

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉTERMINATION DES STRATÉGIES
VISANT À ÉLIMINER LES AVIS DE BOUILLIR DU RÉSEAU DE DISTRIBUTION
D'EAU POTABLE DE MONTRÉAL

KARINE JULIENNE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

JUIN 2000



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*

Our file *Notre référence*

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

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

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-57414-8

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

DÉTERMINATION DES STRATÉGIES
VISANT À ÉLIMINER LES AVIS DE BOUILLIR DU RÉSEAU DE DISTRIBUTION
D'EAU POTABLE DE MONTRÉAL

présenté par : JULIENNE Karine

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

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

Mme PRÉVOST Michelle, Ph.D., présidente

M. DESJARDINS Raymond, M.ING., membre et directeur de recherche

M. MILETTE Robert, D.Sc.A, membre

REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Michèle Prévost de m'avoir accueillie au sein de la Chaire CRSNG Industrielle en eau potable et ainsi m'avoir donné une expérience unique.

Je remercie aussi Raymond Desjardins pour son rôle de directeur de maîtrise et sa façon incomparable de gérer chacune de mes sollicitations.

Je remercie la Ville de Montréal et tout particulièrement Robert Milette, Alain Champagne et Claude Soly, pour leur partenariat hors du commun et les renseignements précieux qu'ils m'ont fournis

Un très grand merci à Benoit Barbeau pour tout le savoir qu'il a pu m'enseigner, sa pédagogie, sa gentillesse et surtout sa bonne humeur.

Merci à toute l'équipe de la Chaire : à Patrick Laurent pour sa générosité et son attention ; à Denis et Patrice pour leur aide inestimable sur le réseau et leur humour exceptionnel ; à Jacinthe et Julie pour m'avoir tant appris et pour leur sympathie ; à Vincent, Marie-Claude, Josée, Boniface, France et Manon pour toujours avoir pris le temps de répondre à mes demandes ; à tous les étudiants pour leur complicité et leur soutien, merci Julie, Magali, Julianne, Josefina, Christian.

Ces remerciements seraient plus qu'incomplets si je n'avais pas un mot pour mes amis. Alors un merci des plus sincères à Marjory, Céline, Hélène, Marie-Jo, Sev, Lulu, Virginie et au 9^{ème} ouest pour tout le bonheur que vous m'apportez, pour votre soutien extraordinaire pendant ces moments difficiles et, tout simplement, pour votre amitié.

Un immense merci revient à mon père, à ma mère. Merci pour votre confiance, votre amour, votre présence. Ce que je suis aujourd'hui, ce mémoire, je vous le dois, et il m'est donné ici la plus belle des occasions pour grandement vous en remercier.

RÉSUMÉ

Les usines de traitement d'eau potable visent à produire une eau de qualité, qu'elles distribuent ensuite aux consommateurs, via le réseau de distribution. Or, ce transport peut engendrer une contamination bactérienne de l'eau. Celle-ci peut être détectée et contrôlée par l'intermédiaire d'un indicateur bactérien, les coliformes totaux. Ainsi, le *Règlement sur l'eau potable* de la province de Québec impose la limite de cet indicateur à 10 unités formatrices de colonies (UFC) par 100 mL, sans quoi un avis de bouillir doit être émis. Afin d'éviter une telle situation, des stratégies visant à éliminer les coliformes des réseaux sont mises en place.

Notre projet de recherche intitulé « Détermination des stratégies visant à éliminer les avis de bouillir du réseau de distribution d'eau potable de Montréal » a été réalisé sur une partie du réseau de la Ville de Montréal pendant deux étés consécutifs (1998 et 1999). Quatre stratégies ont été testées (by-pass, vidanges orientées, modifications hydrauliques et modèles prédictifs) et leur efficacité respective mesurée, à l'aide de plusieurs paramètres caractéristiques de la qualité d'une eau potable (chlore résiduel, turbidité, carbone organique total, fer total, bactéries hétérotrophes aérobies, coliformes totaux, comptes totaux de bactéries).

La première stratégie consiste en l'installation de by-pass et a été testée pour un secteur particulier, où des coliformes ont été régulièrement détectés. Un premier by-pass, placé en extrémité de réseau ($Q = 50 \text{ L/min}$) n'a apporté aucune amélioration de la qualité d'eau, des coliformes ayant même été détectés suite à cette installation. Il a donc été décidé d'augmenter le débit du by-pass, ce qui a permis d'accroître les débits de la zone environnante ainsi que les concentrations en chlore. Toutefois des coliformes ont encore été décelés. L'inversion du sens d'écoulement dans la zone, provoquée par le by-pass, en est supposée l'origine : de l'eau est amenée dans la zone via une conduite avec de plus longs temps de séjour et de plus, contaminée. L'installation de nouveaux by-pass a donc été décidée. Placés de sorte à éviter l'arrivée d'eau de la conduite contaminée, ils ont occasionnés une augmentation de chlore, une baisse des BHA et l'élimination des avis de bouillir depuis. L'efficacité des by-pass est donc considérée satisfaisante mais préconisée uniquement à court terme, puisque leur rôle se limite à détourner l'eau d'un endroit pour un autre.

