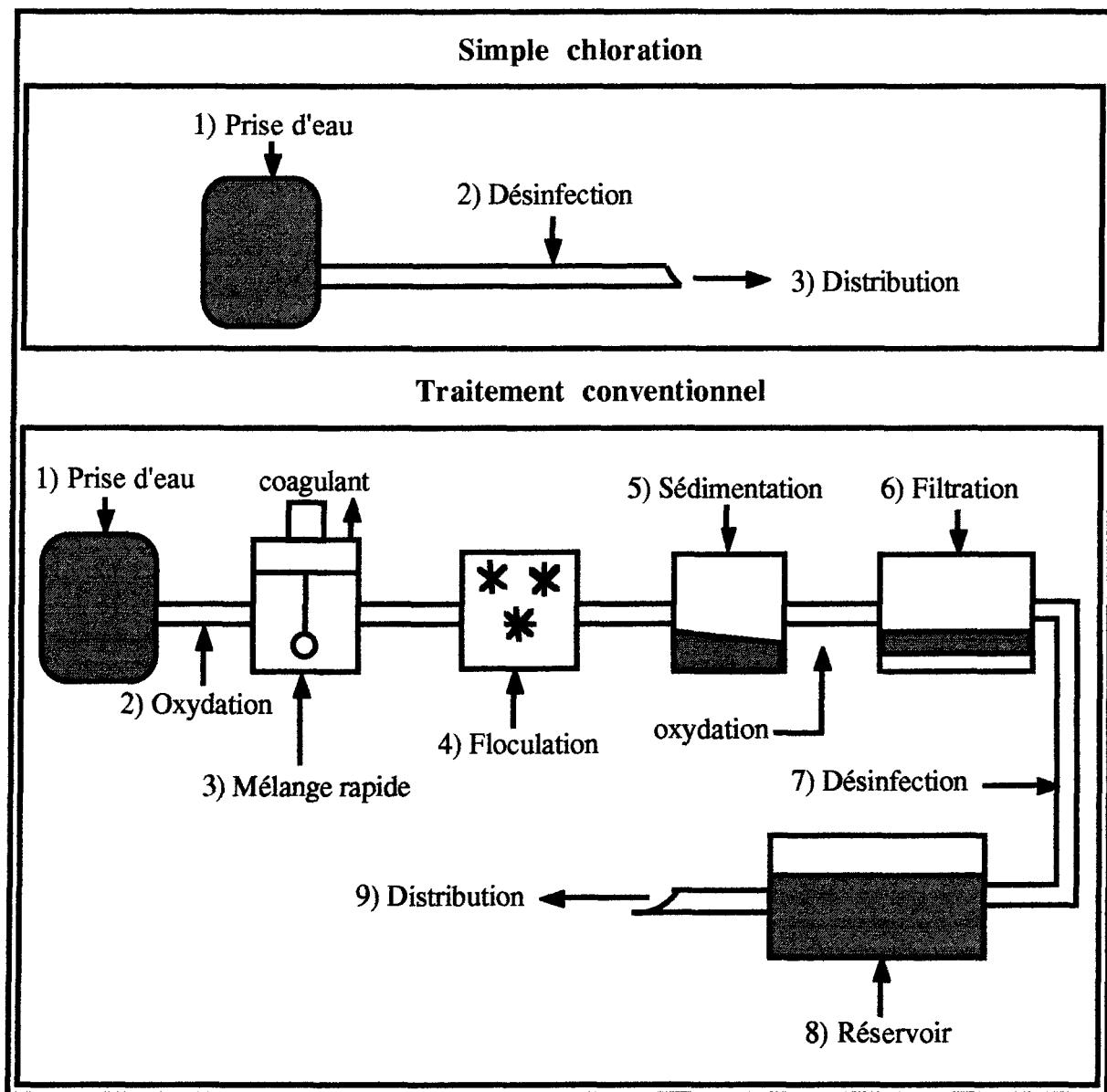


Figure 3: Deux différents types de traitement pour l'eau potable

à l'aide du programme SAS Institute (1990). La fiabilité de cette équation a été vérifiée en utilisant les paramètres retenus soit, le C.O.D., la température et le chlore résiduel mesurés lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1993 et l'hiver 1994, afin d'effectuer les calculs prédictifs de THMs. Ces concentrations calculées ont ensuite été comparées aux résultats des échantillons analysés en laboratoire.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Résultats pour les campagnes d'échantillonnage de 1985 à 1988

Plusieurs programmes de surveillance ont été entrepris depuis les vingt dernières années, afin de déterminer le niveau de contamination des eaux de consommation. Le tableau 2 présente les données récoltées lors de campagnes d'échantillonnage effectuées en Ontario, au Québec et aux Etats-Unis. Les résultats sur la teneur en trihalométhanes dans l'eau potable de ces différents endroits sont similaires (Ayotte et Larue, 1990). La problématique des THMs dans l'eau potable n'est donc pas plus marquée au Québec qu'ailleurs.

Au Québec, les campagnes d'échantillonnage se poursuivent depuis 1985, avec une moyenne de deux prélèvements par année, pour la majorité des réseaux de distribution au programme. Ces investigations ne fournissent qu'une indication sommaire de la présence des THMs dans l'eau de consommation. Toutes les données obtenues lors des cinq campagnes majeures d'échantillonnage effectuées entre 1985 et 1988 ont été regroupées pour le calcul de la concentration médiane et de la concentration moyenne. Les résultats sont de 28 µg/L et 46 µg/L respectivement. La gamme des concentrations s'étend de 0 à 216 µg/L (Larue, 1985) (Ayotte, 1988) (Ayotte et Larue, 1988). La plupart des résultats sont inférieurs à 100 µg/L et aucun n'excède la norme provinciale de 350 µg/L.

3.2 Campagne de l'échantillonnage bi-mensuel (analyse qualitative)

De juillet 1989 à juillet 1990, la D.E.U. a réalisé un suivi bi-mensuel des THMs dans l'eau potable de huit réseaux municipaux. Les lieux d'échantillonnage ont été choisis en fonction des caractéristiques variées des sources d'eau (C.O.D., pH, concentration de

Tableau 2: Résultats de campagnes d'échantillonnage effectuées entre 1985 et 1988

PROGRAMME	TRIHALOMETHANES ($\mu\text{g/L}$)		
	Médiane	Moyenne	Gamme
DWSP ¹ (Ontario)	40	53	10-206
NOMS-phase 3D ² (Etats-Unis)	37	53	ND-295
AWWARF ³ (Etats-Unis)	39	42	ND-360
MENVIQ ⁴ (Québec)	28	46	0-216

1 Données du "Drinking Water Surveillance Program"

2 Données du "National Organic Monitoring Survey"

3 Données obtenues lors d'une enquête menée par "l'American Water Works Association Research Foundation"

4 Données du "Ministère de l'environnement du Québec" pour les cinq campagnes majeures menées de 1985 à 1988

Selon Ayotte et Larue, 1990.

chlore, type de traitement, etc.) ayant un rôle prépondérant à jouer quant à la production de THMs. Les données recueillies fournissent une image plus précise du comportement des THMs en fonction des différentes périodes de l'année. Ces échantillons ont été analysés au laboratoire du MENVIQ à Montréal.

Les résultats obtenus pour cette campagne d'échantillonnage corroborent ceux de l'ensemble des campagnes précédentes. Le tableau des résultats obtenus pour toutes les analyses effectuées pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel se retrouve à l'annexe 5. Les concentrations de THMs obtenues pour les cinq municipalités étudiées sont présentées dans le tableau 3. Celles-ci respectent la norme provinciale maximale de 350 µg/L.

Les variations des concentrations des THMs analysés démontrent qu'il y a des différences marquées entre certains des cinq réseaux étudiés. Malgré que les cinq municipalités fassent partie de la même région, elles possèdent des différences caractéristiques de la qualité de leur eau. Il faut considérer également que les divers traitements peuvent être appliqués à l'eau d'une façon différente, selon des techniques ou des procédures variables.

Par rapport à l'ensemble des résultats, les municipalités peuvent être divisées en deux groupes. D'une part, Sept-Îles dont le traitement consiste en l'application d'une simple chloration et d'une ozonation et d'autre part, Québec, Ste-Foy, Charny et St-Anselme qui utilisent un traitement conventionnel comprenant les étapes suivantes: un mélange rapide, une flocculation, une décantation et une filtration avec une pré- et/ou une post-chloration.

La figure 4 illustre la concentration des THMs selon les lieux de prélèvement pour les cinq municipalités. La concentration des THMs est plus élevée à plus de 1,5 km du poste de traitement de l'eau. Cette constatation appuie les théories de Trussell et Umphres

Tableau 3: Résumé d'une partie des résultats de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel

		<u>MUNICIPALITÉS</u>				
Lieu	Paramètre	Québec	Ste-Foy	Sept-Iles	Charny	St-Anselme
Mesures à la sortie du poste de traitement	moyenne des THMs ($\mu\text{g/L}$)	19,7	77,9	100,5	22,4	36,3
	écart-type	$\pm 15,3$	$\pm 24,5$	$\pm 20,6$	$\pm 21,2$	$\pm 20,8$
	moyenne de Cl rés. libre (mg/L)	1,0	0,7	4,3	0,6	0,7
	écart-type	$\pm 0,3$	$\pm 0,2$	$\pm 1,1$	$\pm 0,4$	$\pm 0,3$
Mesures à plus de 1,5 km du poste	moyenne des THMs ($\mu\text{g/L}$)	30,3	83,8	179,1	30,0	55,6
	écart-type	$\pm 19,1$	$\pm 25,0$	$\pm 30,2$	$\pm 27,7$	$\pm 23,1$
	moyenne de Cl rés. libre (mg/L)	0,2	0,4	1,1	0,0	0,2
	écart-type	$\pm 0,1$	$\pm 0,2$	$\pm 1,0$	$\pm 0,0$	$\pm 0,2$
	C.O.D.eau traitée (mg/L)	1,2	2,4	7,0	2,8	1,8

Pour les THMs, la limite de détection est de 1 $\mu\text{g/L}$

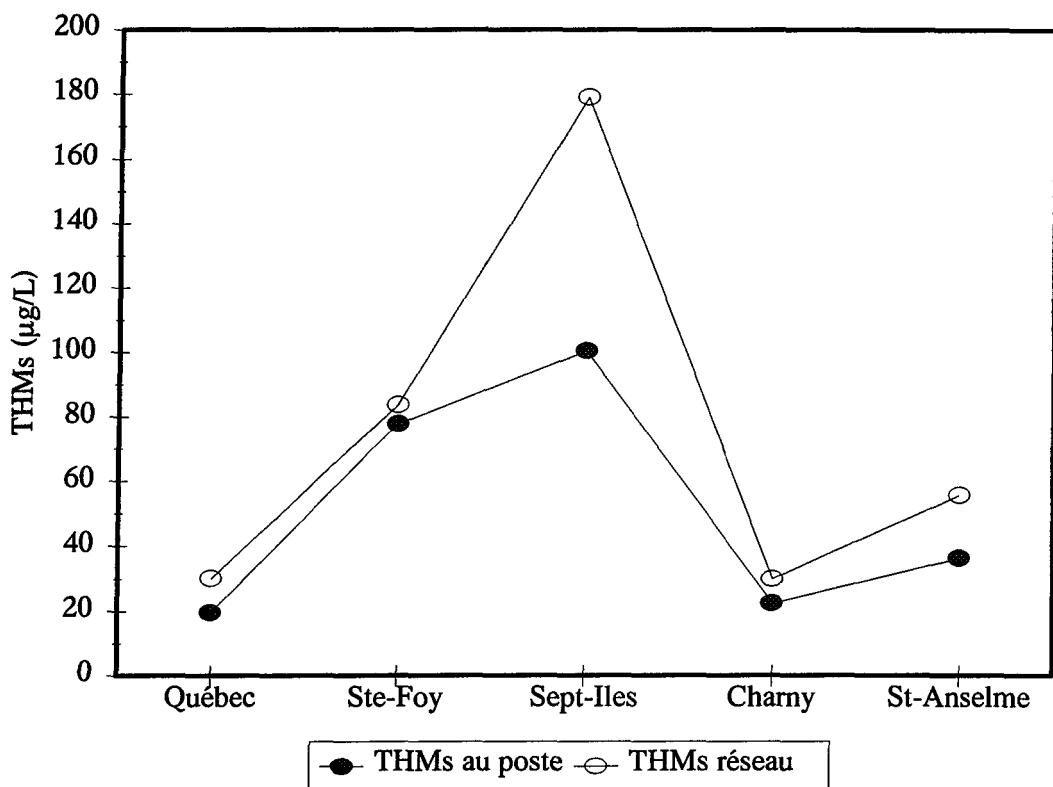


Figure 4: Concentrations moyennes de THMs en fonction du lieu d'échantillonnage par municipalité

(1978) et de Smith et *al.* (1980). L'étude des résultats portera donc sur les analyses prélevées à plus de 1,5 km du poste de traitement.

3.2.1 Sept-Iles

La municipalité de Sept-Iles obtient la concentration la plus élevée de THMs soit, 249,0 µg/L pour un échantillon prélevé sur le réseau au mois de septembre 1989. La concentration moyenne des THMs est de 179,1 µg/L, ce qui apparaît relativement élevé lorsqu'elle est comparée à celles des autres municipalités. La concentration de C.O.D. est de 7 mg/L et elle est supérieure à celles des quatre autres villes. La concentration de chlore résiduel libre est très élevée soit, entre 2,9 et 6,8 mg/L à la sortie du poste de traitement. Les concentrations varient de zéro à 4 mg/L à une distance de 1,5 km. La moyenne de chlore résiduel libre dans l'eau du réseau est de 1,1 mg/L et représente environ de cinq à dix fois plus que celles des autres municipalités. Il semble que Sept-Iles réunit les éléments requis pour produire une eau potentiellement chargée en sous-produits de chloration soit, une quantité élevée de matières organiques et l'application, lors du traitement, d'une grande quantité de chlore.

3.2.2 Ste-Foy

La municipalité de Ste-Foy occupe le second rang pour sa production de THMs puisque la moyenne est de 83,8 µg/L sur le réseau. Celle-ci applique, un traitement de pré-chloration à l'eau qui favorise la formation de THMs. Malgré cela, la concentration de l'eau sur le réseau n'est que 7,1% plus élevée que celle observée à la sortie du poste de traitement. Ce faible écart peut s'expliquer par l'efficacité probable du type de traitement

conventionnel appliqué après la pré-chloration, à éliminer les précurseurs encore présents dans l'eau. L'eau de ce réseau contient du C.O.D. à une concentration de 2,4 mg/L et sa concentration moyenne de chlore résiduel libre est de 0,4 mg/L. La concentration de chlore ne subit que très peu de variations au fil des saisons, de façon similaire aux municipalités de Québec, St-Anselme et Charny. Cela est dû au fait que les opérateurs des stations de traitement ajustent les équipements de chloration de façon à maintenir un taux relativement stable de désinfectant. Ceux-ci doivent également tenir compte des normes, établies dans le règlement provincial sur l'eau potable, qui stipulent que l'eau traitée doit contenir un minimum de 0,20 mg/L de chlore résiduel libre et ce, dix minutes après l'injection du chlore au poste de traitement.

3.2.3 St-Anselme

Le troisième résultat de THMs le plus élevé est celui de St-Anselme avec une concentration moyenne de 55,6 µg/L. Pour le C.O.D. et le chlore résiduel libre, la concentration moyenne est respectivement de 1,8 et de 0,2 mg/L. Dans ce cas également, le traitement conventionnel est efficace pour la réduction de THMs.

3.2.4 Québec et Charny

Les deux dernières municipalités ont des concentrations moyennes comparables en THMs soit 30,3 µg/L pour Québec et 30,0 µg/L pour Charny. L'eau du réseau de Québec a une concentration moyenne en C.O.D. de 1,2 mg/L et en chlore résiduel libre de 0,2 mg/L. Ces deux paramètres ne sont pas très élevés, ce qui peut expliquer les faibles concentrations obtenues pour les THMs. L'eau de Charny contient une moyenne de 2,8

mg/L pour le C.O.D. et 0,08 mg/L pour le chlore résiduel libre. La faible concentration moyenne de THMs est possiblement due à la petite quantité de chlore utilisée lors du traitement.

3.2.5 Conclusion

L'eau de la municipalité de Sept-Îles contient beaucoup plus de THMs que les quatre autres municipalités. Cela est probablement relié au fait qu'elle n'applique qu'une simple chloration et une ozonation pour le traitement de son eau de consommation tandis que Québec, Ste-Foy, Charny et St-Anselme utilisent un traitement conventionnel qui favorise la réduction de la quantité de précurseurs. Pour la municipalité de Charny, 28,6% des tests révèlent une absence totale de chlore résiduel libre à la sortie du poste de traitement. La concentration de THMs mesurés dans cette eau, ne reflète donc pas le véritable potentiel de formation de ce sous-produit de la chloration.

Les résultats de cette campagne d'échantillonnage démontrent tout de même une certaine tendance qui semble suggérer, que lorsque les quantités de C.O.D. et de chlore résiduel libre augmentent, la production de THMs s'accroît également.

La température semble avoir une grande influence sur la formation de THMs. Pour toutes les municipalités, les concentrations maximales ont été atteintes en période estivale tandis que les concentrations les plus basses ont été obtenues au courant de l'hiver.

3.3 Campagne d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994 (analyse qualitative)

Les campagnes réalisées à l'été 1993 et à l'hiver 1994 ont été réalisées par la

D.E.U. Dix municipalités ont été sélectionnées pour cette campagne, selon la variété de leur système de distribution d'eau et leur potentiel à générer des THMs. Cinq autres municipalités soit, Drummondville, Gatineau, Trois-Rivières, Québec et Lévis ayant déjà fait partie de campagnes d'échantillonnage antérieures, ont été intégrées à la campagne été 1993 pour compléter une phase de vérification des résultats d'analyse de l'eau traitée. Les sous-produits de la chloration, l'aluminium, les bromures, le C.O.D. et le pH ont été analysés par le laboratoire du MENVIQ à Québec.

3.3.1 Échantillonnage été 1993

Les prélèvements pour cette campagne ont tous été réalisés en août 1993. Les résultats obtenus démontrent que les concentrations de THMs respectent la norme maximale de 350 µg/L à l'exception des eaux traitées de la municipalité de St-Gédéon.

Dans le tableau 4, les concentrations de THMs sont présentées uniquement pour les prélèvements à l'eau traitée, car aucune présence de THMs n'a été décelée à l'eau brute. Les concentrations varient de 26,2 µg/L à 456,3 µg/L. Tous les résultats supérieurs à 95 µg/L proviennent des municipalités n'utilisant qu'une simple chloration pour le traitement de leur eau. De plus, certaines de ces municipalités réunissent les pré-requis pour générer des THMs. Par exemple, les municipalités de St-Gédéon, Delisle et St-François appliquent une chloration de plus de 2,5 mg/L au poste et le C.O.D. mesuré varie entre 6,5 à 12,8 mg/L.