Les vidanges unidirectionnelles ou orientées ont été testées dans le même secteur. Les résultats n'ont pas apporté d'amélioration notable au niveau des paramètres mesurés et l'on a même noté la présence de coliformes les semaines suivant les vidanges. Le problème qui se pose ici est le non respect des vitesses de vidanges recommandées, causé par la configuration du secteur, et qui empêche alors un nettoyage convenable. L'efficacité des vidanges orientées peut donc difficilement être confirmée ou infirmée, dans le cas d'un tel secteur.

Des modifications hydrauliques ont été testées sur un réservoir situé sur le circuit dit des Hôpitaux. Celui-ci est habituellement alimenté par une pompe en continu, à partir d'un autre réservoir, et une seconde pompe est mise en fonction que ponctuellement (maintien d'un niveau minimum d'eau dans le réservoir). La première modification apportée, l'utilisation simultanée des deux pompes et la seconde, la fermeture de la moitié du réservoir, ont eu des impacts identiques : réduction du cycle de remplissage/vidange et diminution de moitié du temps de séjour, à l'intérieur du réservoir. De plus, la concentration de chlore dans le réservoir a été augmentée tout comme dans la zone qu'il dessert. Enfin, aucun coliforme n'est détecté lors de l'expérimentation de ces deux stratégies, d'où leur utilisation recommandée.

Les modèles prédictifs ne présentent pas un succès probant. Le modèle AL COL offre de bons résultats pour les points positifs en coliformes : la détection de ceux-ci se produit pour des risques considérés maximum ou critique dans 90% des cas. Mais les points négatifs atteignent aussi ces niveaux de risques dans 39% des cas, ce qui réduit fortement la précision du modèle. Le manque d'événements positifs en coliformes a certainement nuit au modèle et son utilisation passe donc par un perfectionnement des méthodes de détection. L'autre modèle statistique expérimenté (Statistica) ne montre que de rares corrélations significatives peu cohérentes. Ce manque de concordance ne nous a pas permis de le retenir pour le réseau de distribution de la Ville de Montréal.

Il ne semble donc pas exister, pour un réseau donné, de solution unique permettant de gérer la problématique des avis de bouillir. La mise en place des stratégies passe d'abord par une détermination de la source des coliformes, pour ensuite pouvoir prétendre à une efficacité optimale des mesures correctrices.

ABSTRACT

Drinking water plant aim to obtain the best water quality they can. This quality is nevertheless often decreasing when water travels through the network to consumers' tap. To know if water respects rules imposed by Quebec regulation, indicators such as coliforms bacteria are used. Measurement of more than 10 colonies per 100 mL entails boiling water order. To avoid such a situation, strategies against positive coliforms events must be applied on drinking water distribution systems.

Our project, called "Determination of strategies in order to suppress water boiled announcements in Montreal drinking water distribution network (Quebec, Canada)" has been realized during two consecutive summers (98 and 99). Four different strategies were tested : by-pass, unidirectional flushing, hydraulic changes and predictive models. Their respective impact were observed through of parameters such as chlorine, turbidity, total organic carbon, iron, heterotrophic plate count, coliforms and total bacteria population.

The first strategy, by-pass, was tested on a part of Montreal distribution system where coliforms were often detected. By-pass with a flow equal to 50 L per minute was installed but not any improvement happened and coliforms were still identified. The flow was then increased at 225 L per minute leading to chlorine residual augmentation but not to coliforms suppression.

The problem was probably linked to the flow's inversion due to the by-pass. Thus, older water come into the studied area through a pipe which is supposed to be contaminated after earlier pipe breaks. A new by-pass was subsequently installed so as to void water coming from this pipe. Then, chlorine residual increased, HPC levels decreased and coliforms avoided. Nevertheless, this solution could only be used in a short term view because it just turns away water from a place to another.

Unidirectional flushing didn't give expected results and even after their implementation coliforms were detected. The too small velocities of flushing caused by the configuration of the area are probably the explanation of this failure. So, this strategy can not be applied on such an area.

Hydraulic changes were made for on tank. Usually the tank was continuously filled by one pump and another one was set off when tank's level went under 3,5 m. First change consisted in using both pumps simultaneously and the second in closing half of the tank.. Same consequences were observed in both cases : a reduction of reservoir filling cycle and a diminution of residence times. Besides, chlorine concentration increased in the reservoir but also in the area deserved and no more coliforms were detected.

AL COL predictive model provided good results concerning coliforms positive points with 90% of coliforms events estimated for maximum and critical level risks. However, 39% of negative points showed the same levels of risks.

The lack of coliforms events probably disadvantaged the model and the improvement of detection methods is a real need to succeed in application of models. The other statistic model tested completely failed to obtain true significant correlations between experimental parameters and coliforms events.