Pour Fossambault, une concentration de 111,8 µg/L est obtenue avec une chloration de seulement 0,8 mg/L au poste de traitement. Ce résultat élevé peut s'expliquer par la concentration de C.O.D. qui est de 2,6 mg/L et par le type de traitement qui consiste en une simple chloration. Il est intéressant de constater que pour les municipalités qui

Tableau 4: Résumé des résultats d'analyse de la campagne d'échantillonnage été 1993

Municipalités	AU POSTE DE TRAITEMENT		SUR LE RESEAU			
	THMs ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Chlore rés. libre (mg/L)	THMs ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Chlore rés. libre (mg/L)	C.O.D (mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)
Delisle	110,7	2,5	161,3	2,0	6,5	18,5
St-Augustin	99,7	0,1	202,3	-----	-----	11,0
St-Gédéon	142,6	3,5	456,3	0,1	10,5	15,0
Joliette	12,7	1,0	26,2	0,4	1,9	21,0
Pointe-Claire	53,3	0,9	95,8	0,2	2,0	20,0
Iberville	38,0	0,3	38,7	0,1	1,7	21,0
Baie-St-Paul	5,5	0,7	40,8	0,3	2,2	14,5
Donnaconna	23,6	0,8	46,1	0,5	2,2	19,0
Fossambault	44,7	0,9	111,8	0,0	2,6	16,0
St-François	140,8	> 4,0	161,6	0,0	12,8	16,0
Drummondville	83,2	1,2	83,2	0,8	-----	-----
Gatineau	53,0	0,8	93,8	0,9	-----	18,0
Trois-Rivières	31,1	0,6	41,3	0,3	-----	18,0
Québec	57,2	1,3	83,2	0,5	-----	17,0
Lévis	24,2	1,0	44,3	0,1	-----	20,0

Pour les THMs, la limite de détection est de 1 $\mu\text{g}/\text{L}$

possèdent une eau chargée en THMs, la concentration des autres sous-produits de la chloration est également plus élevée que pour les autres municipalités (Annexe 4).

3.3.2 Échantillonnage hiver 1994

Pour cette campagne d'échantillonnage, les eaux brutes et les eaux traitées ont été analysées pour neuf des dix municipalités, qui avaient été sélectionnées pour l'échantillonnage de l'été 1993. Aucun prélèvement n'a été effectué pour la municipalité de St-Augustin car depuis l'automne 1993, une nouvelle source d'eau souterraine ne nécessitant aucun traitement est utilisée. Les prélèvements ont été réalisés en janvier et février 1994.

Pour les échantillons à l'eau brute, aucune trace de THMs n'a été décelée. Les concentrations de THMs obtenues pour l'eau traitée du réseau se situent entre 4,4 et 71,0 µg/L, ce qui est environ six fois plus faible que les limites pour l'échantillonnage de l'été 1993. Les résultats sont compilés au tableau 5. Ces fluctuations étaient attendues, compte tenu des variations de la température de l'eau, du contenu faible en C.O.D. et de la diminution de la quantité de chlore ajoutée pendant la saison froide. La concentration des autres sous-produits de la chloration ont également subi une diminution.

3.3.3 Conclusion

Pour les campagnes d'échantillonnage de l'été 1993 et de l'hiver 1994, la température, le C.O.D. et la concentration de chlore semblent exercer une influence sur la production des THMs et des autres sous-produits de la chloration. A l'exception de Baie St-Paul, les municipalités qui utilisent une simple chloration comme traitement de l'eau,

Tableau 5: Résumé des résultats d'analyse de la campagne d'échantillonnage hiver 1994

Municipalités	AU POSTE DE TRAITEMENT		SUR LE RÉSEAU			
	THMs (µg/L)	Chlore rés. libre (mg/L)	THMs (µg/L)	Chlore rés. libre (mg/L)	C.O.D (mg/L)	Temp. (°C)
Delisle	40,2	0,4	50,2	0,2	7,2	3,0
St-Augustin	-----	-----	-----	0,0	0,2	3,0
St-Gédéon	11,9	1,5	66,5	0,7	3,1	1,0
Joliette	2,2	0,3	4,4	0,1	1,6	1,0
Pointe-Claire	32,0	0,6	43,1	0,1	2,5	6,0
Iberville	28,5	0,2	21,6	0,0	1,6	3,0
Baie-St-Paul	1,2	0,9	8,6	0,5	0,9	3,0
Donnaconna	8,8	0,4	20,7	0,6	1,6	3,0
Fossambault	24,3	0,1	40,7	0,0	2,6	16,0
St-François	15,1	2,8	71,0	1,0	4,5	2,0

Pour les THMs la limite de détection est 1 µg/L

obtiennent pour les résultats de l'été 1993, des concentrations de THMs plus élevées que celles ayant un traitement conventionnel. La concentration moyenne des THMs, mesurée sur le réseau des dix municipalités au programme pour les deux campagnes d'échantillonnage, est de 81,4 µg/L. La médiane est de 44,6 µg/L et la gamme des concentrations s'étend de 4,4 à 456,3 µg/L. Les résultats sont plus élevés que ceux des campagnes précédentes. Cependant, il faut se rappeler que ces municipalités ont été sélectionnées pour leur potentiel élevé à générer des THMs.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Analyse statistique

4.1.1 Introduction

La littérature fait état de nombreux modèles de prédition des THMs et cela de manière plus ou moins élaborée (Engerholm et Amy, 1983) (Adin et al., 1990). Leur degré de simplification ou de complexité traduit les hypothèses formulées par les auteurs. Les modèles peuvent être créés à partir de données empiriques ou être traités de manière très théorique. Cependant, ceux-ci ne sont pas toujours validés. Il faut mentionner que dans le cas des modèles basés sur des équations théoriques, les validations sont extrêmement difficiles puisque dans la plupart des cas, les données nécessaires ne sont pas toutes connues et doivent être estimées. Pour les modèles basés sur des données empiriques, les conditions expérimentales sont la plupart du temps recréées en laboratoire.

Il est difficile de dériver des équations théoriques pour la prédition de THMs car la structure de leurs précurseurs n'est pas suffisamment connue. Pour cette étude, un modèle de prédition des THMs a donc été établi à partir de l'étude statistique de données réelles. Les cent trente huit séries de données utilisées sont celles obtenues pour cinq des huit municipalités sélectionnées pour la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel 1989-1990. La phase d'apprentissage établissant la relation qui existe entre les entrées et les sorties a été déterminée par des régressions mathématiques. Le modèle n'a utilisé que trois descripteurs soit, le C.O.D., la température et le chlore résiduel libre.

4.1.2 Étude de l'analyse statistique

Afin de résumer les relations existant entre chaque variable indépendante et la

formation de THMs, une série de régressions a été réalisée. L'intensité des relations et l'efficacité de l'ajustement des données obtenues ont été vérifiées à l'aide des coefficients de corrélation de Pearson. Il faut insister sur le fait que ce coefficient mesure le degré d'association linéaire entre deux variables. Pour l'interprétation des coefficients calculés il faut considérer que, si tous les points étaient situés sur une ligne droite, une corrélation de ± 1 serait obtenue. De plus, une corrélation positive indique que les variables varient dans le même sens et une corrélation négative indique qu'elles varient en sens inverse (Scherrer, 1984).

Les coefficients de corrélation pour les variables prises une à une sont présentés au tableau 6. Le chlore résiduel libre et le C.O.D. sont liés positivement avec un coefficient de corrélation de 0,4843 ($p = 0,0001$). Le chlore résiduel libre et les THMs ont une liaison significative avec un coefficient de 0,5445 ($p = 0,0001$). Le C.O.D. et les THMs possèdent une forte liaison positive avec un coefficient de corrélation de 0,7885 ($p = 0,0001$). La température ne présente pas de corrélation significative avec le chlore résiduel libre et les THMs puisque des coefficients respectifs de - 0,0383 ($p = 0,6643$) et de 0,1144 ($p = 0,1817$) sont obtenus.

Des corrélations ont été calculées pour chaque paramètre en fonction des THMs. Avec les paramètres C.O.D., température et chlore résiduel libre, une relation positive a été obtenue avec des coefficients respectifs de 0,62 ($p = 0,001$), de 0,69 ($p = 0,05$) et de 0,72 ($p = 0,001$). Trois régressions linéaires simples ont été réalisées pour établir la relation entre chacun de ces paramètres et la formation des THMs. Elles sont représentées sur les figures 5, 6 et 7.

Le C.O.D., la température et le chlore résiduel libre sont les descripteurs qui ont été retenus pour la réalisation de la prochaine étape soit, une régression linéaire multiple, puisqu'ils étaient significativement associés à la formation des THMs. Il est à noter que

Tableau 6: Coefficients de corrélation pour les variables prises deux à deux

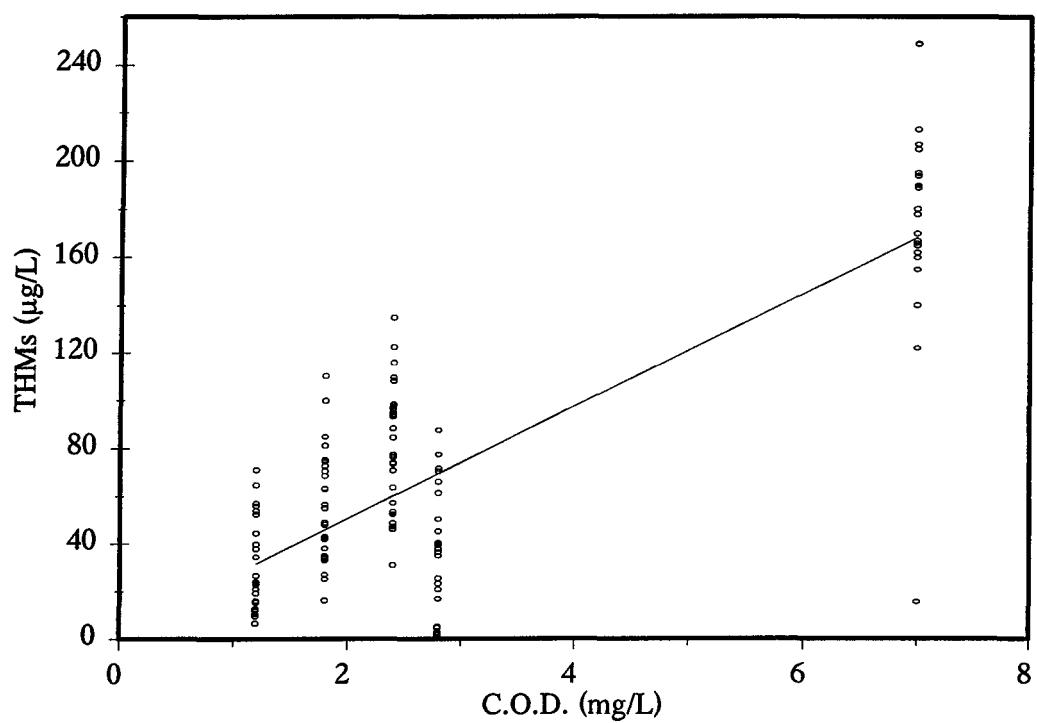
Variables	X ₁	X ₂	X ₃	Y
X ₁	1,0000 p = 0	-0,0373 p = 0,6643	0,4843 p = 0,0001	0,5455 p = 0,0001
X ₂	-0,0373 p = 0,6643	1,0000 p = 0	-0,1772 p = 0,0376	0,1144 p = 0,1817
X ₃	0,4843 p = 0,0001	-0,1772 p < 0,0376	1,0000 p = 0	0,7885 p = 0,0001
Y	0,5455 p = 0,0001	0,1144 p = 0,1817	0,7885 p = 0,0001	1,0000 p = 0

X₁ : Chlore résiduel libre

X₂ : Température

X₃ : C.O.D.

Y : THMs



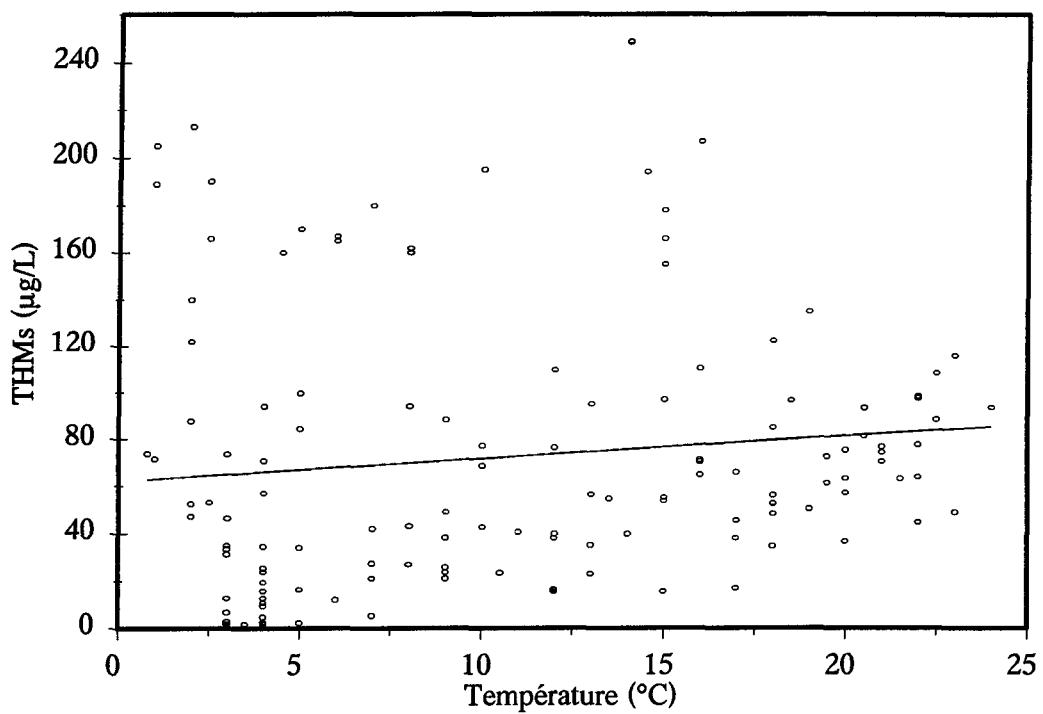


Figure 6: Relation entre la température et la concentration de THMs mesurées sur le réseau des cinq municipalités

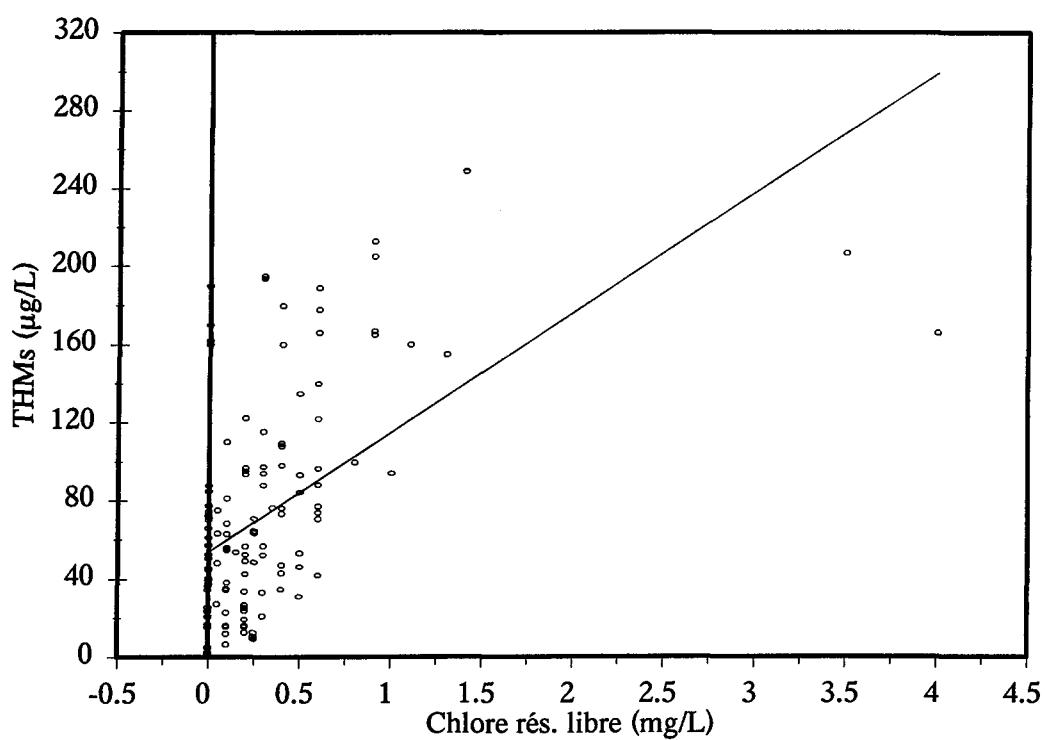


Figure 7: Relation entre le chlore résiduel libre et la concentration de THMs mesurés sur le réseau des cinq municipalités

noter que les écarts-type n'apparaissent pas sur les figures illustrant les régressions. La multitude de points représentés sur les figures 5, 6 et 7 en occupent déjà une bonne partie. Il n'est donc pas possible d'ajouter des barres de précision sans diminuer la clarté de la représentation graphique. Les écarts-type associés à ces figures sont inscrits dans le tableau 3.

Les résultats d'analyse pour les trois paramètres retenus et pour les THMs des cinq municipalités sélectionnées ont été regroupés afin de réaliser la régression multiple. Cette méthode analyse les relations entre une variable dépendante et deux ou plusieurs variables indépendantes ou variables prédictrices. Cette régression a été utilisée à trois fins:

- 1- Trouver la meilleure équation linéaire de prédiction et évaluer la précision de ces prédictions;
- 2- Évaluer le degré de dépendance entre la variable dépendante et l'ensemble des autres variables indépendantes;
- 3- Établir des relations structurales.

La régression multiple a été employée de concert avec la théorie causale. Cette dernière spécifie un ordre parmi les variables, lesquelles reflètent un ensemble présumé de liens de cause à effet. La régression a donc servi à déterminer l'importance de l'influence directe ou indirecte, que chaque variable avait sur les autres variables qui suivaient, selon l'ordre établi a priori. La sélection des variables explicatives a été réalisée selon la méthode pas à pas ("Stepwise"). Cette méthode coordonne le choix des paramètres valides pour l'établissement d'une droite de prédiction. A chaque étape, la régression vérifie parmi les variables candidates à l'intégration, laquelle occasionnerait un gain significatif du coefficient de détermination (R^2). Cette régression multiple a été réalisée en trois étapes

successives.

Les tableaux 7, 8 et 9 présentent l'analyse de la variance et l'estimation des paramètres pour chaque "pas" de la régression. La concentration de THMs représentée par la lettre y, a été utilisée en tant que variable dépendante. Les trois variables indépendantes sont identifiées ainsi: x_1 pour le chlore résiduel libre, x_2 pour la température et x_3 pour le C.O.D..