As a consequence, an unique solution avoiding all coliforms events and water boiling orders does not exist. The efficiency of a strategy requires the determination of coliforms origins and so a good knowledge of the studied part of the distribution system.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ.....	vi
ABSTRACT	x
TABLE DES MATIÈRES	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES	xviii
LISTE DES ANNEXES.....	xxi
 INTRODUCTION	 1
CHAPITRE 1: BIBLIOGRAPHIE.....	5
1.1 Origine des coliformes dans les réseaux	5
1.1.1 Intrusions dues à l'usine	5
1.1.2. Intrusions dans le réseau	6
1.1.3. La recroissance et le biofilm	8
1.1.3.1. Influence des paramètres chimiques	9
1.1.3.2. Influence des paramètres physiques	11
1.2. Le dénombrement de coliformes	13
1.2.1. La problématique	13
1.2.2. Le dénombrement des coliformes par milieux de culture	16
1.2.2.1. La méthode historique : NPP.....	16
1.2.2.2. Le dénombrement sur le milieu m-Endo.....	17

1.2.2.3. Le dénombrement des coliformes sur le milieu m-T7	18
1.2.2.4. Le dénombrement des coliformes par le milieu Colilert.....	19
1.2.3. Les techniques en émergence.....	20
1.2.3.1. L'hybridation fluorescente in-situ (FISH).....	20
1.2.3.2. Méthode enzymatique	20
1.3. Les stratégies de contrôle des coliformes en réseau	21
1.3.1. Les traitements à l'usine	21
1.3.2. Les vidanges.....	22
1.3.3. Le rôle des désinfectants.....	24
1.3.4. Les inhibiteurs de corrosion.....	27
1.3.5. Le régime hydraulique.....	27
1.3.6. Les modèles prédictifs.....	28
CHAPITRE 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODES	33
2.1. Le plan d'échantillonnage	33
2.1.1. Les usines	37
2.1.2. Circuit 1 : Botrel	37
2.1.3. Circuit 2 : Oratoire	38
2.1.4. Circuit 3 : Hôpitaux.....	38
2.1.5. Circuit 4 : Zone surpressée	39
2.2. Procédure d'échantillonnage	40
2.2.1. Matériel.....	40

2.2.1.1. Prélèvements pour les mesures microbiologiques.....	40
2.2.1.2. Prélèvements pour les mesures physico-chimiques.....	40
2.2.1.3. Prélèvements pour la mesure de fer total.....	41
2.2.1.4. Prélèvements pour la mesure de la matière organique.....	41
2.2.2. Méthodes de prélèvements.....	41
2.3. Les méthodes analytiques.....	43
CHAPITRE 3 : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	47
3.1. Le circuit Botrel.....	48
3.1.1. Présentation de la zone d'étude.....	48
3.1.2. Hydraulique et qualité de l'eau du secteur.....	49
3.1.3. Hypothèses quant à l'origine du problème.....	51
3.1.4. « By-pass » été 1998 : élimination de l'effet cul-de-sac.....	52
3.1.5. Les vidanges unidirectionnelles (1999).....	58
3.1.6. Modification de l'hydraulique du secteur (1999).....	65
3.2. Le circuit des Hôpitaux.....	70
3.2.1. Présentation de la zone d'étude.....	70
3.2.2. La qualité d'eau du secteur.....	71
3.2.3. Description des stratégies.....	73
3.2.3.1. Le mode d'opération habituel.....	74
3.2.3.2. La configuration deux pompes en simultané.....	74
3.2.3.3. Fermeture de la moitié du réservoir.....	75

3.2.4. Impacts des stratégies sur la qualité de l'eau	77
3.2.4.1. Impacts sur la qualité de l'eau dans le réservoir	77
3.2.4.2. Impacts sur la qualité de l'eau du circuit des Hôpitaux	82
3.3 Les modèles prédictifs	89
3.3.1. Le modèle AL COL	89
3.3.1.1. Valeurs seuils	89
3.3.1.2. Les niveaux de risques	94
3.3.2. Le modèle statistique	102
 CONCLUSION	105
RÉFÉRENCES	107
ANNEXES.....	115

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Localisation des points d'échantillonnage du circuit Botrel.....	37
Tableau 2.2 : Localisation des points d'échantillonnage du circuit de l'Oratoire.....	38
Tableau 2.3 : Localisation des points d'échantillonnage du circuit des Hôpitaux.....	39
Tableau 2.4 : Localisation des points d'échantillonnage du circuit de la zone surpressée	39
Tableau 2.5 : Méthodes d'analyses	45
Tableau 3.1 : Événements positifs en coliformes pour le circuit Botrel (1998)	56
Tableau 3.2 : Événements positifs en coliformes pour le circuit Botrel (1999)	57
Tableau 3.3 : Points positifs en coliformes et leurs paramètres.....	90
Tableau 3.4 valeurs seuils des paramètres du modèle (75e centile).....	92
Tableau 3.5 : Répartition des échantillons positifs selon les classes de risque.....	99
Tableau 3.6 : Pourcentages des points négatifs avec une moyenne de plus de deux critères positifs	100
Tableau 3.7 : Nombre de corrélations significatives obtenues pour les différentes bases de données testées	103

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Vidanges orientées et conventionnelles	23
Figure 2.1 : Représentation schématique des zones de l'île de Montréal	33
Figure 2.2 : Échantillons positifs en coliformes totaux (%) sur le réseau de Montréal...	34
Figure 2.3 : Plan du secteur à l'étude	36
Figure 2.4 : Mise en place de l'échantillonnage sur le terrain.....	42
Figure 3.1 : Schéma détaillé du circuit Botrel.....	48
Figure 3.2 : a) diamètres ; b) débits ; c) temps de séjour du circuit Botrel.....	50
Figure 3.3 : Chlore libre dans le circuit Botrel (1998)	52
Figure 3.4 : Turbidité dans le circuit Botrel (1998).....	53
Figure 3.5 : Concentration de BHA dans le circuit Botrel (1998)	53
Figure 3.6 : Comptes totaux dans le circuit de Botrel (1998).....	54
Figure 3.7 : Colonies atypiques sur m-Endo dans le secteur Botrel (1998)	55
Figure 3.8 : Débits dans le circuit Botrel suite à l'augmentation du débit du by-pass à 225l/min.....	56
Figure 3.9 : Coliformes détectés lors de la vidange	60
Figure 3.10 : Turbidité et comptes totaux lors de la vidange.....	60
Figure 3.11 : Chlore libre dans le circuit Botrel (1999)	61
Figure 3.12 : Turbidité dans le circuit Botrel (1999).....	62
Figure 3.13 : Concentration des BHA dans le circuit Botrel (1999).....	62
Figure 3.14 : Comptes totaux dans le circuit Botrel (1999).....	63

Figure 3.15 : Colonies atypiques sur m-Endo dans le circuit Botrel (1999).....	63
Figure 3.16 : Débits mesurés au point P3 du circuit Botrel	65
Figure 3.17 : Emplacement des points d'échantillonnage du circuit des Hôpitaux	70
Figure 3.18 : Évolution de la concentration de chlore libre au réservoir Sommet (étés 1997 et 1998)	71
Figure 3.19 : Proportion des événements positifs en coliformes du circuit des Hôpitaux sur la totalité du réseau	72
Figure 3.20 : Agenda des configurations du réservoir Sommet (été 1999)	73
Figure 3.21 : Cycles de remplissage/vidange du réservoir Sommet	74
Figure 3.22 : Cycles de remplissage/vidange de la stratégie pompes synchrones et impact sur le temps de séjour dans le réservoir	75
Figure 3.23 : Réservoir Sommet.....	76
Figure 3.24 : Cycles de remplissage/vidange de la stratégie C2 fermé et impacts sur le temps de séjour dans le réservoir	76
Figure 3.25 : Variations du chlore résiduel en sortie de Côte-des-Neiges et au réservoir Sommet.....	78
Figure 3.26 : Turbidité moyenne au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte- des-Neiges.....	79
Figure 3.27 : Moyenne géométrique des BHA dans le réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges.....	80
Figure 3.28 : Débit pompé du réservoir Côte-des-Neiges vers celui de Sommet (août 99)	80

Figure 3.29 : Carbone organique total moyen au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges.....	81
Figure 3.30 : Comptes totaux moyens au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges	82
Figure 3.31 : Pourcentage d'échantillons du circuit des Hôpitaux avec plus de 0,1 mg/l de chlore libre.....	83
Figure 3.32 : Variations de la turbidité pour le circuit des Hôpitaux	84
Figure 3.33 : Variations de la consommation de COT (Px – P9) pour le circuit des Hôpitaux	85
Figure 3.34 : Variations de la concentration de BHA pour le circuit des Hôpitaux	86
Figure 3.35 : Variations des comptes totaux pour le circuit des Hôpitaux	87
Figure 3.36 : Niveaux de risque au point P4 (1998).....	94
Figure 3.37 : Niveaux de risque au point P5 (1998).....	95
Figure 3.38 : Niveaux de risque au point P18 (1998).....	95
Figure 3.39 : Niveaux de risque au point P20 (1998).....	96
Figure 3.40 : Niveaux de risque au point P3 (1999).....	96
Figure 3.41 : Niveaux de risque au point P5 (1999).....	97
Figure 3.42 : Niveaux de risque au point P6 (1999).....	97
Figure 3.43 : Niveaux de risque au point P22 (1999).....	98
Figure 3.44 : Répartition des critères positifs pour les points positifs en coliformes (1998 et 1999).....	99

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Données brutes des différent paramètres mesurés (échantillonnages de 1998 et 1999)	115
Annexe 2 : Graphes de détermination des valeurs seuils pour le modèle prédictif AL COL	128

INTRODUCTION

Les usines de traitement de l'eau potable visent à produire une eau traitée de qualité et ce, indépendamment des propriétés de l'eau brute qui entre dans l'usine. En contrepartie, l'impact du transport de l'eau traitée à travers le réseau de conduites a été historiquement couramment négligé. En effet, les réseaux de distribution peuvent représenter une source de contamination de l'eau véhiculée, parfois inévitable et souvent reliée à l'ancienneté des conduites.