Au premier pas, la variable descriptive la plus corrélée à la production de THMs était le C.O.D. Cette variable expliquait 62% de la production des THMs et s'avérait significative ($p = 0$). L'estimation des paramètres permet de constater que la constante du C.O.D. significativement différente de zéro est intégrée dans l'équation qui s'établit comme suit:

$$y = 3,8837 + 23,4586 x_3$$

Au deuxième pas, la température a été retenue avec un coefficient de corrélation de 0,69 ($p = 0$). Même si le coefficient de corrélation entre les THMs et le chlore résiduel libre était plus élevé sur la matrice de départ (tableau 6), c'est la température qui a été sélectionnée comme le deuxième facteur le plus influent pour la formation des THMs. Cela s'explique par le fait que le C.O.D. et le chlore résiduel libre sont fortement corrélés. La température est ajoutée à l'équation qui devient:

$$y = -24,0066 + 24,8414 x_3 + 2,2046 x_2$$

Au troisième pas, le chlore résiduel libre a été intégré et relève le R^2 du modèle à

Tableau 7: Premier pas de la régression multiple

ANALYSE DE LA VARIANCE					
Source de variation	Degré de liberté	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur F observée	Prob. > F (p)
Régression	1	287427,6802	287427,6802	223,5457	0,0000
Résidu	136	174864,2948	1285,7669		
Coefficient de détermination					
$R^2 = 0,6217$					
Estimation des paramètres					
Variable	Paramètre	Erreur type de l'estimateur	T pour H_0 Paramètre=0	Prob > T (p)	
X ₃	23,4586	1,5690	14,951	0,0000	
Constante	3,8837	5,5169	0,704	0,4827	

Tableau 8: Deuxième pas de la régression multiple

ANALYSE DE LA VARIANCE					
Source de variation	Degré de liberté	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur F observée	Prob. > F (p)
Régression	2	318237,1046	159118,5523	149,1168	0,0000
Résidu	135	144054,8704	1067,0731		
Coefficient de détermination					
$R^2 = 0,6884$					
Estimation des paramètres					
Variable	Paramètre	Erreur type de l'estimateur	T pour H_0 Paramètre=0	Prob > T (p)	
X_3	24,8414	1,4523	17,105	0,0000	
X_2	2,2046	0,4103	5,373	0,0000	
Constante	-24,0066	7,2250	-3,323	0,0011	

Tableau 9: Troisième pas de la régression multiple

ANALYSE DE LA VARIANCE					
Source de variation	Degré de liberté	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur F observée	Prob. > F (p)
Régression	3	332026,4661	110675,4887	113,8484	0,0000
Résidu	134	130265,5090	972,1307		
Coefficient de détermination					
$R^2 = 0,7182$					
Estimation des paramètres					
Variable	Paramètre	Erreur type de l'estimateur	T pour H_0 Paramètre=0	Prob > T (p)	
X_3	21,9405	1,5858	13,835	0,0000	
X_2	2,1213	0,3922	5,408	0,0000	
X1	22,2705	5,9132	3,766	0,0002	
Constante	-21,4275	6,9300	-3,092	0,0024	

0,72 ($p = 0$), ce qui est hautement significatif. Les trois paramètres sont maintenant intégrés dans l'équation du modèle qui devient maintenant:

$$y = -21,4275 + 22,2705 x_1 + 2.1213 x_2 + 21,9405 x_3$$

Le C.O.D., la température et le chlore résiduel en fonction de la concentration des THMs sont représentés à la figure 8 par une droite tracée au milieu du nuage de points.

4.1.3 Validation de l'équation

Cette validation permet de s'assurer que l'ensemble construit représente bien le monde réel. Pour cela, il s'avère nécessaire de comparer les sorties du modèle avec de vraies observations. Il s'agit donc d'utiliser un jeu d'entrées qui n'a pas été utilisé pendant la phase d'apprentissage mais pour lequel les sorties sont connues et de comparer les sorties réelles et les sorties calculées. La validation doit déterminer la similarité entre ces deux résultats.

Les paramètres du C.O.D., de la température et du chlore résiduel libre mesurés lors des campagnes de l'été 1993 et de l'hiver 1994 ont été utilisés afin d'effectuer les calculs prédictifs de THMs. Les concentrations de THMs calculées ont ensuite été comparées aux concentration de THMs mesurées. Les deux catégories de données sont présentées au tableau 10.

La première comparaison des résultats pour l'échantillonnage été 1993 est illustrée à la figure 9. Bien que les concentrations calculées pour les THMs soient parfois sur-estimées, parfois sous-estimées, les deux courbes suivent les mêmes tendances. Les écarts varient entre 22,8 et 213,3 $\mu\text{g/L}$. Pour St-Gédéon, la concentration de THMs

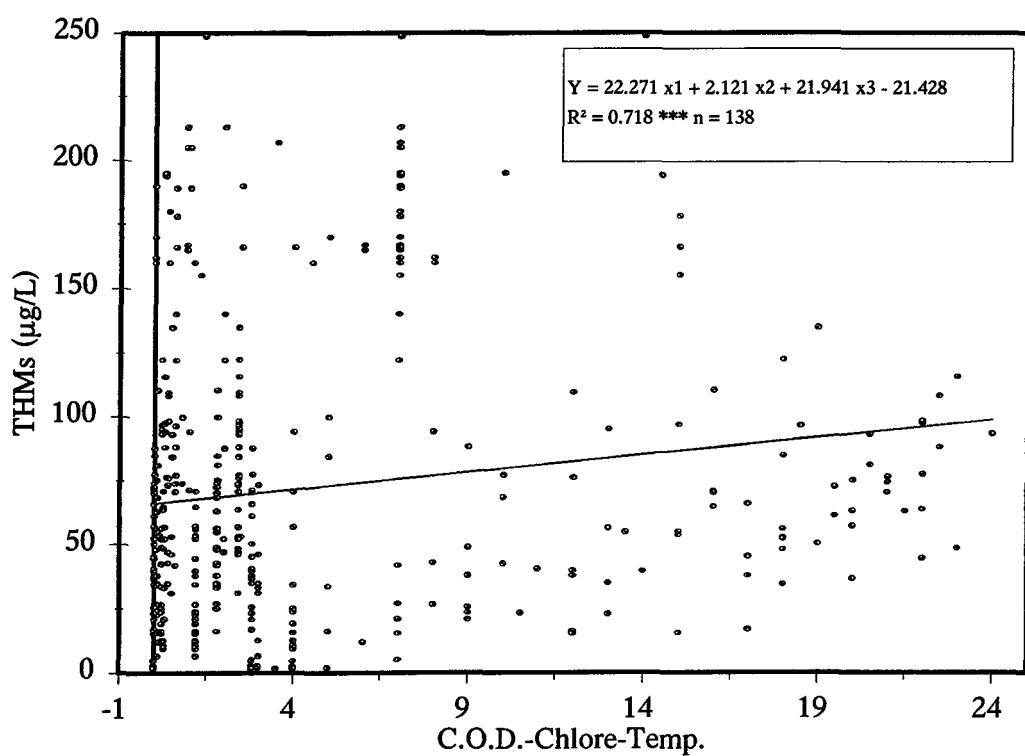


Figure 8: Relation entre le C.O.D., la température et le chlore résiduel libre et la concentration de THMs mesurés sur le réseau des cinq municipalités

Tableau 10: Comparaison entre les concentrations de THMs calculées et mesurées

		Chlore rés. libre (mg/L)	Temp. (°C)	C.O.D. (mg/L)	[THMs] mesurées (µg/L)	[THMs] calculées (µg/L)	Ecart-type (µg/L)
Municipalités							
Campagne été 1993	Delisle	2,0	18,5	6,5	161,3	204,9	43,6
	St-Gédéon	0,1	15	10,5	456,3	243	-213,3
	Joliette	0,4	21	1,9	26,2	73,7	47,5
	Pointe-Claire	0,2	20	2	95,8	69,3	26,5
	Iberville	0,1	21	1,7	38,7	61,5	22,8
	Baie-St-Paul	0,3	14,5	2,2	40,8	64,3	23,5
	Donnaconna	0,5	19	2,2	46,1	84,8	38,7
	Fossambault	0	16	2,6	111,8	70,1	-41,7
	St-François	0	15	12,8	161,6	291,2	129,6
Campagne hiver 1994	Delisle	0,2	3	7,2	50,2	147,4	97,2
	St-Gédéon	0,7	1	3,1	66,5	64,3	-2,2
	Joliette	0,1	1	1,6	4,4	18	13,6
	Pointe-Claire	0,1	6	2,5	43,1	47,3	4,2
	Iberville	0	3	1,6	21,6	20	-1,6
	Baie-St-Paul	0,5	3	0,9	8,9	15,8	6,9
	Donnaconna	0,6	3	1,6	20,7	33,4	12,7
	Fossambault	0,1	3	2,3	40,7	36,5	-4,2
	St-François	1	2	4,5	71	103,8	32,8

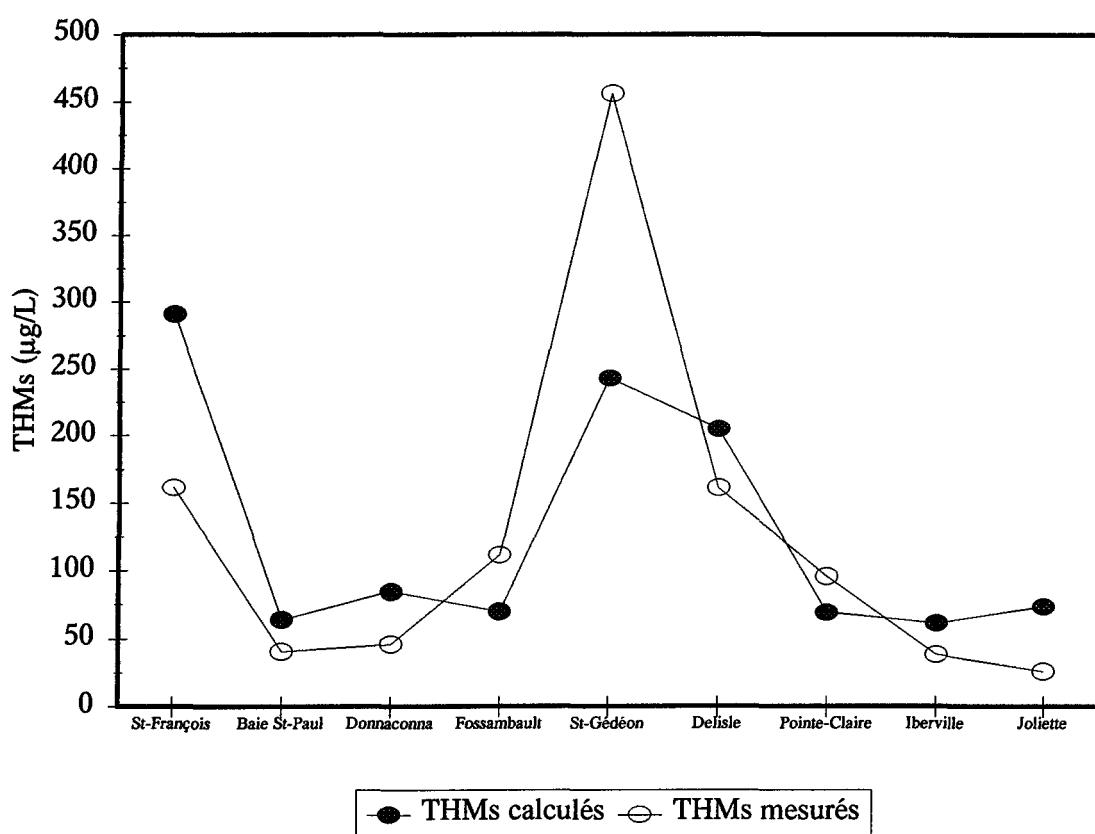


Figure 9: Concentrations de THMs calculées et mesurées pour la campagne d'échantillonnage été 1993

mesurée excède de 213,3 µg/L la concentration de THMs calculée. Cela peut s'expliquer par le fait que St-Gédéon possède un réseau particulier qui le distingue des autres municipalités utilisées pour le modèle. Le réseau de distribution d'eau potable de cette municipalité s'étend sur plus de 40 kilomètres. Le prélèvement d'eau a été réalisé à l'édifice municipal situé à environ 20 kilomètres du poste de traitement de l'eau potable. Il y a donc eu pour le chlore injecté, un temps de contact très long qui a favorisé une formation plus complète des THMs. Le modèle a été conçu pour des prélèvements réalisés à des endroits situés entre 1,5 et 10 kilomètres du poste de traitement. La prédiction de THMs pour la municipalité de St-Gédéon est donc sous-estimée.

La deuxième comparaison pour l'échantillonnage hiver 1994 est illustrée à la figure 10. La courbe des résultats calculés suit de près celle des résultats d'analyse. Les écarts varient entre 1,6 et 97,2 µg/L. Les municipalités de Delisle et St-François obtiennent un écart notable. Les concentrations de THMs calculées sont supérieures à celles mesurées avec des écarts de 97,2 µg/L et 32,9 µg/L respectivement. Pour ces deux cas également, la différence entre les deux résultats peut être expliquée par la distance entre le poste de traitement et le point d'échantillonnage sur le réseau. Les deux édifices municipaux où les échantillonnages ont été réalisés sont situés à moins d'un kilomètre du poste de traitement. Les prélèvements d'eau effectués à ces édifices contiennent des échantillons qui ont eu un temps de contact très court avec le chlore et qui ne représentent pas le véritable potentiel de formation des THMs.

Une corrélation de Pearson a été calculée pour les données prédites et les données calculées des THMs. Une liaison significative avec un coefficient de 0,7517 ($p = 0,0003$) a été déterminée. La figure 11 illustre la relation entre les THMs calculés et les THMs mesurés.

Pour valider un modèle, les données mesurées peuvent se situer parfois au-dessus,

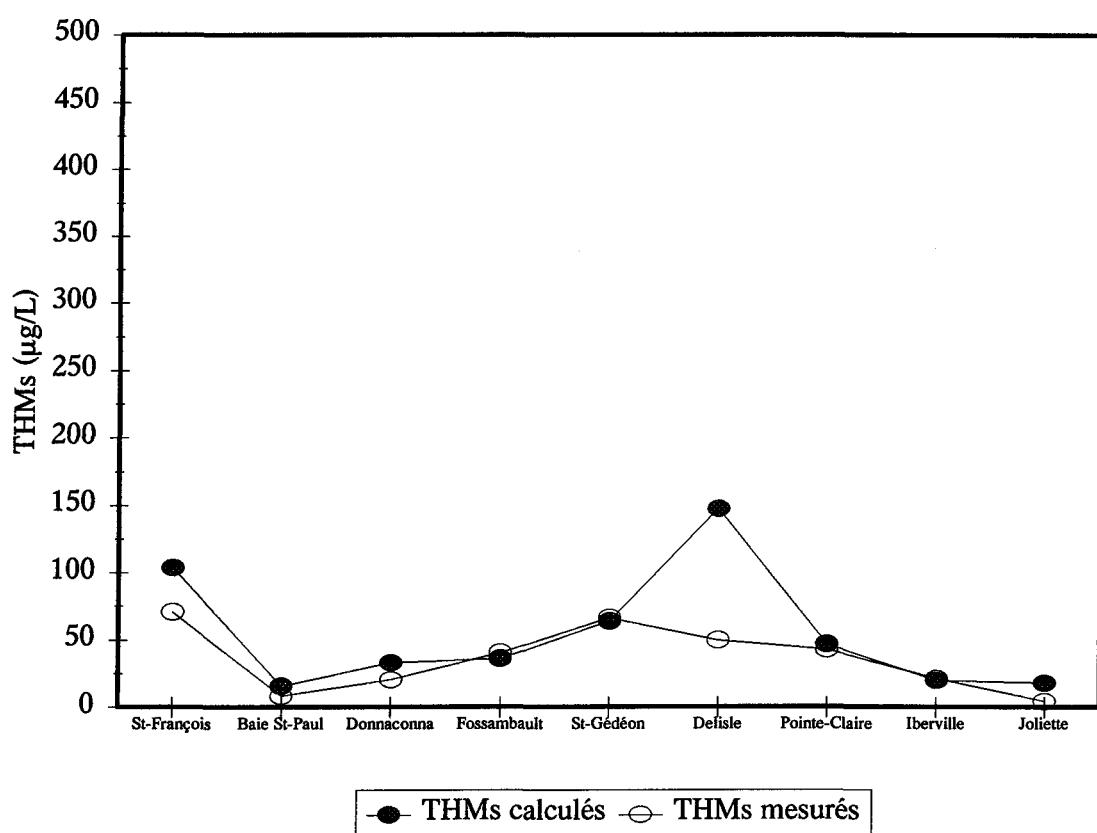


Figure 10: Concentrations de THMs calculées et mesurées pour la campagne d'échantillonnage hiver 1994

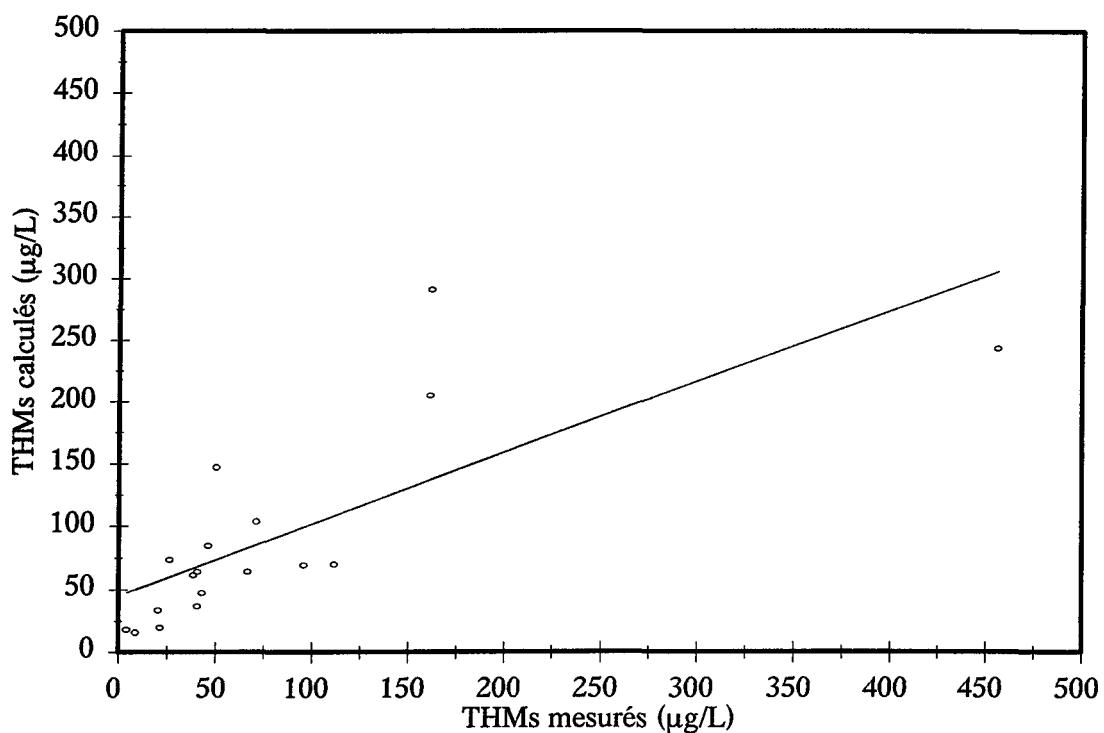


Figure 11: Relation entre les concentrations de THMs calculées et mesurées

parfois au-dessous de la moyenne des simulations et doivent dans 95% des cas se situer à l'intérieur de la fourchette de deux fois l'écart-type des réalisations (De Marsily, 1994). Il semble donc que le modèle est valide.

Une étude a été réalisée avec le programme informatique SAS Institute (1989) afin de déterminer des intervalles de confiance à 95% pour les données de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel. Les intervalles sont énumérés à l'annexe 6.

4.1.4 Analyse des résidus

Une analyse des résidus a été effectuée afin de vérifier si la distribution des résidus était normale. A cette fin, les résidus standardisés ont été reportés sur un graphique de type "normal probability paper" (figure 12). Celui-ci ne laisse rien transparaître de suspect. Il démontre la normalité des résidus obtenus pour la régression multiple et indique que les conditions d'application sont suffisamment respectées.