Le contrôle de la qualité microbiologique de l'eau d'un réseau de distribution s'effectue, en général, grâce au groupe de microorganismes appelé coliformes totaux, considéré comme un indicateur de contamination bactérienne de l'eau potable. Ainsi, le *Règlement sur l'eau potable* de la province de Québec (Canada), impose que 90% des échantillons soient exempts de toute bactérie coliforme et qu'aucun ne contienne plus de 10 Unités Formatrices de Colonies (UFC) par 100 ml d'eau (Normes Québécoises, 1984). Le dépassement de cette dernière directive entraîne l'émission d'un avis de faire bouillir pour toute la zone touchée. Par exemple, au Québec, plus de 500 avis sont émis annuellement.

Ces avis gênent à plusieurs égards les municipalités qui doivent y recourir. En effet, dans le but d'éliminer les coliformes, les municipalités doivent nettoyer la partie contaminée du réseau.

Ce travail fait appel à du personnel qualifié et engendre par la même occasion le mécontentement et la méfiance des consommateurs, ce qui ne va pas dans le sens d'une bonne image de la gestion d'eau potable de leur ville. L'objectif des producteurs d'eau est donc d'éviter d'arriver à cette alternative en contrôlant la présence de coliformes dans leur réseau, grâce à différentes stratégies.

Dans le cadre de notre projet, nous avons cherché à évaluer l'efficacité de plusieurs de ces stratégies afin de réduire, voire éliminer, les échantillons positifs en coliformes totaux sur un réseau de distribution. Ces travaux ont été réalisés en partenariat avec la Ville de Montréal (Québec, Canada). Cette dernière ne connaît pas de problème généralisé de coliformes totaux vu qu'elle atteint facilement le critère du 90% des échantillons sans coliforme. En effet, durant les années 1995 à 1997, une moyenne de seulement 0,12% des échantillons collectés contiennent plus de 10UFC/100mL. Néanmoins, aussi faible que soit ce pourcentage, il engage la Ville à émettre des avis de faire bouillir. Ceux-ci s'élèvent, à un total de 29, depuis les dix dernières années, soit une moyenne d'environ trois par an. Afin de comprendre l'origine de ces événements et d'essayer de les corriger le plus efficacement possible, la Chaire CRSNG Industrielle en eau potable a entrepris le projet de recherche intitulé « Détermination de stratégies visant à éliminer les avis de bouillir du réseau de distribution d'eau potable de Montréal », en association avec la Ville de Montréal.

Les usines de traitement Atwater et DesBaillets alimentent le réseau de distribution de la Ville de Montréal. Ces usines puisent leur eau brute dans le fleuve Saint Laurent et alimentent la totalité du réseau de Montréal avec une capacité de traitement de 1 136 000 m³/jour pour l'usine Des Baillets et de 1590 000 m³/jour pour celle d'Atwater (Ville de Montréal, Service des travaux publics, L'eau à une source, 1998). Le réseau de distribution comprend six réservoirs (Montagne, Sommet, Côte des Neiges, Vincent d'Indy, Châteaufort, et McTavish), 2500 km de conduites ainsi que 241 500 branchements d'eau. Il est divisé en six zones, Z1 à Z6, (figure 2.1) et une sous-zone, délimitées en fonction de l'élévation. En effet, la présence du mont Royal (230 m) oblige une subdivision du réseau en paliers de pression et la présence de réservoirs afin de maintenir une pression acceptable au robinet de chacun des consommateurs.

Les avis de bouillir de la Ville de Montréal sont surtout observés durant la période estivale et dans les zones 3, 4 et 5 (44,5% de la totalité avis de bouillir) alors que seulement 28,5% des échantillons y sont prélevés. C'est ce qui explique pourquoi notre étude est réalisée en été et dans les trois zones les plus touchées.

L'approche de travail retenue consiste à repérer les points d'échantillonnage pour lesquels des coliformes sont le plus souvent détectés et d'y suivre la qualité de l'eau. L'analyse des résultats permettra de proposer différentes mesures correctrices et éventuellement d'éliminer les avis de bouillir du réseau.

Le déroulement du projet comprend les cinq phases suivantes :

- 1) l'identification des points d'échantillonnage à risque ;
- 2) l'élaboration d'un plan d'échantillonnage ;
- 3) la réalisation des campagnes d'échantillonnage ;
- 4) l'analyse des résultats obtenus et le diagnostic des problèmes ;
- 5) la mise en place de différentes stratégies et observation de l'évolution de la qualité de l'eau.

Ce mémoire présente la démarche réalisée pour mener à bien ces différentes étapes. Dans un premier temps, la revue bibliographique est présentée afin de mieux cerner l'origine des coliformes à l'intérieur des réseaux et les stratégies de contrôle qui leur correspondent. Puis, une description de la méthodologie et des outils analytiques employés au cours des campagnes d'échantillonnage sont exposées ainsi que la mise en œuvre des mesures correctrices. Enfin, les résultats obtenus seront présentés par stratégie, en montrant l'impact de chacune d'elles, les conclusions à en tirer et les recommandations à retenir.