4.1.5 Limites du modèle

Ce modèle de régression doit être utilisé avec prudence pour prédire la production des THMs en dehors de l'étendue de variations des données des variables C.O.D., température et chlore résiduel libre dans l'échantillon. En effet, la forme de la relation peut changer de façon radicale au delà des valeurs limites de variation de l'échantillon. Une extrapolation représente alors un risque non quantifiable. Le modèle subit des contraintes de lieu, d'action et de temps. Il doit être utilisé strictement pour le domaine d'espace qui a été utilisé pour l'apprentissage c'est-à-dire, la région 4. Si l'action modélisée vient à changer, le modèle n'est plus utilisable. Cela peut être provoqué par un

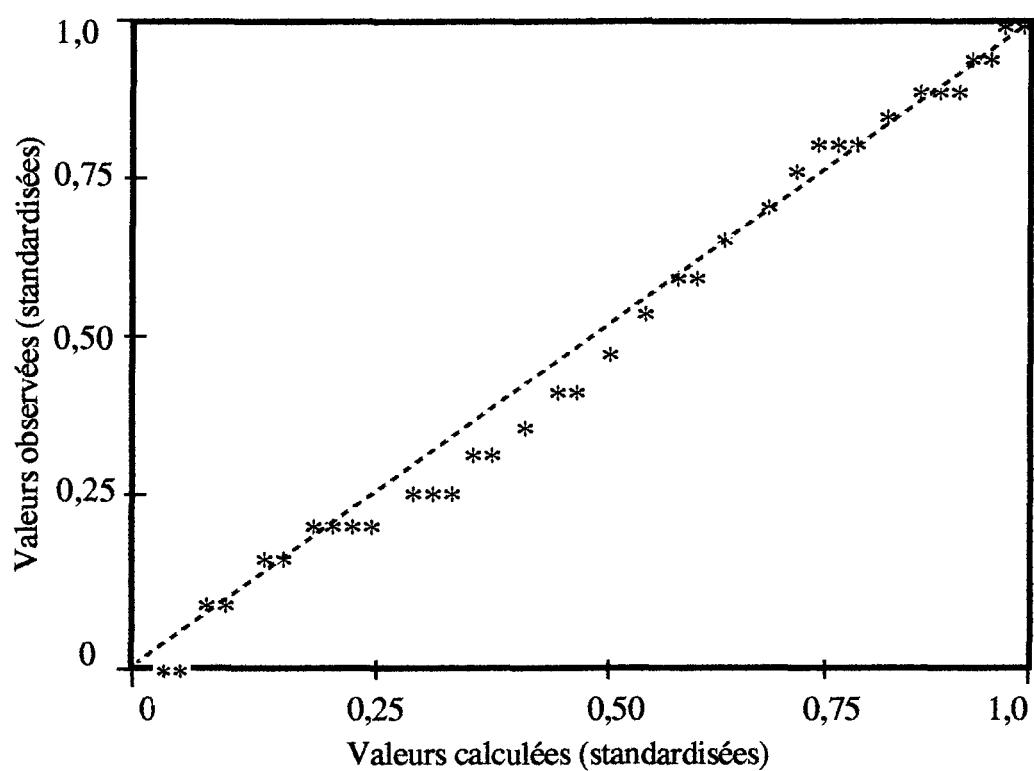


Figure 12: Probabilité normale des résidus standardisés

changement à l'intérieur d'un processus comme par exemple, l'ajout d'un nouvel élément dans le traitement de l'eau potable qui pourrait affecter les conditions du système. Le temps peut également modifier le système. Il peut s'agir de la non stationnarité des saisons ou des modifications des milieux d'origine anthropique. Le modèle a été conçu pour un cheminement particulier dans le temps.

4.1.6 Vérification de valeurs prédictives

Le tableau 11 présente les valeurs de THMs calculées pour des conditions extrêmes, issues des résultats de l'échantillonnage bi-mensuel soit, 3,5 mg/L de chlore résiduel libre et un C.O.D. de 7mg/L avec des températures qui varient de 1 à 24°C. Il présente l'impact d'une quantité élevée de matière organique en présence d'une concentration élevée de chlore. Il est intéressant d'observer que malgré l'abaissement de la température, la concentration des THMs demeure relativement élevée. Dans le même tableau, les résultats de THMs pour une concentration plus faible de chlore résiduel libre soit, 0 mg/L sont présentés. L'influence dominante d'un C.O.D. élevé est observé puisque malgré la faible concentration de chlore résiduel libre, les concentrations de THMs demeurent élevées. Il est à noter que le modèle considère qu'une concentration de 0 mg/L sur le réseau n'est pas nécessairement reliée à une concentration de 0 mg/L au poste de traitement.

Le tableau 12 représente un autre genre de situation soit, une chloration de 3,5 mg/L et une température élevée soit, 24 °C avec des concentrations variées en C.O.D.. Il y est constaté qu'une concentration de C.O.D. aussi faible que 1,5 mg/L génère une quantité élevée de THMs lorsqu'elle est associée à une forte concentration de chlore résiduel libre et à une température élevée.

Tableau 11: Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de chlore résiduel libre et de la température

THMs ($\mu\text{g/L}$)	Chlore rés. lib.(mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	C.O.D (mg/L)
282,4	3,5	24	7
269,7	3,5	18	7
257,0	3,5	12	7
244,3	3,5	6	7
233,7	3,5	1	7
204,5	0	24	7
191,8	0	18	7
179,0	0	12	7
166,3	0	6	7
155,7	0	1	7

Tableau 12: Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de C.O.D., une forte concentration de chlore résiduel libre et une température élevée

THMs ($\mu\text{g/L}$)	Chlore rés. lib.(mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	C.O.D (mg/L)
282,4	3,5	24	7
271,5	3,5	24	6,5
260,5	3,5	24	6,0
249,5	3,5	24	5,5
238,6	3,5	24	5,0
227,6	3,5	24	4,5
216,6	3,5	24	4,0
205,7	3,5	24	3,5
194,7	3,5	24	3,0
183,7	3,5	24	2,5
172,7	3,5	24	2,0
161,8	3,5	24	1,5

Le tableau 13 présente des variations de la concentration C.O.D. avec une concentration de chlore résiduel libre de 0 mg/L et une température de 1°C. Il est à noter que pour une concentration de C.O.D. de 1,5 mg/L, la concentration de THMs est quatre fois plus petite que pour une concentration de 7 mg/L.

Une infinité de tableaux peuvent être produits en faisant varier les différents paramètres. Ce modèle présente donc un intérêt certain pour l'étude du comportement des THMs sous différentes conditions.

4.1.7 Les autres modèles

De nombreux modèles ont déjà été créés selon diverses approches, en voici quelques-uns. Kavanaugh et *al.* (1980) ont présenté un modèle qui n'était pas fiable pour de courts temps de réaction. Urano et *al.* (1983a) ont développé un modèle empirique pour la prédiction des THMs mais le modèle n'a pas été validé. Engerholm et Amy (1983) ont créé un modèle basé sur des équations empiriques. Un coefficient de corrélation de 0,77 a été obtenu entre les valeurs prédites et les valeurs réelles. Après avoir enlevé les valeurs jugées suspectes, ils ont obtenu un coefficient de corrélation de 0,97. Adin et *al.* (1990) ont structuré un modèle basé sur des considérations mécaniques théoriques corrigées par des facteurs empiriques. Le coefficient de corrélation calculé en utilisant toutes les données est de 0,77. Le modèle de prédiction présenté dans ce travail est donc aussi valable que les autres modèles.

Il est difficile d'évaluer un modèle et de le comparer aux autres. Certains fournissent des résultats prometteurs mais omettent de valider le modèle. Ils sont cependant tous différents et présentent les avantages de pouvoir servir à alimenter la réflexion et améliorer les modèles à venir.

Tableau 13: Prédiction des concentrations de THMs avec des variations de la concentration de C.O.D., une faible concentration de chlore résiduel libre et une basse température

THMs ($\mu\text{g/L}$)	Chlore rés. lib.mg/L)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	C.O.D (mg/L)
155,7	0	1	7
144,7	0	1	6,5
133,8	0	1	6,0
122,8	0	1	5,5
111,8	0	1	5,0
100,9	0	1	4,5
89,9	0	1	4,0
78,9	0	1	3,5
67,9	0	1	3,0
57,0	0	1	2,5
46,0	0	1	2,0
35,0	0	1	1,5

4.1.8 Discussion sur les hypothèses

Les modèles plus complexes qui visent à accroître la finesse du processus mènent à l'accroissement exponentiel de paramètres, d'interactions entre les paramètres et de constantes introduites dans les modèles (De Marsily, 1994). Il n'est pas possible pour l'instant d'estimer toutes les constantes dans l'ensemble du milieu puisque la cinétique des réactions est méconnue et les structures des divers précurseurs n'est pas encore bien définie. Il serait inapproprié d'élaborer des règles pour les estimer à partir de quelques mesures, en quantifiant l'incertitude associée par une paramétrisation stochastique. Il faut donc éliminer la recherche d'un hypothétique modèle optimal. Plusieurs modèles tel celui de Adin et *al.* (1990), n'utilisant qu'une quantité limitée de paramètres pour la phase d'apprentissage du modèle, ont été reconnus comme fiables. Il est donc préférable d'envisager le choix de paramètres déterministes pour réduire la gamme de variation des paramètres et tenir compte de la notion d'incertitude sur la constitution interne du milieu.

CONCLUSION

La chloration des eaux constitue un réel progrès car elle a permis le passage de l'époque des risques d'épidémies hydriques à celle de l'assurance sanitaire de l'eau. Néanmoins, la production de sous-produits de la chloration tels les THMs, oblige la remise en question de l'utilisation de ce désinfectant.

D'autres oxydants ont été proposés dans ce travail mais chacune des technologies suggérées présente ses contingences de la qualité de l'eau brute à traiter qui restreignent le choix du désinfectant.

La meilleure solution pour contrôler la production des THMs semble être celle qui s'appuie sur la diminution de la quantité de matière organique. Cet objectif peut être atteint par l'utilisation de techniques d'ultrafiltration appliquées au traitement des filières.

Dans cette étude, les résultats d'analyse de la campagne de l'échantillonnage bi-mensuel effectué en 1989 et 1990 ont été traités. Aucun résultat n'excède la norme provinciale de 350 µg/L. La concentration moyenne, la médiane et la gamme des concentrations sont similaires à celles obtenues lors des campagnes d'échantillonnage effectuées par le MENVIQ depuis 1985.

Les résultats des campagnes d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994 ont également été traités. Dans ce cas-ci, les résultats obtenus sont plus élevés que ceux des autres campagnes d'échantillonnage. Cela est dû à la sélection des endroits à échantillonner effectuée en fonction de leur potentiel à générer des THMs. Seule la municipalité de St-Gédéon présente une concentration de THMs qui excède la norme provinciale pour un prélèvement réalisé à l'été 1993.

Aucun modèle de prédiction de la formation des THMs connu actuellement ne tient compte de tous les paramètres et toutes les interactions entre les paramètres, pouvant

affecter la production des THMs. Seuls les principaux facteurs tels, la concentration de C.O.D., le type de précurseur, la température, la concentration de chlore, le pH, le temps de contact avec le chlore et la concentration en bromure ont été utilisés dans la structure des modèles. Ces modèles de prédition des THMs sont rarement utilisés à des fins purement prévisionnelles car la fiabilité des résultats est discutable. Ils sont surtout utilisés pour la compréhension des phénomènes se produisant lors de la formation des THMs.

Dans ce travail, une analyse statistique a été effectuée afin d'établir une équation de prédition des THMs. Une régression linéaire multiple a admis trois descripteurs selon leur ordre d'importance soit, le C.O.D., la température et le chlore résiduel libre. L'équation obtenue a permis d'expliquer 72% de la variation des THMs par la réunion des trois facteurs précités. Cette équation a été vérifiée à l'aide de données réelles provenant des campagnes d'échantillonnage été 1993 et hiver 1994. Les résultats obtenus donnent une image relativement fiable de la production réelle des THMs puisqu'une liaison significative pour les concentrations de THMs calculées et mesurées a été obtenue avec un coefficient de corrélation de 0,7517 ($p = 0,0003$).

Le modèle présenté est un outil de travail intéressant. Il peut permettre l'étude du potentiel à générer des THMs, pour diverses prises d'eau situées dans la région 4. Il serait intéressant de vérifier la validité du modèle en utilisant des données provenant des autres régions afin de déterminer l'importance de restreindre l'utilisation du modèle à sa région d'origine.

BIBLIOGRAPHIE

Adin, A., Katzhendler, J., Alkaslassy, D. et Rav-Acha, C. (1990). Trihalomethane formation in chlorinated drinking water: a kinetic model. *Water Research*, 25: 797-805.

Agbekodo, K, Legube, B, Côté, P. et Bourbigot, M.-M. (1994). Performance de la nanofiltration pour l'élimination de la matière organique naturelle: essais sur l'usine de Méry/Oise. *Revue des sciences de l'eau*, 1994, 7:183-200.

Alborzfar, M., Gron, C. et Jonsson, G. (1994). Ultrafiltration in producing drinking water from humic ground waters. *Environment International*, 20: 411-417.

Ayotte, P. (1988). Le point sur les trihalométhanes dans l'eau potable. Compte-rendu du troisième colloque sur les substances toxiques, Montréal, 6 et 7 avril, 18 pages.

Ayotte, P. et Larue, M. (1988). Les trihalométhanes dans les petits systèmes de distribution d'eau potable au Québec. Campagne d'échantillonnage de 1987, Ministère de l'Environnement du Québec, Division des eaux de consommation, 18 pages.

Ayotte, P. et Larue, M. (1990). Micropolluants organiques. Campagne d'échantillonnage printemps/été 1987 et hiver 1988, Ministère de l'Environnement du Québec, Division des eaux de consommation, 178 pages.

Badcock, D.B. et Singer, P.C. (1979). Chlorination and Coagulation of Humic and Fulvic Acids. *Journal American Water Works Association*, 71:149-152.

Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J. et Kroner, R.C. (1974). The occurrence of organohalide in chlorinated drinking water. *American Journal of Public Health*, 66: 703-706.

Bobée, B., Cluis, D., Goulet, M., Lachance, M., Potvin, L. et Tessier, A. (1977). Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975, M.R.N..INRS-Eau, 212 pages.

Bouillot, P., Servais, P., Billen, G. et Levi, Y. (1992). Élimination du carbone organique dissous durant la filtration biologique sur charbon actif en grains. *Revue des sciences de l'eau*, 5: 33-49.

Bull, R.J. (1982). Toxicological problems associated with alternative methods of disinfection. *Journal American Water Works Association*, 74: 642-648.

Bull, R.J. et Kopfler, F.C. (1991). Health effects of disinfectants and disinfection by-products. U.S.A.: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 192 pages.

Chang, S.D. et Singer, P.C. (1991). The impact of ozonation on particle stability and the removal of TOC and THM precursors. *Journal American Water Works Association*, 83: 71-79.

Cotruvo, J.A. (1981). THMs in drinking water. *Office of Drinking Water, USEPA. Environmental Science & Technology*, 15: 268-274.

Croue, J.P. (1987). Contribution à l'étude de l'oxydation par le chlore et l'ozone d'acides fulviques naturels extraits d'eaux de surface. Thèse de doctorat es Sciences Physiques de 3 ème cycle, Université de Poitiers, 89:139 pages.

De Marsily G. (1994). Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. Tribune libre, Revue des Sciences de l'eau, 7:219-234.

Duke, D.T., Siria, J.W., Burton, B.D. et Armundsen Jr D.W. (1980). Control of trihalomethanes in drinking water. Journal American Water Works Association, 72: 470-476.

Engerholm, B.A. et Amy, G.L. (1983). A predictive model for chloroform formation from humic acid. Journal American Water Works Association, 75:418-423.

Fiessinger, F., Rook, J. J. et Duguet, J. P. (1985). Alternative methods for chlorination. Science Total Environment, 47: 299-315.

Gazette officielle du Québec (1984). Règlement sur l'eau potable. Décret 1158-84, 16 mai 1984. G.O. 2, page 2123.

Guilbault, L., Mélançon, S. et Goulet, M. (1984). Analyse statistique des données sur la qualité des eaux de rivière au Québec. Rapport synthèse 1976-1981, Bureau de la statistique du Québec et Service de la qualité des eaux, BSQ et D.G., Menviq, 63 pages.

Jackson. D.E., Larson, R.A., Snoeyink, V.L. (1987). Reaction of chlorine and chlorine

dioxide with resorcinol in aqueous solution and adsorbed on granular activated carbon. *Water Research*, 21:849-857.

Jonhson, J.D. et Jensen, J.N. (1986). THM and TOX formation: Routes, rates, and precursors. *Journal American Water Works Association*, 78:156-162.

Kavanaugh, M. C., Trussel, A. R., Cromer, J. et Trussel, R.R. (1980). An empirical kinetic model of THM formation : application to meet the proposed THM standards. *Journal American Water Works Association*, 72:578-582.

Larue, M. (1985). Micropolluants organiques. Résultats de l'échantillonnage du mois de mai 1985 portant sur les BPC, les HPA et les composés volatils. MENVIQ, Direction des eaux souterraines et de consommation, 43 pages.

Leprince, A. (1984). Un traitement complet pour l'eau potable à Cholet. Une originalité: la préoxydation aux monochloramines. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 81:29.

Les Laboratoire des techniques de l'eau MENVIQ (1988). Les oxydants dans le traitement de l'eau potable, Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement. Envirodoq 890310, 239 pages.

Levi, Y. (1992). Distribuer une eau non chlorée: le défi de la qualité, Compagnie générale des eaux. *Sciences et techniques de l'eau*, 20:251-256.

Maier, D. (1991). L'action de l'ozone sur des matières humiques. Dans W. J. Masschelein

(coord.), Paris: Lavoisier. Ozone et ozonation des eaux, pages 75 -77.

Mathieu, L., Paquin, J.L., Block, J.C., Randon, G., Maillard, J. et Reasoner, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. Revue des sciences de l'eau, 5: 91-112.

Médir, M. et Giralt, F. (1982). Stability of chlorine dioxide in aqueous solution. Water Research, 16:1379-1382.

Miller, R. G., Kopfler, F.C., Condie, L.W., Pereira, M.A., Meir, J.R., Ringhand, H.P., Robinson, M. et Casto, B. C. (1986). Result of toxicological testing of Jefferson Parish pilot plant samples. Environmental Health Perspective, 69:129-139.

National Cancer Institute (1976). Carcinogenesis bioassay of chloroform. Natl. Tech. Inform. Service, No.PB 264018/AS, Washington, D.C.

National Research Council (1987). Drinking water and health; Disinfectants and disinfectants by-products. Commission on Life Sciences, Board on Environmental Studies and Toxicology, Safe Drinking Water Committee, Subcommittee on Disinfectants and disinfectant by-products. National Academy Press, 7:207.

Nicholson, B.C., Maguire, B.P. et Bursill, D.B. (1984). Henry's Law Constant for the trihalomethane: Effect of Water Composition and Temperature. Environment Science & Technology, 18: 518-521.

Nie, N.H., Hull, C.H., Jenkins, J.G., Steinbrenner, K. et Bent, D.H. (1975). SPSS-Statistical package for the social Sciences. Second édition, XXIV, 675 pages.

Pilon, J., (1978). Désinfection de l'eau potable avec le peroxyde d'hydrogène. L'eau une industrie présenté au congrès AQTE-Face à Québec le 14-17 mai 1978, pages 28-1 à 28-11.

Prévost, M. (1992). Étude sur la filtration biologique monocouche et multicouche. Montréal : Gendron Lefebvre. Envirodoq 94065, 154 pages.

Reckhow, D.A. et Singer, P.C. (1984). The removal of organic halide precursors by preozonation and alun coagulation. Journal American Water Works Association, 4:151-157.

Rice, R.G. et Gomez-Taylor, M. (1986). Occurrence of by-products of strong oxydants reacting with drinking water contaminants -scope of the problem. Environmental Health Perspective, 69: 31-44.

Riopel, F., Desjardins, R. et Lafrance, P. (1991). Influence des modalités de l'injection du chlore sur la formation des THM en eau chaude. Sciences et techniques de l'eau, 24:347-354.

Rook, J.-J. (1974). Formation of haloform during chlorination of naturel waters. Water Treatment and Examination, 23:234-243.

Rook, J.-J. (1975). Formation and occurrence of haloform in drinking water. Proceeding 95

th Annual American Works Association Conference, section 32-4.

Santé et Bien-être Social Canada (1977). Enquête nationale sur les halométhanes dans l'eau potable. Direction générale de la protection de la santé. Rapport 77-EHD-9, 119 pages.

Statistical Analysis System, SAS Institute, Canada, 1989.

Scully, F. E., Howell, Jr. G. D., Kravitz, R. et Jewell, J. T. (1988). Proteins in Natural Waters and Their Relation to the Formation of Chlorinated Organics during Water Disinfection. *Environmental Science & Technology*, 22:537-542.

Scherrer, B. (1984), Biostatistique, Gaétan Morin éditeur, Qc., Canada, pages 583-9724.

Shull, K. E. (1981). Experience with chloramines as primary. *Journal American Water Works Association*, 73:101-104.

Smith, V.L., Cech, I., Brown, J.H. et Bogdan, G.F. (1980). Temporal variation in trihalomethane content of drinking water. *Environmental Science & Technology*, 14:190-196.

Speitel, G. E., Symons, J.M., Diehl, A.C., Sorensen, H.W. et Cipparone, L.A. (1993). Effect of Ozone Dosage and Subsequent Biodegradation on Removal of DBP Precursors. *Journal American Water Works Association*, 85:86-95.

SAS Institute (1990). SAS/STAT: user's guide: version 6- *4 th ed., Cary, Caroline du

Nord.

Thurman, E. M. (1985). *Organic Geochemistry of Natural Water*, M. Nijhoff, Dr W. Junk Publisher, Dordrecht. *Developments in biochemistry: DBGC2*, ISBN 9024731437, 495 pages.

Tieu, V.L., Peters, C.J. et Perry, R. (1982) Influence of Bromide and Ammonia upon Formation of Trihalomethanes under Water-Treatment Conditions. *Environment Science & Technology*, 16:473-479.

Tremblay-Rousseau, H. (1994). D.E.U. MENVIQ. Communications personnelles.

Trussel, R. R. et Umphres, M. D., (1978). The formation of trihalomethanes. *Journal American Water Works Association*, 70:604-612.

Umphres, M.D., Trussel, A.R., Tate, C.H. et Trussel, H.R. (1981). Trihalomethane in drinking water. *Water Quality & Supply*, 3: R-65-R-74.

United State Environmental Protection Agency (1979). National Interim Primary Drinking water Regulation Control of Trihalomethane in Drinking Water. *Federal Register*. Final Rule, 44: 68624-68707.

Urano, K. et Takemasa, T. (1986). Formation equation of halogenated organic compounds when water is chlorinated. *Water Research*, 20:1555-1560.

Urano, K., Wada, H. et Takemasa, T. (1983a). Empirical rate equation for trihalomethane

formation with chlorination of humic substance in water. *Water Research*, 17:1797-1892.

Ward, N.R., Wolfe, R.L. et Olson, B.H. (1984). Effect of pH, application technique, and chlorine-to-nitrogen ratio on disinfectant activity of inorganic chloramines with pure culture bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 48:508-512.

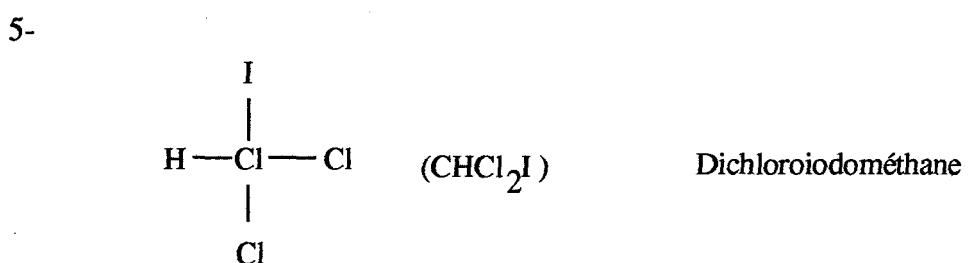
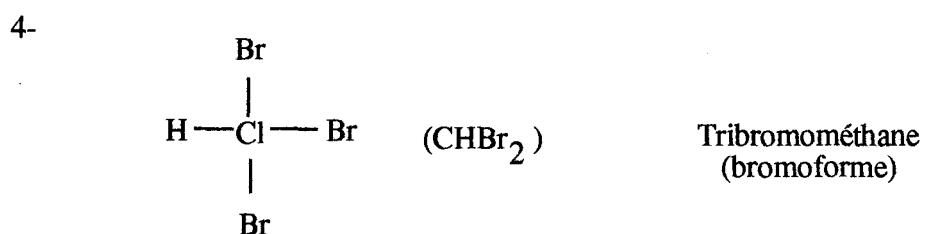
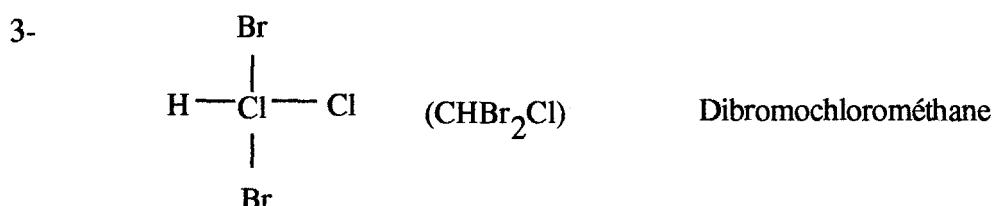
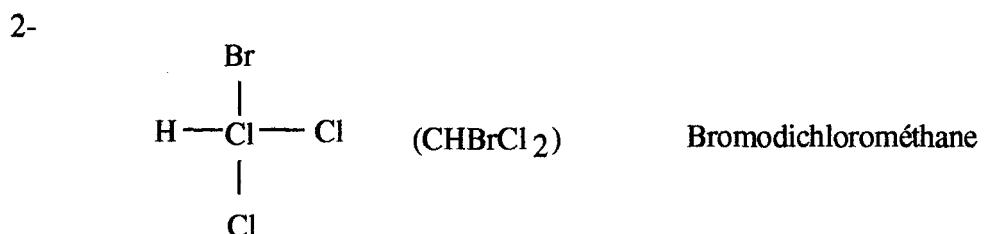
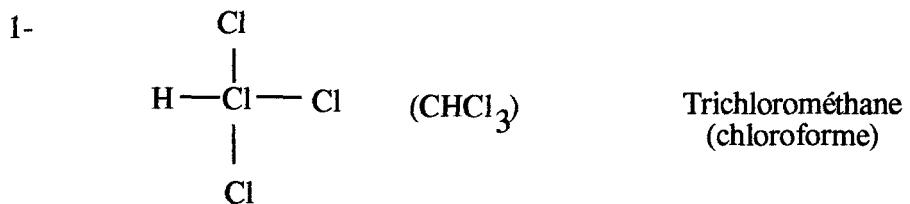
White, G.C. (1972). *Handbook of chlorination*. Van Nostrand Reinhold co., New York, ISBN 0442292856, 1070 pages.

Zoeteman, B.C.J. (1985). Drinking water and health hazards in environmental perspective. *The Science of the Total Environment*, 47:487-503.

ANNEXE 1

FORMULE

NOMENCLATURE



	FORMULE	NOMENCLATURE
6-	$ \begin{array}{c} \text{I} \\ \\ \text{H} - \text{Cl} - \text{Cl} \\ \\ \text{Br} \end{array} $	(CHClBrI) Bromochloroiodométhane
7-	$ \begin{array}{c} \text{I} \\ \\ \text{H} - \text{Cl} - \text{I} \\ \\ \text{Cl} \end{array} $	(CHClI_2) Chlorodiiodométhane
8-	$ \begin{array}{c} \text{I} \\ \\ \text{H} - \text{Cl} - \text{Br} \\ \\ \text{Br} \end{array} $	(CHBr_2) Dibromoiodométhane
9-	$ \begin{array}{c} \text{I} \\ \\ \text{H} - \text{Cl} - \text{Br} \\ \\ \text{I} \end{array} $	(CHBrI_2) Bromodiiodométhane
10-	$ \begin{array}{c} \text{I} \\ \\ \text{H} - \text{Cl} - \text{I} \\ \\ \text{I} \end{array} $	(CHI_3) Triiodométhane (idoforme)

ANNEXE 2

LABORATOIRE MENVIQ (Québec)

PRINCIPE ET THÉORIE

La détermination des composés trihalométhanes s'effectue en deux étapes. La première étape consiste à transférer les composés trihalométhanes de l'échantillon aqueux à l'aide d'un système "Purge and Trap".

Dans le système "Purge and Trap" un gaz inerte circule à la température ambiante à travers l'échantillon dans un barboteur spécialement conçu à cet effet. Les composés trihalométhanes sont ainsi transférés quantitativement de l'échantillon aqueux sur une colonne contenant un adsorbant (Carbopack B/ Carbosieve S-111) où les composés trihalométhanes sont adsorbés. Dans la seconde étape, la colonne contenant l'adsorbant est chauffée et le flux de gaz inerte est inversé afin de désorber les composés trihalométhanes sur une colonne chromatographique.

La température du chromatographe en phase gazeuse est programmée afin de séparer les différents composés qui par la suite sont détectés avec un spectromètre de masse. Le système de détection utilisé est un détecteur de masse de type trappe ionique fonctionnant dans le mode d'acquisition des ions (SCAN).

La concentration des composés trihalométhanes est déterminée par comparaison des surfaces à un temps de rétention donné obtenues pour l'échantillon et celles de chacune des solutions-étalons des composés trihalométhanes.

PRÉLEVEMENT ET CONSERVATION

Prélever un échantillon représentatif dans trois bouteilles de verre jetable de 40 ml contenant 40 mg de thiosulfate de sodium (2 grains) en prenant soin qu'il n'y ait aucune bulle d'air dans les bouteilles. Lors du prélèvement soumettre aux mêmes conditions une eau de laboratoire préalablement échantillonnée afin d'obtenir un témoin de terrain. Conserver l'échantillon à environ 4° C. Le délai de conservation entre le prélèvement et l'analyse ne doit pas excéder 14 jours.

APPAREILLAGE

Les marques de commerce apparaissant ci-dessous ne sont mentionnées qu'à titre de renseignement.

- Un système de "Purge and trap" de marque Tekmar, modèle LSC-2000;
- Un échantillonneur automatique de marque Tekmar, modèle ALS -2050;
- Un chromatographe en phase gazeuse de marque Perkin-Elmer, modèle 8420;
- Une trappe ionique de marque Perkin-Elmer;
- Une colonne chromatographique capillaire d'une longueur de 30 m x 0,32 mm D.I., de type DB-624 dont la phase est d'une épaisseur de 1,8 μ m;
- Une trappe de Carbopack B/Carbosieve S-III (Supelco #2-0321).

RÉACTIFS ET ÉTALONS

Tous les solvants utilisés sont de qualité "PURGE AND TRAP" ou l'équivalent. Les

réactifs commerciaux utilisés sont de qualité A.C.S., à moins d'indication contraire. L'eau utilisée est de l'eau de source embouteillée. Cette eau est chauffée jusqu'à ébullition pendant environ 2 heures. Elle est ensuite filtrée sur un papier filtre de marque Whatman #41, puis conservée à la température de la pièce dans un endroit exempt de solvant.

- Méthanol, CH₃ OH.
- Dichloroacétonitrile.
- Acide chlorhydrique, HCl.
- Solution-étalon de trihalométhanes Mix-601-MI de 200 µg/mL de Supelco.
- Solution-étalon d'un mélange de standards internes de 1 000 µg/ mL de Supelco (Mix-624 #4-8835).
- Solution-étalon d'un mélange de surrogates de 250 µg/mL de Supelco (#4-8876).
- Solution-étalon de dichloroacétonitrile de 1000 µg/mL (*).

Dans une fiole jaugée de 50 mL, introduire à l'aide d'une seringue 36,5 µL de dichloroacétonitrile dans environ 48 mL de méthanol et compléter au trait de jauge avec du méthanol.

-Solution-étalon de trihalométhanes de 20 µg/mL et de dichloroacétonitrile de 100 µg/mL.

Dans une fiole jaugée de 10 mL, transférer 1,0 mL de l'ampoule de la solution-étalon de trihalométhanes de 200 µg/mL et introduire à l'aide d'une pipette, 1 mL de la solution-étalon de dichloroacétonitrile de 1000 µg/mL dans environ 6 mL de méthanol et compléter au trait de jauge avec du méthanol.

-Solution d'acide chlorhydrique 20% (V/V).

Dans une fiole jaugée de 50 mL, introduire à l'aide d'une pipette 10 mL de HCl dans environ 35 mL d'eau traitée et compléter au trait de jauge avec de l'eau traitée.

- Solution-étalon de 2 μ g/mL pour l'étalonnage du GC-MS.

Dans une fiole jaugée de 50 mL, introduire à l'aide d'une micro-seringue, 5 mL de la solution-étalon combinée de trihalométhanes de 20 μ g/mL et de dichloroacétonitrile de 100 μ g/mL et ajouter 6 gouttes de la solution de HCl 20% (V/V) dans environ 40 mL d'eau traitée et compléter au trait de jauge avec de l'eau traitée. La solution devrait avoir un pH entre 4 et 5.

-Solution-étalon d'un mélange de solutions-étalons internes de 10 μ g/mL.

N.B.: Cette solution est préparée pour chaque analyse effectuée. Elle ne peut être réutilisée.

* Le volume indiqué est celui utilisé pour une substance dont le pourcentage de pureté est égal à 100. Tout écart de pourcentage peut être compensé par une correction du volume indiqué.

Dans une fiole jaugée de 100 mL, transférer 1,0 mL de la solution-étalon de standards internes de 1 000 μ g/mL dans environ 80 mL de méthanol et compléter au trait de jauge avec du méthanol.

-Solution-étalon d'un mélange de surrogate de 20 μ g/mL.

Dans une fiole jaugée de 10 mL, introduire à l'aide d'une seringue, 800 μ L de la solution-étalon d'un mélange de surrogates de 250 μ g/mL dans environ 8 mL de méthanol et compléter au trait de jauge avec du méthanol.

PROTOCOLE ANALYTIQUE

PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS ET DES SOLUTIONS-ÉTALONS

-Introduire à l'aide d'une micro-seringue 5 µL de la solution-étalon d'un mélange de surrogate de 20 µg/mL dans tous les échantillons et les solutions-étalons en perforant le septum du micro-flacon (vial)

-Introduire les échantillons et les solutions-étalons dans l'échantillonneur automatique ALS-2050. Remplir le réservoir de solution de standards internes. Vérifier toutes les conditions d'opérations de tous les systèmes.

Des dilutions doivent être effectuées lorsque les concentrations mesurées dépassent le domaine de linéarité de la réponse.

DOSAGE

-Faire un test avec une solution témoin contenant de l'eau spécialement préparée afin de vérifier la présence de contaminants dans la verrerie ou le système. De plus, lorsqu'un échantillon très contaminé est injecté, il faut toujours revérifier s'il y a encore des traces de celui-ci dans le système à l'aide d'une eau témoin.

-Étalonner le chromatographe en phase gazeuse couplé au spectromètre de masse à l'aide de la solution-étalon de 2 µg/L pour l'étalonnage du GC-MS afin de déterminer les facteurs de réponse de chacun des composés trihalométhanes.

Table de calibration des composés organiques volatils

No. calib.	Nom du produit	Masse quanti.	Scan #	Temp réten.	Identif.	Réf.	Quantité calc.	Unité	Linéarité
1	Chloroforme	83-85	608	10:09	A	2	2,000	µg/L	0-200
2	Bromodichlorométhane	83-85	768	12:49	A	2	2,000	µg/L	0-300
3	Dibromochloroéthane	127-131	934	15:35	A	2	2,000	µg/L	0-300
4	Bromoforme	171-175	1093	18:14	A	2	2,000	µg/L	0-200

LABORATOIRE MENVIQ (Montréal)

MÉTHODE ANALYTIQUE POUR LE DOSAGE DES THMs

Une partie aliquote de chaque échantillon est utilisée pour déterminer les concentrations de chloroforme, de bromodichlorométhane, de dibromochlorométhane et de bromoforme. Cette aliquote est placée dans un tube de verre frité où barbote un flux d'hélium à un débit de 40 mL/min durant 12 minutes. L'hélium entraîne les composés volatils (dont les THMs) qui sont par la suite adsorbés sur une colonne contenant du "Tenax". Cette colonne est par la suite chauffée à 180°C pour une période de trois mnutes afin de désorber les THMs. Lors de cette désorption thermique, le débit d'hélium est ramené à un débit de 1mL/min. Comme les THMS sont analysés en utilisant une colonne capillaire, il faut les condenser en tête de la colonne. Pour ce faire, cette dernière est refroidie à une température de -150°C à l'aide d'azote liquide. Cette portion de la colonne est ensuite chauffée très rapidement afin d'obtenir une injonction ponctuelle.

Les THMs sont dosés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur à capture d'électrons (ECD). De l'eau distillée a été fortifiée avec chacun des THMs, afin de déterminer leur limite de détection. Pour chacun des THMs, cette limite est de 1ug/L. Les résultats d'analyse ont été exprimés en terme du total des THMs, correspondant à la somme des concentrations des quatres trihalométhanes déterminées dans l'échantillon.

Un appareil de type "purge and trap" fabriqué par la compagnie Tekmar a été utilisé.

IL est équipé d'une colonne de 30 cm X 3 mm D.I. contenant du Tenax T.A.. Le chromatographe en phase gazeuse est un Varian 3500 muni d'un détecteur à capture d'électrons fonctionnant avec une source au ^{63}Ni . La séparation des THMs est réalisée en utilisant une colonne capillaire "fused silica" de 30 mm X 0.324 mm D.I., recouverte d'une phase liquide chimiquement liée de type DB-624. Les conditions analytiques utilisées sont les suivantes:

"purge and trap"

- temps de purge: 12 min.
- débit d'hélium: 40 mL/min.
- température de désorption: 180°C
- temps de désorption: 3 min.
- débit d'hélium: 1 mL/min.
- volume d'échantillon: variable

chromatographie en phase gazeuse

- température initiale: 40°C pendant une minute
- 1^{er} palier de programmation: 5°C/min., jusqu'à 70°C
- 2^{er} palier de programmation: 10°C/min., jusqu'à 150°C
- temps à 150°C: deux minutes
- débit d'hélium: 1mL/min.