CHAPITRE 1

BIBLIOGRAPHIE

1.1. Origine des coliformes dans les réseaux

L'apparition des coliformes dans l'eau de consommation provient essentiellement de trois types de mécanismes (AWWARF, 1996) : soit par intrusions à l'usine (faiblesse de la barrière de traitement) ou intrusions en réseau (par exemple, bris de conduites), soit par recroissance à l'intérieur même des conduites du réseau (présence d'un biofilm).

1.1.1. Intrusions dues à l'usine

Le rôle de l'usine est de rendre potable l'eau de surface ou souterraine puisée. Pour cela, la plupart d'entre elles possèdent une triple barrière coagulation/floculation/décantation, filtration et désinfection. Néanmoins, il arrive qu'en sortie d'usine on retrouve quelques coliformes. Par exemple, pour les trois usines qui alimentent la Ville de Laval (Québec, Canada), le nombre d'échantillons positifs en coliformes à la sortie des usines atteint parfois 0,4% par an (Morissette et al., 1999). Le dysfonctionnement d'une ou plusieurs des barrières est une cause probable à ce type d'événements.

Moore et al. (1994) montrent que pour 17 états des Etats-Unis participants à leur étude, 34 cas d'épidémies sont associés à une consommation d'eau potable. Dans 70% des cas, une interruption de désinfection ou la distribution d'une eau non traitée ont été observées.

Une gestion déficiente des filtres peut aussi occasionner une mauvaise qualité d'eau en sortie de la filtration. Bucklin et al (1991) prouvent, à ce propos, que les bactéries coliformes peuvent se retrouver en sortie de filtre sitôt après un cycle de lavage avec des niveaux pouvant atteindre 60 UFC/mL. L'étude de LeChevallier et al. (1996) montre que les usines traitant des eaux de surface non filtrées représentent 64,2% du total des événements positifs en coliformes. Un mauvais enlèvement de particules représente aussi un danger car des bactéries coliformes peuvent s'y associer (LeChevallier, 1990). Celles-ci s'introduisent alors dans le réseau où elles peuvent se multiplier ou simplement survivre. L'étude de Brazos et O'Connor (1996) va dans la même direction et souligne que les bactéries présentes en surface de particules sont ainsi protégées de la désinfection.

1.1.2. Intrusions dans le réseau

D'autre part, les coliformes peuvent aussi provenir d'une intrusion dans le réseau. Les principaux éléments déclencheurs sont les branchements croisés, les prises d'eau sur des conduites ou à des bornes d'incendie (pour des fins de nettoyage, d'incendie, etc.), les bris de conduite, les fuites et la présence de réservoirs (Characklis et al., 1988 ; Wienrenga, 1985 ; O'Neil et al., 1995). Les intrusions sont aisées dès le moment où les conduites du réseau ne sont plus étanches face au milieu environnant, et donc sujettes à une contamination par le sol ou l'air. Mais, les réparations qui succèdent aux bris ou aux fuites sont le plus souvent les vraies responsables d'une contamination (les débris restants ne sont pas toujours évacués en totalité).

Les réservoirs représentent un maillon faible de la distribution, dans le cas d'un toit non étanche, puisque l'eau n'y est plus sous pression. Des événements externes, tels les précipitations et la contamination fécale d'animaux, peuvent favoriser l'entrée de microorganismes dans le réservoir. Les précipitations peuvent contribuer à l'introduction de bactéries coliformes dans le réservoir, au travers de fissures (LeChevallier et al., 1996). Le risque de contamination est d'autant plus grand que les surfaces couvertes par les réservoirs sont étendues. Par ailleurs, certains réservoirs non couverts sont encore plus sensibles à la contamination externe dont les déjections d'oiseaux ou d'animaux (LeChevallier et al., 1996). Les autres problèmes de qualité observés à l'intérieur des réservoirs résultent essentiellement des temps de séjour trop longs. Ils entraînent de faibles concentrations de désinfectant résiduel (Gauthier et al., 1999), propices à une forte activité bactérienne et même parfois à la croissance des coliformes (LeChevallier et al., 1996). Une étude réalisée sur 31 réseaux de distribution en Amérique du Nord a montré un taux d'apparition de coliformes plus élevé dans les réseaux ayant un faible ratio kilomètres de conduite / nombre de réservoirs (AWWA, 1996). Par ailleurs, les sédiments présents au fond des réservoirs peut aussi représenter une source de contamination aux coliformes, par une remise en suspension de ceux-ci (Julienne et al., 1999). Une autre étude, effectuée sur plusieurs réseaux de Grande Bretagne a montré la présence de coliformes à l'intérieur de réservoirs (O'Neil et Parry, 1995). Il y a eu environ 200 événements, durant les années 1993 et 1994 et les espèces majoritaires sont *Escherichia coli*, *Enterobacter intermedium* et *Citrobacter freundii*.

Lors d'une étude menée sur 165 puits, Trest et al. (1999), ont prouvé que l'air peut être une source de contamination par les coliformes. Il ressort de cette investigation que la probabilité de détecter des coliformes dans un puit est multipliée par 1,7 lorsqu'ils sont décelés dans l'air environnant proche de ce même puit.