MÉTHODE ANALYTIQUE POUR LE DOSAGE DU CHLORE RÉSIDUEL LIBRE ET TOTAL

Le dosage du chlore résiduel libre et total a été effectué par la méthode d'analyse colorimétrique au DPD (N,N-diéthyl-p-phénylène-diamine).

Réplicabilité

La réplicabilité à un niveau donné correspond à l'étroitesse de l'accord entre les résultats individuels successifs obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans le même laboratoire et dans les conditions suivantes: même analyste, même appareil, même jour.

Procédure pour établir la réplicabilité

Dans la zone quantifiable de la méthode, prendre 10 aliquotes d'un échantillon et leur faire subir toutes les étapes de la méthode d'analyse en respectant les conditions suivantes: même analyste, même appareil et même jour. Faire l'ensemble des calculs liés à la méthode et rapporter les résultats en utilisant les unités appropriées et le nombre de chiffres significatifs nécessaire.

Répétabilité

La répétabilité à un niveau donné correspond à l'étroitesse de l'accord entre les résultats individuels obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans le même laboratoire et dont au moins l'un des éléments suivants est différent: l'analyste, l'appareil, le jour.

Procédure pour établir la répétabilité

Dans la zone quantifiable de la méthode, prendre 10 aliquotes d'un échantillon et leur faire subir toutes les étapes de la méthode d'analyse en changeant au moins l'un des éléments suivants: l'analyste, l'appareil, ou le jour. Faire l'ensemble des calculs liés à la méthode et rapporter les résultats en utilisant les unités appropriées et le nombre de chiffres significatifs nécessaire.

Procédure pour l'établissement de la LID

La limite instrumentale de détection est établie par l'addition du composé analysé dans l'eau "pure" ou dans le solvant approprié (solution-étalon), de façon à obtenir une concentration finale du composé analysé correspondant à 5 fois la LID estimée. Cette solution est introduite directement dans le système instrumental pour l'analyse. Par la suite l'écart type est calculé sur les n réplica selon l'équation 1:

EQUATION 1

$$S = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

Méthode de calcul :

$$LID = 3 \times S \quad n = 10 \text{ réplica}$$

LIMITE DE DÉTECTION D'UNE MÉTHODE

La limite de détection d'une méthode est la plus basse concentration d'un composé analysé dans une matrice réelle, qui lorsque traité à travers toutes les étapes d'une méthode complète, incluant les extractions chimiques et le prétraitement, produit un signal détectable avec une fiabilité définie, statistiquement différent du signal produit par un blanc dans les mêmes conditions (Annexe 2).

Il existe deux façons de calculer la LDM;

- a) sur une courte période (échantillons)
- b) sur une longue période (duplicata)

Reproductibilité

La reproductibilité à un niveau donné correspond à l'étroitesse de l'accord entre les résultats individuels obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans des laboratoires différents et dans les conditions suivantes: analyste différent, appareil différent, jour différent ou même jour.

Les trois termes précédents se rapportant à la fidélité s'expriment à l'aide d'un intervalle de confiance à une concentration donnée, en fonction de l'écart type (S), à un niveau de confiance spécifié, pour un nombre donné (N_1) de déterminations ($n = 10$ replica). Le niveau de confiance habituel est de 95 %.

L'intervalle de confiance bilatéral de la moyenne arithmétique d'une série de mesures à un niveau de confiance de 95 % est défini par la double inégalité suivante:

$$\bar{X} - \frac{t(0,975; N_1 - 1) S}{\sqrt{N_1}} < m < \bar{X} + \frac{t(0,975; N_1 - 1) S}{\sqrt{N_1}}$$

N_1 : nombre de mesures;

m : espérance mathématique de la moyenne de la population;

\bar{X} : la moyenne arithmétique d'une série de mesures;

S : l'écart type d'une série de mesures;

$t(0,95; N_1 - 1)$: variable de la distribution de Student au niveau de confiance de 95 % pour $N_1 - 1$ degrés de liberté;

$N_1 - 1$: nombre de degrés de liberté.

Lorsque $N_1 \geq 30$, $t(0,95;N_1-1) = 2$. Pour $N_1 < 30$, il faut se référer à une table statistique de la distribution de Student pour connaître la valeur de $t(0,95;N_1-1)$ correspondant à la probabilité au dépassement bilatéral.

JUSTESSE

La justesse à un niveau donné correspond à l'étroitesse de l'accord entre la valeur certifiée par un organisme reconnu et le résultat moyen qui serait obtenu en appliquant le procédé expérimental dix fois ($n = 10$ réplica). La justesse se mesure, à un niveau donné de concentration, dans la plage pratique de la méthode (annexe 2). Elle s'exprime par l'erreur relative définie par l'équation suivante:

$$\text{Erreur relative (\%)} = \frac{|V_c - V_o|}{V_c} \times 100$$

V_c : valeur certifiée;

V_o : moyenne des valeurs observées.

Procédure pour établir la justesse

Dans la zone quantifiable de la méthode, appliquer le procédé expérimental dix fois ($n = 10$ réplica) sur un échantillon dont la valeur est certifiée par un organisme reconnu (matériau de référence certifié).

Répétabilité

La répétabilité d'une série de mesures ($N_1=10$) est représentée dans le tableau suivant:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	Répétabilité µg/L	Coefficient de variation µg/L
Chloroforme	5.1	± 0.5
Bromodichlorométhane	5.8	± 0.5
Dibromochlorométhane	5.7	± 0.6
Bromoforme	5.3	± 0.3
Dichloroacétoneitrile		

Reproductibilité

Aucun programme de contrôle interlaboratoire n'a été lancé jusqu'à présent.

Récupération

Lors d'essais ($N_1=40$), le taux de récupération par procédure d'extraction est représenté dans le tableau suivant:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	Récupération (%)	Coefficient de variation (%)
Chloroforme	100.0	6
Bromodichlorométhane	100.2	6
Dibromochlorométhane	98.2	7
Bromoforme	98.4	8
Dichloroacétoneitrile		

SENSIBILITÉ

Pour une concentration de 10 µg/L de composés volatils le signal obtenu est le suivant:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	SENSIBILITÉ SURFACE/CONC. 10 µg/L
Chloreforme	103700
Bromodichlorométhane	53649
Dibromochlorométhane	37185
Bromoforme	15439
Dichloroacéténitrile	

FIDÉLITÉ

Réplicabilité

La réplicabilité d'une série de mesures ($N_i=10$) est représentée dans le tableau suivant:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	Réplicabilité µg/L	Coefficient de variation %
Chloreforme	0.31	± 0.01
Bromodichlorométhane	0.27	± 0.01
Dibromochlorométhane	0.27	± 0.01
Bromoforme	0.25	± 0.01
Dichloroacéténitrile		

LIMITE DE DÉTECTION

Les limites de détection sont:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	LIMITE DE DÉTECTION µg/l
Chloroforme	0.06
Bromodichlorométhane	0.02
Dibromochlorométhane	0.04
Bromoforme	0.04
Dichloroacétanitrile	

LIMITE DE QUANTIFICATION

Les limites de quantification sont:

COMPOSÉS TRIHALOMÉTHANES	LIMITE DE QUANTIFICATION µg/l
Chloroforme	0.19
Bromodichlorométhane	0.08
Dibromochlorométhane	0.13
Bromoforme	0.13
Dichloroacétanitrile	

ANNEXE 3

TABLEAU 1: Québec (à la sortie du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	1.45	1.75	7.1	20.0		< 0.1
juil-89						31.70
août-89	1.40	1.60	7.2	21.0		9.20
août-89	1.20	1.45	7.1	21.5		15.30
août-89	1.20	1.45	6.8	18.0		11.00
sept-89	1.10	1.25	7.2	19.5		25.90
sept-89	1.20	1.50	7.3	14.0		20.80
octo-89	1.10	1.35	7.4	9.0		7.60
octo-89	1.15	1.35	7.4	7.5		28.00
nove-89	1.05	1.25	7.1	7.0		14.80
nove-89	0.95	1.10	7.4	1.8		14.20
déce-89	0.80	1.00	7.5	0.5		7.30
déce-89	0.75	1.00	7.2	1.2		5.00
janv-90	0.80	1.10	7.5	1.5		5.50
janv-90	0.80	1.05	7.3	1.5		4.90
févr-90	0.90	1.10	7.4	0.5		11.30
févr-90	0.75	0.95	7.3	2.0		5.50
mars-90	0.80	1.10	7.6	2.0		5.00
mars-90	0.85	1.00	7.4	2.5		4.90
mars-90	0.80	1.50	6.3	2.5		< 0.1
mars-90	-	-	6.6	-		10.40
mars-90	-	-	7.6	-		11.80
avri-90	1.00	0.90	7.4	4.0		12.90
avri-90	0.90	1.10	7.5	4.0		12.30
mai-90	0.10	1.25	7.2	12.0		33.50
mai-90	1.10	1.25		12.0		38.50
juin-90	1.40	1.65	7.8	13.5		44.20
juin-90	1.35	1.55	7.4	17.0		32.50
juil-90	1.60	1.75	7.5	20.0	1.20	47.50
juil-90	1.60	1.70	7.2	20.0		59.10
juil-90	1.40	1.65	7.0	20.5		13.30
juil-90				22.0		46.80
Moyenne	1.04	1.29	7.3	9.9		19.69

TABLEAU 2: Ste-Foy (poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	0.86	1.11	7.5	23.0		109.30
juil-89	0.91	1.11	7.5	22.4		88.10
août-89	0.89	0.94	7.5	22.6		81.40
août-89	0.84	1.08	7.5	22.4		62.20
août-89	0.84	1.08	7.4	20.0		85.30
sept-89	0.81	1.05	7.5	21.0		77.10
sept-89	0.99	1.26	7.5	17.5		88.90
octo-89	0.77	0.96	7.5	10.2		29.40
octo-89	0.75	0.94	7.5	7.7		79.10
nove-89	0.77	0.96	7.5	7.1		81.70
nove-89	0.80	0.99	7.5	2.9		84.70
déce-89	0.64	0.86	7.4	1.6		66.60
déce-89	0.68	0.89	7.6	0.2		69.40
janv-90	0.64	0.86	7.5	0.2		22.00
janv-90	0.56	0.77	7.5	0.3		59.70
févr-90	0.68	0.86	7.5	0.5		54.50
févr-90	0.64	0.86	7.5	0.4		48.30
mars-90	0.60	0.81	7.6	0.5		52.80
mars-90	0.62	0.84	7.6	0.6		42.60
mars-90	0.70	0.94	7.0	1.5		59.80
avri-90	1.26	1.39	7.5	4.0		88.80
avri-90	0.07	0.91	7.7	4.0		109.70
mai-90	0.60	0.80	7.6	10.0		105.80
mai-90	0.58	0.77	7.5	12.0		94.50
juin-90	0.80	1.02	7.5	14.0		83.90
juin-90	0.54	0.81	7.5	19.5		100.40
juil-90	0.68	0.89	7.8	20.0	2.40	130.30
juil-90	0.72	0.91	7.7	23.0		105.50
août-90	0.91	1.10		25.0		100.30
août-90	0.94	1.20	7.5	22.5		80.63
août-90	0.89	1.10	7.5	23.5		71.85
Moyenne	0.74	0.97	7.51	11.62		77.89

TABLEAU 3: Sept-Îles (à la sortie du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	5.60	6.00	7.0	19.3	moy. sur 5	85.00
juil-89	6.20	6.40	6.4	17.9	mois: 7	91.00
juil-89	4.10	4.30	6.7	17.0		120.00
août-89	5.20	5.60	6.7	20.0		130.00
août-89	6.80	7.00	7.1	15.3		110.00
sept-89	4.90	5.20	6.8	17.1		127.00
sept-89	5.10	5.20	6.7	14.3		118.00
sept-89	5.10	5.20	6.7	14.3		118.30
octo-89	3.90	4.10	7.2	9.8		104.00
octo-89	4.00	4.30	6.6	7.8		105.00
nove-89	3.90	4.20	6.8	6.4		73.00
nove-89	3.30	3.40	7.1	4.0		91.00
déce-89	3.60	3.80	6.8	3.0		59.00
déce-89	2.90	3.10	6.9	2.5		98.00
janv-90	3.20	3.40	6.8	3.1		100.00
janv-90	3.50	3.70	6.9	1.8		93.00
févr-90	3.30	3.60	7.1	2.1		136.00
févr-90	3.90	4.10	6.9	1.7		73.00
mars-90	3.40	3.70	7.0	1.8		82.00
avri-90	3.30	3.60	7.0	2.0		96.90
Moyenne	4.26	4.50	6.85	9.06		100.51

TABLEAU 4: Charny (poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	zéro	0.05	7.4	21.0		53.50
août-89	0.89	1.10	7.3	24.3		18.00
août-89	0.74	1.02	7.7	22.8		63.30
août-89	1.46	1.69	7.9	18.0		33.70
sept-89	0.94	1.16	8.1	21.0		33.60
sept-89	0.40	0.60	8.0	19.0		20.50
octo-89	1.10	1.35	7.4	9.0		24.90
octo-89	0.60	0.80	7.0	8.1		19.50
nove-89	0.26	0.54	7.7	6.1		19.70
nove-89	0.95	1.10	7.4	1.8		10.00
déce-89	0.03	0.77	8.5	2.0		2.50
déce-89	0.48	0.58	7.8	1.3		4.80
janv-90	0.16	0.48	7.5	1.3		1.50
janv-90	0.23	0.35	7.6	1.2		2.30
févr-90	zéro	0.18	8.7	1.2		2.40
févr-90	zéro	0.34	7.3	2.0		3.30
mars-90	zéro	0.41	7.9	1.2		3.40
mars-90	zéro	0.35	7.3	1.4		1.60
mars-90	-	-	7.4	-		2.40
mars-90	zéro	0.24	7.8	1.7		3.60
avri-90	zéro	0.26	8.2	4.3		5.50
avri-90	zéro	0.38	7.5	7.3		3.40
mai-90	0.11	0.23	8.4	12.6		25.50
mai-90	0.28	0.50	7.5	11.3		33.50
juin-90	0.57	0.66	7.5	16.1		37.20
juin-90	0.64	0.87	6.6	19.5		67.40
juil-90	0.90	1.09	7.3	22.3		60.30
juil-90	0.90	1.09	7.5	22.3		42.00
juil-90	1.19	1.30	-	27.1		51.00
					2.80	
Moyenne	0.61	0.67	7.72	10.97		22.42

TABLEAU 5: St-Anselme (sortie du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	0.75	0.85	7.8	23.0		63.60
août-89	0.74	0.88	7.8	23.0		7.90
août-89	0.42	0.57	7.6	22.0		44.90
août-89	0.62	0.75	7.8	18.0		17.30
sept-89	1.12	1.26	7.9	20.0		32.30
sept-89	0.60	0.75	7.6	13.8		65.10
octo-89	0.50	0.75		7.5		20.60
octo-89	0.84	0.95	7.4	7.0		24.80
nove-89	0.81	0.91	7.7	5.0		41.90
nove-89	0.90	1.01	7.5	1.0		37.80
déce-89	0.60	0.74	7.5	0.8		14.90
déce-89	0.32	0.42	7.5	0.8		17.40
janv-90	0.80	0.95	7.7	2.0		7.50
janv-90	0.82	1.00	7.9	0.8		31.10
févr-90	0.64	0.80	7.3	0.8		13.80
févr-90	1.60	1.90	7.8	0.8		78.10
mars-90	0.78	0.89	7.8	0.8		26.50
mars-90	0.70	0.70	7.7	0.8		19.64
mars-90	0.36	0.54	7.3	0.8		26.60
avri-90	0.58	0.75	7.3	3.0		24.70
avri-90	0.75	0.86	7.6	5.0		35.50
mai-90	0.52	0.60	7.7	11.0		40.00
mai-90	0.96	1.12	7.7	8.0		60.60
juin-90	0.55	0.68	7.4	13.1		46.10
juin-90	1.65	1.90	7.2	16.0		83.20
juil-90	0.62	0.72	7.6	20.0		60.60
juil-90	0.55	1.70	7.2	24.0		38.50
					1.2-2.4	
Moyenne	0.74	0.92	7.59	9.2	1.80	36.33

TABLEAU 6: Québec (à plus de 1,5 km du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température	C.O.D. eau traitée	THM
juil-89	0.20	0.25	7.2	18		52.50
août-89	zéro	0.20		22		44.70
août-89	zéro	0.20		20		57.20
août-89	zéro	0.15		18		52.70
sept-89	zéro	0.10		18		34.60
sept-89	zéro	0.10		17		38.00
octo-89	0.10	0.30		13		23.00
octo-89	0.10	0.20		12		16.30
nove-89	zéro	0.15		12		15.50
nove-89	zéro	0.10		9		23.60
déce-89	0.10	0.20		6		12.10
déce-89	0.25	0.30		4		9.70
janv-90	0.20	0.30		4		12.80
janv-90	0.10	0.30		4		15.80
févr-90	0.30	0.50		7		21.20
févr-90	0.25	0.35		3		12.80
mars-90	0.10	0.30	6.8	3		6.80
mars-90	0.25	0.30		4		10.80
mars-90	0.20	0.50		4		19.40
mars-90	0.20	0.40		4		23.90
avri-90	0.20	0.40		4		23.80
avri-90	0.20	0.30		8		26.80
mai-90	zéro	0.25		12		39.90
mai-90	0.15	0.25		15		53.90
juin-90	0.25	0.30		16		71.10
juil-90	0.25	0.30	7.2	16		64.82
31593.00	0.10	0.30		18	1.20	56.10
Moyenne	0.18	0.27	7.0	11		30.28

TABLEAU 7: Ste-Foy (à plus de 1,5 KM du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	0.40	0.60		22.5		108.20
juil-89	0.30	0.60	7.5	22.0		97.50
août-89	0.30	0.60		22.5		88.20
août-89	0.30	1.00		23.0		115.70
août-89	0.50	0.80		20.5		93.20
sept-89	0.35	0.90		21.0		76.60
sept-89	0.60	1.00		18.5		96.50
octo-89	0.40	1.00		12.0		76.40
octo-89	0.60	0.90		10.0		77.20
nove-89	0.60	0.80		9.0		88.30
nove-89	0.50	0.70		5.0		84.40
déce-89	0.40	0.70		3.0		73.50
déce-89	0.60	0.80		0.8		74.00
janv-90	0.50	0.70		3.0		31.20
janv-90	0.50	0.80		2.5		53.30
févr-90	0.30	0.50		4.0		57.10
févr-90	0.40	0.90		2.0		47.30
mars-90	0.30	0.70		2.0		52.50
mars-90	0.50	0.70		3.0		46.40
mars-90	0.60	0.80		4.0		70.80
avri-90	1.00	1.20		4.0		94.20
avri-90	0.30	0.80		8.0		94.20
mai-90	0.40	0.45		12.0		109.50
mai-90	0.20	0.40		13.0		95.10
juin-90	0.20	0.40		15.0		96.90
juin-90	0.20	0.40		18.0		122.40
juin-90	0.20	0.40		18.0		122.40
juil-90	0.50	0.70	7.8	19.0	2.40	134.80
juil-90	0.40	0.60		22.0		98.30
août-90	0.20	0.40		24.0		93.50
août-90	0.25	0.40		22.0		63.71
août-90	0.25	0.40		23.0		48.80
Moyenne	0.41	0.69		12.76		83.82

TABLEAU 8: Sept-Îles (à plus de 1,5 km du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	0.20	0.30	7.2	15.5	moy- sur 5 mois: 7	156.00
juil-89	4.00	4.20	6.3	15.0		166.00
juil-89	3.50	5.70	6.6	16.0		207.00
août-89	0.60	0.80	6.6	15.0		178.00
août-89	0.30	0.40	7.1	14.5		194.00
sept-89	1.30	1.80	6.8	15.0		155.00
sept-89	1.40	1.60	7.3	14.0		248.70
sept-89	1.40	1.60	7.3	14.0		249.00
octo-89	0.30	0.40	7.3	10.0		195.00
octo-89	zéro	<1	6.5	8.0		162.00
octo-89	0.90	1.00	6.4	6.0		167.00
nove-89	zéro	0.20	6.6	8.0		160.00
nove-89	1.10	1.30	6.6	8.0		160.00
nove-89	0.40	0.50	7.2	7.0		180.00
nove-89	0.90	1.00	7.1	6.0		165.00
déce-89	<1	0.20	7.0	5.0		170.00
déce-89	0.40	0.50	6.8	4.5		160.00
déce-89	<1	0.20	6.9	2.5		190.00
janv-90	0.60	0.70	6.6	2.5		166.00
janv-90	0.60	0.70	6.9	2.0		122.00
févr-90	0.90	1.10	7.0	2.0		213.00
févr-90	0.60	0.70	6.5	2.0		140.00
mars-90	0.90	1.00	7.0	1.0		205.00
avri-90	0.60	0.90	6.8	1.0		189.00
Moyenne	1.05	1.17	6.85	8.10		179.07

TABLEAU 9: Charny (à plus de 1,5 km du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	zéro	0.05	7.2	21.0		70.50
août-89	zéro	0.05		22.0		77.50
août-89	zéro	0.05		21.0		87.80
août-89	zéro	zéro		20.0		71.60
sept-89	zéro	zéro		20.0		36.70
sept-89	zéro	zéro		19.0		50.50
octo-89	0.10	0.30		13.0		35.10
octo-89	zéro	zéro		12.0		38.00
nove-89	zéro	0.05		10.5		23.50
nove-89	zéro	0.10		9.0		21.00
déce-89	zéro	0.05		7.0		5.40
déce-89	zéro	zéro		4.0		2.80
janv-90	zéro	0.05		4.0		1.80
janv-90	zéro	zéro		4.0		2.40
févr-90	zéro	zéro		3.5		2.00
févr-90	zéro	0.05		3.0		2.90
mars-90	zéro	zéro		3.0		2.00
mars-90	zéro	zéro		3.5		1.80
mars-90	zéro	zéro	6.6	3.0		2.90
avri-90	zéro	zéro		4.0		4.90
avri-90	zéro	zéro		5.0		2.30
mai-90	zéro	zéro		9.0		25.70
mai-90	zéro	zéro		11.0		40.60
juin-90	zéro	zéro		14.0		39.80
juin-90	zéro	zéro		17.0		17.00
juil-90	zéro	0.05	7.3	17.0		66.00
juil-90	zéro	0.05	7.3	17.0		45.50
juil-90	zéro	0.05		19.5		61.30
					2.80	
Moyenne	0.10	0.08	7.20	11.29		29.97

TABLEAU 10: St-Anselme (à plus de 1,5 KM du poste de traitement)

Paramètres analysés						
Date de prélev.	Ch. rés. libre	Ch.rés. total	pH	Température °C	C.O.D. (mg/L) eau traitée	THM µg/L
juil-89	0.05	0.30		20.0		75.20
août-89	0.10	0.20		21.5		63.10
août-89	zéro	0.10		21.0		74.40
août-89	0.05	0.20		20.0		63.30
sept-89	0.10	0.25		20.5		81.30
sept-89	zéro	0.20		19.5		72.70
octo-89	zéro	0.10		16.0		70.40
octo-89	0.10	0.20		15.0		55.10
nove-89	0.10	0.20		13.5		54.90
nove-89	0.20	0.30		10.0		42.70
déce-89	0.10	0.20		9.0		38.20
déce-89	0.05	0.20		7.0		43.10
janv-90	0.40	0.60		8.0		27.20
janv-90	0.10	0.25		4.0		34.50
févr-90	0.20	0.30		5.0		33.90
févr-90	0.80	1.00		5.0		99.80
mars-90	0.20	0.30		4.0		25.30
mars-90	0.20	0.40		5.0		16.40
mars-90	0.30	0.50		3.0		33.30
avri-90	0.40	0.60		3.0		37.90
avri-90	0.60	0.70		7.0		42.00
mai-90	0.20	0.25		9.0		49.10
mai-90	0.10	0.25		10.0		68.50
juin-90	0.20	0.25		13.0		56.60
juin-90	0.10	0.30		16.0		110.30
juil-90	zéro	0.10		18.0		84.90
juil-90	0.05	0.15		18.0		48.30
					1.2-2.4	
Moyenne	0.20	0.31		11.9	1.80	55.64

ANNEXE 4

TABLEAU 1: Echantillonnage à l'eau brute (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités				
	St-François	Baie St-Paul	Donnacona	Fossambault	St-Gédéon
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)					
Chloroforme	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Bromodichlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)					
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	< 0.70	< 0.70	< 0.70	< 0.70	< 0.70
Chloral hydrate	< 1.00	< 1.00	< 1.00	2.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00	< 1.00	2.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	< 0.30	< 0.30	< 0.30	3.20	< 0.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	6.00	2.00	5.60	3.80	4.40
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	1.40	< 0.40	< 0.40	0.70	< 0.40
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres					
Aluminium (mg/L)	0.22	0.06	0.14	0.03	0.23
Aluminium dissous (mg/L)	0.22	0.05	0.10	0.02	0.16
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.03
COD (mg/l)	12.80	2.00	4.80	2.80	11.40
Température ($^{\circ}\text{C}$)	15	14	19	20	13
ph	6.6	7.2	7.4	7.4	7.3

TABLEAU 2: Echantillonnage à l'eau brute (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	MUNICIPALITÉS				
	Delisle	St-Augustin	Pte-Claire	Iberville	Joliette
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)					
Chloroforme	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Bromodichlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)					
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	< 0.70	< 0.70	< 0.70	< 0.70	< 0.70
Chloral hydrate	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	3.20	3.50	1.50	1.00	12.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	< 1.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	3.50
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres					
Aluminium (mg/L)	0.30	0.48	0.08	0.08	0.10
Aluminium dissous (mg/L)	0.15	0.36	0.03	0.06	0.05
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	6.80	18.10	3.30	3.30	3.70
Température ($^{\circ}\text{C}$)	19	-	23	24	24
ph	6.9	6.3	8.3	8.3	7.7

TABLEAU 3: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊St-François	*St-François	◊Baie St-Paul	*Baie St-Paul
	Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)			
Chloroforme	140.00	160.00	5.40	40.00
Bromodichlorométhane	0.79	1.60	0.10	0.76
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	140.79	161.60	5.50	40.76
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	2.80	2.60	< 0.70	< 0.70
Chloral hydrate	8.00	10.00	< 1.00	4.00
1,1-dichloropropanone	3.00	3.00	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	13.00	11.00	1.70	3.10
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	13.00	2.00	1.10	1.30
Acide dichloroacétique	220.00	21.00	39.00	39.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	300.00	2.30	21.00	24.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminium (mg/L)	0.30	0.03	0.05	0.05
Aluminium dissous (mg/L)	0.30	0.29	0.05	0.04
Bromures (mg/l)	0.21	0.25	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	14.40	12.80	2.10	2.20
Température (°C)	15	15	14	14.5
ph	6.6	6.6	6.9	7.1
Chlore résiduel libre	> 4.0	zéro	0.7	0.3
Chlore résiduel total	> 4.0	zéro	1.2	0.5

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 4: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊Donnaconna	*Donnaconna	◊Fossambault	*Fossambault
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	23.00	45.00	44	110.00
Bromodichlorométhane	0.57	1.10	0.68	1.80
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	23.57	46.10	44.68	111.80
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	< 0.70	1.50	< 0.70	2.40
Chloral hydrate	< 1.00	5.00	< 1.00	7.00
1,1-dichloropropanone	1.00	1.00	< 1.00	1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	2.00	4.00	< 0.3.	3.80
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	1.40	< 0.50	2.60	< 0.50
Acide dichloroacétique	35.00	35.00	49.00	14.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	28.00	29.00	25.00	37.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminium (mg/L)	0.05	0.05	0.02	0.02
Aluminium dissous (mg/L)	0.05	0.05	0.01	0.02
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	0.16	0.11
COD (mg/l)	2.10	2.20	2.80	2.60
Température (°C)	20	19	19	16
ph	6.8	6.8	7	7
Chlore résiduel libre	0.8	0.45	0.8	0.025
Chlore résiduel total	1	0.7	1.5	0.05

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 5: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:		Municipalités			
		◊St-Gédéon	*St-Gédéon	◊Delisle	*Delisle
Trihalométhanes (µg/L)					
Chloroforme	140.00	440.00	110	160.00	
Bromodichlorométhane	2.60	16.00	0.73	1.30	
Dibromochlorométhane	< 0.05	0.31	< 0.05	< 0.05	
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	
TOTAL	142.60	456.31	110.72	161.30	
Autres contaminants (µg/L)					
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D	
Dichloroacétonitrile	1.50	10.00	< 0.70	2.20	
Chloral hydrate	3.00	25.00	< 1.00	1.20	
1,1-dichloropropanone	3.00	2.00	2.00	2.60	
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D	
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60	
1,1,1-trichloropropanone	11.50	20.00	7.00	14.00	
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	
Acide chloroacétique	10.00	11.00	6.90	7.20	
Acide dichloroacétique	170.00	250.00	125.00	160.00	
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	
Acide trichloroacétique	260.00	480.00	115.00	160.00	
Acide bromochloroacétique	3.10	< 0.50	0.70	< 0.50	
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80	
Autres paramètres					
Aluminuin (mg/L)	0.24	0.18	0.24	0.02	
Aluminium dissous (mg/L)	0.17	0.14	0.12	0.11	
Bromures (mg/l)	< 0.02	0.36	0.27	0.25	
COD (mg/l)	11.40	10.50	6.40	6.50	
Température (°C)	15	15	19	18.5	
ph	7.3	7.3	7	6.9	
Chlore résiduel libre	3.5	0.1	2.5	2	
Chlore résiduel total	> 4	0.4	3.5	2.75	

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 6: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ St-Augustin	* St-Augustin	◊ Pointe-Claire	* Pointe-Claire
Trihalométhanes (µg/L)				
Chloroforme	99.00	200.00	40.00	80.00
Bromodichlorométhane	0.66	2.30	11.00	14.00
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	2.30	1.80
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	99.66	202.30	53.30	95.80
Autres contaminants (µg/L)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	0.50	2.60	1.80	3.00
Chloral hydrate	2.50	1.60	< 1.00	2.00
1,1-dichloropropanone	4.00	4.70	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.30	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	11.00	20.00	2.40	4.70
Dibromoacétonitrile	< 0.30	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	12.00	2.90	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	102.00	31.00	28.80	9.90
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	45.00	90.00	16.00	20.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	3.70	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminuin (mg/L)	0.47	-	0.08	0.08
Aluminium dissous (mg/L)	0.31	-	0.06	0.06
Bromures (mg/l)	0.19	-	0.16	0.11
COD (mg/l)	18.40	-	1.70	2.00
Température (°C)	12	11	24	20
ph	6.4	-	7.8	7.8
Chlore résiduel libre	0.1	zéro	0.9	0.2
Chlore résiduel total	0.3	zéro	1.25	0.3

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 7: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ Iberville	* Iberville	◊ Joliette	* Joliette
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	34.00	35.00	11.00	23.00
Bromodichlorométhane	3.70	3.50	1.50	2.80
Dibromochlorométhane	0.25	0.24	0.21	0.42
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	37.95	38.74	12.71	26.22
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	1.90	2.00	< 0.07	0.90
Chloral hydrate	1.10	< 1.00	< 1.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	2.10	3.20	1.20	1.60
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.50	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	0.80
Acide dichloroacétique	6.10	3.80	11.60	17.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	13.30	1.50	5.20	3.60
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminuin (mg/L)	0.06	0.04	0.26	0.22
Aluminium dissous (mg/L)	0.05	0.03	0.23	0.21
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	1.70	1.70	1.90	1.90
Température (°C)	24	21	23	21
ph	7.2	7.3	8	8.1
Chlore résiduel libre	0.3	0.05	1	0.4
Chlore résiduel total	0.45	0.1	1.25	0.55

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 8: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ Drummondville	* Drummondville	◊ Gatineau	* Gatineau
Trihalométhanes (µg/L)				
Chloroforme	80.00	80.00	50.00	90.00
Bromodichlorométhane	3.17	3.20	2.90	3.70
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	0.06	0.08
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	83.17	83.20	52.96	93.78
Autres contaminants (µg/L)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	< 0.50	< 0.50
Dichloroacétonitrile	3.60	4.30	4.30	4.10
Chloral hydrate	9.00	12.00	3.00	4.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	< 0.30	< 0.30
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	4.10	5.70	3.20	< 0.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	88.00	84.00	41.00	12.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	93.00	86.00	19.00	21.00
Acide bromochloroacétique	1.00	< 0.50	1.70	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Température (°C)	17	-	19	18
Chlore résiduel libre	1.23	0.8	0.8	0.9
Chlore résiduel total	1.42	1	1.5	-

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 9: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ Trois-Rivières	*Trois-Rivières	◊ Québec	*Québec
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	30.00	40.00	55.00	80.00
Bromodichlorométhane	1.14	1.28	2.20	3.10
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.06
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	31.14	41.28	57.20	83.16
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	0.08	0.21	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	1.20	0.80	2.20	2.60
Chloral hydrate	3.00	3.00	11.00	18.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00	1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	1.20	< 0.30	7.40	7.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	2.90
Acide dichloroacétique	58.00	39.00	73.00	74.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	35.00	25.00	98.00	76.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Bromures (mg/l)	0.21	0.21	< 0.02	< 0.02
Température ($^{\circ}\text{C}$)	18.5	18	21	17
Chlore résiduel libre	0.55	0.25	1.25	0.5
Chlore résiduel total	0.65	0.45	1.5	0.8

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 10: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #18)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	MUNICIPALITÉ	
	◊Lévis	*Lévis
	Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)	
Chloroforme	17.00	30.00
Bromodichlorométhane	6.10	12.00
Dibromochlorométhane	1.10	2.33
Bromoforme	< 0.10	< 0.10
TOTAL	24.20	44.33

Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)		
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	N/D	N/D
Dichloroacétonitrile	3.20	5.70
Chloral hydrate	3.00	7.00
1,1-dichloropropanone	< 1.00	< 1.00
Chloropicrine	N/D	N/D
Bromochloroacétonitrile	< 0.60	< 0.60
1,1,1-trichloropropanone	2.00	2.70
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	23.00	7.40
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	29.00	14.00
Acide bromochloroacétique	2.00	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80

Autres paramètres		
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02
Température ($^{\circ}\text{C}$)	20	19
Chlore résiduel libre	1	0.05
Chlore résiduel total	1.25	0.1

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 1: Echantillonnage à l'eau brute (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités				
	St-François	Baie St-Paul	Donnacona	Fossambault	St-Gédéon
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)					
Chloroforme	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Bromodichlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	< 0	< 0	< 0	< 0	< 0
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)					
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	0.70	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacétonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
Chloral hydrate	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Chloropicrine	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacétonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	4.00	0.90	3.70	1.20	1.20
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	0.90	< 0.40	1.10	< 0.40	< 0.40
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres					
Aluminuin (mg/L)	0.1	0.03	0.07	0.07	0.05
Aluminium dissous (mg/L)	0.07	0.02	0.04	0.07	0.04
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.07
COD (mg/l)	4.40	0.90	3.40	2.40	3.00
Température (°C)	1	1	3	2	1
ph	6.5	7.2	6.9	6.4	7.5

TABLEAU 2: Echantillonnage à l'eau brute (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités				
	Delisle	St-Augustin	Pte-Claire	Iberville	Joliette
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)					
Chloroforme	< 0.20	non analysé	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Bromodichlorométhane	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Dibromochlorométhane	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	non analysé	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	< 0		< 0	< 0	< 0
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)					
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	0.08
Tétrachloroéthylène	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	non analysé	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	non analysé	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacétonitrile	< 0.40	non analysé	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacétonitrile	< 0.30	non analysé	< 0.30	< 0.30	< 0.30
Chloral hydrate	< 1.00	non analysé	< 1.00	< 1.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	1.30	non analysé	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Chloropicrine	< 1.00	non analysé	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacétonitrile	< 0.30	non analysé	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	< 0.30	non analysé	< 0.30	< 0.30	< 0.30
Dibromoacétonitrile	< 0.40	non analysé	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	non analysé	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	5.80	non analysé	2.40	1.20	0.70
Acide bromoacétique	< 1.00	non analysé	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	5.10	non analysé	0.70	< 0.40	< 0.40
Acide bromochloroacétique	< 0.50	non analysé	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	non analysé	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres					
Aluminium (mg/L)	0.15	0.01	0.12	0.07	0.01
Aluminium dissous (mg/L)	0.11	0.01	0.05	0.07	< 0.01
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	7.70	< 0.20	6.00	2.40	2.90
Température (°C)	1	3	zéro	2	4
ph	6.7	6.9	7.1	6.4	7.6

TABLEAU 3: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊St-François	*St-François	◊Baie St-Paul	*Baie St-Paul
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	15.00	70.00	1.19	8.20
Bromodichlorométhane	0.14	0.95	< 0.05	0.38
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	15.14	70.95	1.19	8.58
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacetonitrile	0.30	3.10	< 0.30	0.40
Chloral hydrate	2.00	15.00	< 1.00	1.00
1,1-dichloropropanone	0.70	0.70	< 10.40	< 0.40
Chloropicrine	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacetonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	1.50	5.10	< 0.30	0.70
Dibromoacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	12.00	3.30	< 0.05	< 0.05
Acide dichloroacétique	78.00	87.00	19.00	21.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	78.00	100.00	15.00	16.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminuin (mg/L)	0.11	0.10	0.03	0.02
Aluminium dissous (mg/L)	0.07	0.07	0.02	0.02
Bromures (mg/l)	0.15	0.17	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	4.70	4.50	0.90	0.90
Température ($^{\circ}\text{C}$)	1	2	1	3
ph	6.4	6.5	7	7
Chlore résiduel libre	2.75	1.00	0.90	0.50
Chlore résiduel total	3.00	1.25	1.00	0.70

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 4: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ Donnaconna	*Donnaconna	◊ Fossambault	*Fossambault
Trihalométhanes (µg/L)				
Chloroforme	8.60	20.00	24.00	40.00
Bromodichlorométhane	0.24	0.69	0.30	0.68
Dibromochlorométhane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	8.84	20.69	24.30	40.68
Autres contaminants (µg/L)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	0.66	0.65	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacetonitrile	< 0.30	0.80	0.60	1.50
Chloral hydrate	1	2.00	3.00	7.00
1,1-dichloropropanone	< 0.40	< 0.40	0.80	1.00
Chloropicrine	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacetonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	0.80	1.80	3.20	4.10
Dibromoacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	14.00	18.00	44.00	22.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	12.00	17.00	46.00	33.00
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminuin (mg/L)	0.06	0.04	0.07	0.11
Aluminium dissous (mg/L)	0.01	0.02	0.03	0.03
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	0.11	0.11
COD (mg/l)	1.60	1.60	2.50	2.30
Température (°C)	2	3	2	3
ph	7	6.9	6.4	6.4
Chlore résiduel libre	0.35	0.6	0.8	0.05
Chlore résiduel total	0.45	0.8	1	0.15