1.1.3. La recroissance et le biofilm

L'origine des coliformes ne s'explique pas toujours par des intrusions. Elle peut provenir d'une recroissance à l'intérieur des conduites de réseau. L'accumulation de matières organiques et inorganiques sur la surface des canalisations conduit à la formation d'une matrice complexe, appelée biofilm. Ce dernier est composé de substances polymériques extracellulaires et est fixé sur la paroi de façon plus ou moins régulière. Le décrochage de ce biofilm entraîne la remise en suspension de différents microorganismes parmi lesquels peuvent se trouver des coliformes. Les travaux d'Olson (1982) ont, à ce sujet, mis en évidence la colonisation de la surface de conduites par *Escherichia coli*. Opheim et al. (1988) ont aussi isolé des coliformes à l'intérieur de tubercules dans des conduites de réseau.

La recroissance des bactéries coliformes à l'intérieur du biofilm peut être reliée à de nombreux autres paramètres, difficiles à séparer les uns des autres (Camper 1994; LeChevallier 1990). Camper (1994) et Gelreich et al. (1972) les répertorient de façon similaire selon deux catégories : les paramètres chimiques et les paramètres physiques.

1.1.3.1. Influence des paramètres chimiques

Les nutriments et les désinfectants sont les principaux paramètres chimiques. La croissance des coliformes nécessite la présence de nutriments dont les principaux sont le carbone, l'azote et le phosphore dans un ratio optimal de 100/10/1 (Camper 1994). La quantité de carbone nécessaire aux bactéries, en excès par rapport à l'azote et au phosphore, démontre l'importance de minimiser le carbone organique disponible dans le réseau. Le carbone organique total (COT) est essentiellement utilisé sous forme de carbone organique dissous (COD) par les micro-organismes (Servais et al., 1995). De plus, c'est la fraction dite biodégradable (CODB) qui servira de matériel cellulaire et de source d'énergie aux bactéries (LeChevallier, 1990). Selon Servais et al. (1995), le CODB peut être divisé en trois fractions : la matière organique macromoléculaire rapidement hydrolysables (H_1) ; la matière organique macromoléculaire lentement hydrolysables (H_2) ; les substrats directement assimilables (S). Ce sont donc ces trois composantes, H_1 , H_2 et S qui auront le plus d'influence sur la croissance des bactéries.

En ce qui concerne les désinfectants (chlore, chloramines et le bioxyde de chlore), la théorie laisse entendre que plus leur concentration augmente, meilleure est l'élimination des coliformes. Toutefois, plusieurs études ont révélé que même avec des valeurs élevées de chlore libre, la croissance bactérienne n'est pas toujours inhibée. Reilly et Kippen (1983) ont d'ailleurs tiré de leurs analyses que 63% des coliformes sont détectés dans des échantillons d'eau contenant plus de 0,2 mg Cl_2/L .

Au contraire, une étude réalisée sur le réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Montréal (Québec, Canada) infirme ces résultats puisque 64% des événements positifs en coliformes ont lieu lorsque la concentration de chlore est inférieure à 0,1 mg/L (Besner, 1999). Néanmoins, même si le chlore ne peut contrôler totalement la présence des coliformes, il est capable de la réduire de façon notable. L'étude de LeChevallier et al (1996) a prouvé que les taux les plus bas de coliformes sont atteints grâce au maintien de concentrations de chlore et de chloramines respectivement de 0,5 et 1 mg/L. Dans le cas du réseau de distribution d'eau potable de Sydney, il existe une corrélation significative de -0,19 entre le chlore total et les coliformes totaux (Power et Nagy, 1999).

L'efficacité de la désinfection passe par l'optimisation de plusieurs variables dont les principales sont la concentration du désinfectant et le temps de contact. Ainsi, plus la dose de désinfectant sera élevée et plus le temps de contact sera long, meilleur sera le taux de destruction des microorganismes (Desjardins, 1990). C'est d'ailleurs ce que traduit la loi de Chick-Watson, selon la formule suivante (Chick, 1908) :

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = -k \times C^n \times t$$

N = nombre de microorganismes au temps t

N_0 = nombre initial de microorganismes

t = temps de contact

C = concentration résiduelle de désinfectant

n, k = paramètres empiriques.

Notons que l'approche dite des CT (loi Chick-Watson) est essentiellement utilisée pour la désinfection en usine. En ce qui concerne les réseaux, les gestionnaires tentent plutôt de maintenir un résiduel de désinfectant jusqu'au bout du réseau.

1.1.3.2. Influence des paramètres physiques

Les paramètres physiques couramment reliés aux coliformes sont la température, les précipitations, le matériau des conduites (au niveau de la corrosion) et le régime d'écoulement (débit, temps de séjour).