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 5: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊St-Gédéon	*St-Gédéon	◊Delisle	*Delisle
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	10.00	50.00	40	50.00
Bromodichlorométhane	1.51	14.00	0.15	0.20
Dibromochlorométhane	0.40	2.50	< 0.05	< 0.05
Bromoforme	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	11.91	66.50	40.15	50.20
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacetonitrile	1.30	2.70	0.40	0.70
Chloral hydrate	< 1.00	6.00	3.00	4.00
1,1-dichloropropanone	1.30	1.90	3.40	4.00
Chloropicrine	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacetonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	0.40	3.40	5.60	6.30
Dibromoacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	46.00	44.00	66.00	68.00
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	59.00	55.00	51.00	57.00
Acide bromochloroacétique	8.50	7.90	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminuin (mg/L)	0.05	0.06	0.13	0.12
Aluminium dissous (mg/L)	0.04	0.03	0.11	0.11
Bromures (mg/l)	< 0.02	0.03	0.07	0.07
COD (mg/l)	3.10	3.10	7.60	7.20
Température (°C)	1	1	zéro	3
ph	7.4	7.5	6.9	6.8
Chlore résiduel libre	1.5	0.7	0.4	0.2
Chlore résiduel total	2.25	0.9	0.5	0.5

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 6: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊St-Augustin	*St-Augustin	◊Pointe-Claire	*Pointe-Claire
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	non analysé	non analysé	30.00	40.00
Bromodichlorométhane	non analysé	non analysé	1.91	3.03
Dibromochlorométhane	non analysé	non analysé	0.06	0.08
Bromoforme	non analysé	non analysé	< 0.10	< 0.10
TOTAL			31.97	43.11
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	non analysé	non analysé	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	non analysé	non analysé	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	non analysé	non analysé	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	non analysé	non analysé	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	non analysé	non analysé	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	non analysé	non analysé	< 0.20	< 0.20
Trichloroacetonitrile	non analysé	non analysé	< 0.40	< 0.40
Dichloroacetonitrile	non analysé	non analysé	2.00	3.00
Chloral hydrate	non analysé	non analysé	1.00	2.00
1,1-dichloropropanone	non analysé	non analysé	0.50	0.70
Chloropicrine	non analysé	non analysé	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacetonitrile	non analysé	non analysé	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	non analysé	non analysé	2.30	3.50
Dibromoacetonitrile	non analysé	non analysé	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	non analysé	non analysé	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	non analysé	non analysé	25.00	7.10
Acide bromoacétique	non analysé	non analysé	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	non analysé	non analysé	27.00	7.20
Acide bromochloroacétique	non analysé	non analysé	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	non analysé	non analysé	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminium (mg/L)	non analysé	0.05	0.05	0.05
Aluminium dissous (mg/L)	non analysé	< 0.01	0.05	0.03
Bromures (mg/l)	non analysé	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	non analysé	0.20	2.50	2.50
Température ($^{\circ}\text{C}$)	non analysé	3	zéro	6
ph	non analysé	7	7.4	7.5
Chlore résiduel libre	non analysé	zéro	0.6	0.05
Chlore résiduel total	non analysé	zéro	1	0.2

◊ poste de traitement

* réseau

TABLEAU 7: Echantillonnage à l'eau traitée (campagne #19)

SOUS-PRODUITS DE LA CHLORATION:	Municipalités			
	◊ Iberville	* Iberville	◊ Joliette	* Joliette
Trihalométhanes ($\mu\text{g/L}$)				
Chloroforme	25.00	19.00	1.96	3.94
Bromodichlorométhane	3.34	2.49	0.25	0.38
Dibromochlorométhane	0.12	0.10	< 0.05	0.06
Bromoformé	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10
TOTAL	28.46	21.59	2.21	4.38
Autres contaminants ($\mu\text{g/L}$)				
1,1,1-trichloroéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachlorure de carbone	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Trichloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Tétrachloroéthylène	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromoéthane	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
1,2-dibromo-3-chloropropane	< 0.20	< 0.20	< 0.20	< 0.20
Trichloroacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Dichloroacetonitrile	3.10	3.80	0.40	0.70
Chloral hydrate	1.00	2.00	< 1.00	< 1.00
1,1-dichloropropanone	1.00	1.00	< 0.40	< 0.40
Chloropicrine	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Bromochloroacetonitrile	< 0.30	< 0.30	< 0.30	< 0.30
1,1,1-trichloropropanone	1.60	2.20	0.40	0.80
Dibromoacetonitrile	< 0.40	< 0.40	< 0.40	< 0.40
Acide chloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dichloroacétique	14.00	11.00	5.70	5.90
Acide bromoacétique	< 1.00	< 1.00	< 1.00	< 1.00
Acide trichloroacétique	11.00	11.00	< 0.40	< 0.40
Acide bromochloroacétique	< 0.50	< 0.50	< 0.50	< 0.50
Acide dibromoacétique	< 0.80	< 0.80	< 0.80	< 0.80
Autres paramètres				
Aluminium (mg/L)	0.02	0.02	0.09	0.06
Aluminium dissous (mg/L)	0.01	< 0.01	0.09	0.06
Bromures (mg/l)	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
COD (mg/l)	1.60	1.60	1.60	1.60
Température ($^{\circ}\text{C}$)	1	3	zéro	1
ph	7	7.1	8.1	7.9
Chlore résiduel libre	0.2	zéro	0.29	0.1
Chlore résiduel total	0.5	0.05	0.45	0.35

◊ poste de traitement

* réseau

ANNEXE 5

**CONCENTRATIONS MOYENNES ANNUELLES DES THM
ET CHLORE RÉSIDUEL LIBRE**

MUNICIPALITÉ	THM RÉSEAU (µg/L)				CHLORE RÉSIDUEL LIBRE (CRL)			
	CONC. MOYENNES ANNUELLES	DÉVIATION STANDARD	MÉDIANE	PLAGE DES CONCENTRA- TIONS	(USINE) (mg/L)	(RÉSEAU) (mg/L)	RAPPORT (CRL) USINE/RÉSEAUX	ÉCHANTILLONS SANS CRL (RÉSEAU) EN %
NATIQUAN	287	200	221	24-837	1 - 1,9	0,1	0,96	7%
SEPT-ÎLES	183	46	183	122-364	3,2 - 6,2	0,1 - 4,00	0,43	5%
SAINTE-FOY	34	25	36	31-134	0,58 - 1,26	0,3 - 1,00	0,7	0%
BOISCHATEL	75	59	68	10-319	1 - 3,00	0,2 - 2,20	0,6	26%
ST-ANSELM	56	23	54	16-110	0,32 - 1,65	0,05 - 0,30	0,4	30%
LÉVIS (LAUZON)	50	19	42	25-85	0,5 - 1,34	0,03 - 0,21	0,13	78%
QUÉBEC	29	18	23	6,8-71	0,75 - 1,60	0,1 - 0,25	0,14	32%
CHARNY	26	27	21	1,8-87	0 - 1,46	--	0	96%

ANNEXE 6

TABLEAU 1: intervalles de confiance

# des données	Trihalométhanes			Bornes pour les valeurs prédictes		Résidu
	Valeur Y1 (observée)	Valeur (prédictée)	Erreur type (estimateur)	<95 %	>95 %	
1	52.5000	47.5391	4.3150	-14.7152	109.8000	4.9609
2	44.7000	51.5703	5.3650	-11.0027	114.1000	-6.8703
3	57.2000	47.3276	4.8100	-15.0686	109.7000	9.8724
4	52.7000	43.0850	4.3270	-19.1727	105.3000	9.6150
5	34.6000	43.0850	4.3270	-19.1727	105.3000	-8.4850
6	38.0000	40.9637	4.1210	-21.2392	103.2000	-2.9637
7	23.0000	34.7054	3.5780	-27.3659	85.7767	-11.7054
8	16.3000	32.5841	3.5520	-29.4815	94.6496	-16.2841
9	15.5000	30.3570	3.5870	-31.7163	92.4304	-14.8570
10	23.6000	23.9930	3.7540	-38.1189	86.1049	-0.3930
11	12.1000	19.8561	4.2420	-42.3786	82.0908	-7.7561
12	9.7000	18.9540	4.8480	-43.4535	81.3615	-9.2540
13	12.8000	17.8405	4.7860	-44.5484	80.2294	-5.0405
14	15.8000	15.6134	4.7160	-46.7548	77.9816	0.1866
15	21.2000	26.4315	4.2650	-35.8094	88.6725	-5.2315
16	12.8000	16.8327	5.1110	-45.6571	79.3225	-4.0327
17	6.8000	13.4921	4.9830	-48.9572	75.9414	-6.6921
18	10.8000	18.9540	4.8480	-43.4535	81.3615	-8.1540
19	19.4000	17.8405	4.7860	-44.5484	80.2294	1.5595
20	23.9000	17.8405	4.7860	-44.5484	80.2294	6.0595
21	23.8000	17.8405	4.7860	-44.5484	80.2294	5.9595
22	26.8000	26.3258	3.9400	-35.8313	88.4829	0.4742
23	39.9000	30.3570	3.5870	-31.7163	92.4304	9.5430
24	53.9000	40.0616	3.7660	-22.0533	102.2000	13.8384
25	71.1000	44.4099	3.9960	-17.7612	106.6000	26.6901
26	64.8000	44.4099	3.9960	-17.7612	106.6000	20.4101
27	56.1000	45.3120	4.2800	-16.9330	107.6000	10.7880
28	108.2000	87.8677	5.2760	25.3245	150.4000	20.3323
29	97.5000	84.5800	5.0640	22.1051	147.1000	12.9200
30	88.2000	85.6407	5.2300	23.1126	148.2000	2.5593
31	115.7000	86.7013	5.3970	24.1177	149.3000	28.9987
32	93.2000	85.8581	4.7730	23.4671	148.2000	7.3479
33	76.6000	83.5722	4.7590	21.1912	146.0000	-6.9722
34	96.5000	83.8365	4.4450	21.5462	146.1000	12.6635
35	76.4000	40.4457	2.9250	3.6564	127.5000	10.8062

TABLEAU 2: intervalles de confiance

# des données	Trihalométhanes			Bornes pour les valeurs prédictes		Résidu
	Valeur Y1 (observée)	Valeur (prédictée)	Erreur type (estimateur)	<95 %	>95 %	
37	88.3000	63.6839	3.6120	1.6048	125.8000	24.6161
38	84.4000	52.9715	4.0230	-9.2064	115.1000	31.4285
39	73.5000	46.5818	4.3620	-15.7655	108.8000	26.9982
40	74.0000	46.2890	5.4390	-16.3088	108.9000	27.711
41	31.2000	48.7289	4.5520	-13.5915	111.0000	-17.5289
42	53.3000	47.6682	4.6950	-14.6938	110.0000	5.6318
43	57.1000	46.3961	3.9580	-15.7655	108.6000	10.7039
44	47.3000	44.3805	4.6620	-17.9716	106.7000	2.9195
45	52.5000	42.1534	4.5510	-20.1667	104.5000	10.3466
46	46.4000	48.7289	4.5520	-13.5915	111.0000	-2.3289
47	70.8000	53.0772	4.5460	-9.2414	115.4000	17.7228
48	94.2000	61.9854	6.0930	-0.8475	124.8000	32.2146
49	94.2000	54.8814	3.0450	-7.0786	116.8000	39.3186
50	109.5000	65.5938	2.9250	3.6564	127.5000	43.9062
51	95.1000	63.2610	2.8570	1.3359	125.2000	31.8390
52	96.9000	67.5037	3.1530	5.5225	129.5000	29.3963
53	122.4000	73.8676	3.8620	11.7298	136.0000	48.5324
54	122.4000	73.8676	3.8620	11.7298	136.0000	48.5324
55	134.8000	82.6701	4.3490	20.4066	144.9000	52.1299
56	98.3000	86.8070	5.1130	24.3167	149.3000	11.4930
57	93.5000	86.5956	5.7590	23.8858	149.3000	6.9044
58	63.7100	83.4665	5.0660	20.9912	145.9000	-19.7565
59	48.8000	85.5878	5.3990	23.0033	148.2000	-36.7878
60	15.6000	168.4000	7.7280	104.9000	232.0000	-152.8000
61	166.0000	253.1000	19.7820	180.0000	326.1000	-87.0576
62	207.0000	244.0000	17.0750	173.7000	314.4000	-37.0437
63	178.0000	177.3000	6.8610	114.2000	240.5000	0.6620
64	194.0000	169.6000	7.3790	106.2000	233.0000	24.4038
65	155.0000	192.9000	7.2020	129.6000	256.2000	-37.9273
66	248.7000	193.0000	7.3200	129.7000	256.4000	55.6670
67	249.0000	193.0000	7.3200	129.7000	256.4000	55.9670
68	195.0000	160.1000	6.9500	96.8701	223.2000	34.9498
69	162.0000	149.1000	7.8580	85.5313	212.7000	12.8736
70	167.0000	164.9000	6.2380	102.0000	227.8000	2.0728

TABLEAU 3: intervalles de confiance

# des données	Trihalométhanes			Bornes pour les valeurs prédictes		Résidu
	Valeur Y1 (observée)	Valeur (prédictée)	Erreur type (estimateur)	<95 %	>95 %	
71	160.0000	149.1000	7.8580	85.5313	212.7000	10.8736
72	160.0000	173.6000	6.3660	110.7000	236.6000	-13.6239
73	180.0000	155.9000	6.6610	92.8551	219.0000	24.0867
74	165.0000	164.9000	6.2380	102.0000	227.8000	0.0728
75	170.0000	142.8000	7.9200	79.1373	206.4000	27.2376
76	160.0000	150.6000	6.7840	87.5006	213.7000	9.3900
77	190.0000	137.5000	8.1030	73.7440	201.2000	52.5409
78	166.0000	150.8000	6.6670	87.7606	213.9000	15.1786
79	122.0000	149.8000	6.7340	86.6721	212.8000	-27.7607
80	213.0000	156.4000	6.6500	93.3881	212.5000	56.5581
81	140.0000	149.8000	6.7340	86.6721	212.8000	-9.7607
82	205.0000	154.3000	6.8060	91.2700	217.4000	50.6794
83	189.0000	147.6000	6.8830	84.4882	210.8000	41.3606
84	70.5000	84.5537	5.1460	22.0527	147.1000	-14.0537
85	77.5000	86.6750	5.4610	24.0696	149.3000	-9.1750
86	87.8000	44.2485	4.6380	-18.0966	106.6000	43.5515
87	71.6000	42.1272	4.9320	-20.3061	104.6000	29.4728
88	36.7000	82.4324	4.8430	20.0263	144.8000	-45.7324
89	50.5000	80.3111	4.5530	17.9904	142.6000	-29.8111
90	35.1000	69.8101	3.0200	7.8549	131.8000	-34.7101
91	38.0000	65.4618	3.2060	3.4699	127.5000	-27.4618
92	23.5000	62.2798	3.1630	0.2967	124.3000	-38.7798
93	21.0000	59.0978	3.2280	-2.8984	121.1000	-38.0978
94	5.4000	54.8551	3.4710	-7.1925	116.9000	-49.4551
95	2.8000	48.4911	4.0990	-13.7061	110.7000	-45.6911
96	1.8000	48.4911	4.0990	-13.7061	110.7000	-46.6911
97	2.4000	48.4911	4.0990	-13.7061	110.7000	-46.0911
98	2.0000	47.4305	4.2260	-14.8001	109.7000	-45.4305
99	2.9000	46.3698	4.3590	-15.8965	108.6000	-43.4698
100	2.0000	46.3898	4.3590	-15.8965	108.6000	-44.3698
101	1.8000	47.4305	4.2260	-14.8001	109.7000	-45.6305
102	2.9000	46.3698	4.3590	-15.8965	108.6000	-43.4698
103	4.9000	48.4911	4.0990	-13.7061	110.7000	-43.5911
104	2.3000	50.6125	3.8610	-11.5252	112.8000	-48.3125
105	25.7000	59.0978	3.2280	-2.8954	121.1000	-33.3978

TABLEAU 4: intervalles de confiance

# des données	Trihalométhanes			Bornes pour les valeurs prédictes		Résidu
	Valeur Y1 (observée)	Valeur (prédicté)	Erreur type (estimateur)	<95 %	>95 %	
106	40.6000	63.3404	3.1650	1.3568	125.3000	-22.7404
107	39.8000	69.7044	3.4250	7.6669	131.7000	-29.9044
108	17.0000	76.0684	4.0260	13.8899	128.2000	-59.0684
109	66.0000	76.0684	4.0260	13.8899	138.2000	-10.0684
110	45.5000	76.0684	4.0260	13.8899	138.2000	-30.5684
111	61.3000	81.3717	4.6960	19.0095	143.7000	-20.0717
112	75.2000	61.6054	4.6000	-0.7287	123.9000	13.5946
113	63.1000	65.9010	5.0030	3.4455	128.4000	-2.9000
114	74.4000	62.6132	4.9550	0.1727	125.1000	11.7868
115	63.3000	61.6054	4.6000	-0.7287	123.9000	1.6946
116	81.3000	63.7796	4.7010	1.4161	126.1000	17.5204
117	72.7000	59.4313	4.5230	-2.8810	121.7000	13.2687
118	70.4000	52.0066	3.6890	-10.0901	114.1000	18.3934
119	55.1000	52.1123	3.3860	-9.9170	114.1000	2.9877
120	54.9000	48.9303	3.1910	-13.0585	110.9000	5.9697
121	42.7000	43.7327	3.1370	-18.2452	105.7000	-1.0327
122	38.2000	39.3844	3.2380	-22.6140	101.4000	-1.1844
123	27.2000	34.0282	3.5870	-28.0452	96.1016	-6.8282
124	43.1000	43.9442	3.6780	-18.1501	106.0000	-0.8442
125	34.5000	28.7777	4.2580	-33.4614	91.0168	5.7223
126	33.9000	33.1261	4.0100	-29.0484	95.3006	0.7739
127	99.8000	46.4884	5.5940	-16.1629	109.1000	53.3116
128	25.3000	31.0048	4.2720	-31.2380	93.2475	-5.7048
129	16.4000	33.1261	4.0100	-29.0484	95.3006	-16.7261
130	33.3000	31.1105	4.6440	-31.2364	93.4574	2.1895
131	34.9000	33.3375	4.8070	-29.0576	95.7327	1.5625
132	42.0000	46.2769	4.4490	-16.0144	108.6000	-4.2769
133	49.1000	41.6114	3.2360	-20.3865	103.6000	7.4886
134	68.5000	41.5057	3.1440	-20.4736	103.5000	26.9943
135	56.6000	50.0967	3.1290	-11.8880	112.1000	6.5033
136	110.3000	54.2337	3.5650	-7.8347	116.3000	56.0663
137	84.9000	56.2493	4.1310	-5.9562	118.5000	28.6507
138	48.3000	57.3628	4.0620	-4.8250	119.6000	-9.0628