Le paramètre majeur régulant la prolifération des coliformes est la température, vu qu'elle contrôle la plupart des processus de croissance des microorganismes. Une augmentation de la température entraîne donc une accélération des processus de croissance biologique. Ainsi, elle influence fortement l'apparition de coliformes ou non dans un réseau de distribution d'eau potable. LeChevallier et al (1996) comparent les données de températures et de coliformes pour lesquelles on remarque une corrélation flagrante. Ils observent de plus que la différence entre les événements positifs en coliformes dans une eau de 15°C ou plus et ceux dans une eau à moins de 15°C est très significative ($p < 0,0001$). Power et Nagy (1998) montrent une corrélation significative ($p < 0,05$) entre les coliformes totaux et la température ($r = 0,21$). Par ailleurs, rappelons que les variations de températures sont aussi fortement liées aux variations de chlore : une augmentation de température engendre une diminution des résiduels de désinfectants (Besner, 1999 ; LeChevallier, 1990).

La corrosion des surfaces intérieures des conduites peut produire des tubercules qui procurent aux bactéries des habitats privilégiés. Ils augmentent la surface disponible et forment des interstices où les microorganismes sont protégés du désinfectant (LeChevallier et al., 1996). De plus, les particules de fer, relâchées sous l'effet de la corrosion, réagissent avec le chlore résiduel et le consomment au dépend de la désinfection (LeChevallier, 1990). Plusieurs auteurs ont aussi montré la présence de coliformes à l'intérieur de tubercules de conduites en fonte (Emde et al, 1992 ; Opheim et al., 1988). Koudjonou et al. (1997) ont appuyé la théorie du biofilm producteur de substances extracellulaires : les carbohydrates et des composés amino-acides. Les premiers opèrent en tant que barrière passive alors que les seconds agissent comme agents répresseurs du chlore.

De longs temps de séjour peuvent mener à une eau sans résiduel de désinfectant ainsi qu'à une importante activité microbiologique (LeChevallier, 1990 ; Camper, 1994 ; Desjardins et al., 1991). Les zones à très longs temps de séjour (culs-de-sac) montrent généralement une dégradation de la qualité d'eau. Desjardins et al. (1991) ont à ce titre montré qu'une forte concentration bactériologique, une haute turbidité et une forte concentration en fer sont souvent corrélés à de longs temps de séjour. De plus, ils observent un accroissement de l'utilisation du COD en parallèle à une augmentation du temps de séjour ($r = -0,95$). Power et Nagy (1999) parviennent aux mêmes conclusions : plus on s'éloigne de l'usine de traitement, plus le résiduel de chlore total diminue et plus la concentration de bactéries augmente.

Gauthier et al. (1999) ont établi que la réduction du temps de séjour dans un réservoir permet de maintenir une concentration de chlore plus élevée dans l'eau.

1.2. Le dénombrement de coliformes

Les distributeurs d'eau potable doivent mettre sur pied des campagnes de prélèvements évitant le sous-échantillonnage possible d'un réseau, facteur masquant des coliformes. Pour cela, ils doivent choisir des points d'échantillonnage et spécifier la fréquence des prélèvements, en respect avec la réglementation. Par la suite, les distributeurs d'eau potable retiennent une méthode de détection des coliformes. L'objectif étant de contrôler ces microorganismes dans les réseaux de distribution, il est nécessaire de les mesurer de façon précise et la plus simple possible. Les prochaines sections réviseront les différentes méthodes d'analyses des coliformes dans l'eau et les contraintes qui leur sont associées

1.2.1. La problématique

Jusqu'à récemment, le seul moyen de quantifier les coliformes d'un échantillon reposait sur l'emploi des milieux de culture. Leur utilisation nécessite que la cellule se reproduise en 24h de façon suffisante pour détecter les colonies à l'œil nu (environ $1 \cdot 10^9$ cellules ou 30 divisions cellulaires). L'inconvénient majeur de ces milieux est la sous-estimation des densités bactérienne.

Plusieurs auteurs (Kepner et Pratt, 1994 ; Pyle et al., 1995; Roszak et Colwell, 1987) s'accordent à dire que les milieux de culture sont trop sélectifs et que leur composition ne permet pas toujours la croissance des bactéries, particulièrement quand celles-ci sont dans un état de stress (blessées), de latence ou de déclin. Dans de tels cas, les auteurs parlent de cellules viables mais non cultivables. Cette caractéristique revêt une importance d'autant plus grande que, dans le domaine de l'eau potable, les bactéries à détecter sont souvent dans un milieu hostile et propice aux blessures (Kepner et Pratt, 1994 ; Pyle et al., 1995; Roszak et Colwell, 1987).

Brenner et al (1996) citent le chlore, le pH, la température et les métaux comme d'éventuels facteurs de stress. McFeters (1990) mentionne également les désinfectants, les métaux comme paramètres susceptibles d'engendrer des blessures. Ceci se traduit, entre autres, par un dysfonctionnement de la membrane cellulaire, par des aberrations chromosomiques, par une altération du transport des nutriments, et donc une sensibilité accrue à tout milieu sélectif. Les bactéries blessées sont donc incapables de croître dans un environnement sélectif, tels que les milieux de culture (LeChevallier et McFeters, 1985). Une étude de McFeters et al. (1982) a montré à ce sujet, que les milieux de culture m-Endo, M-FC, EMB et MacConkey agar ne détectent que 30 à 70% des coliformes blessés.

Un problème supplémentaire relié à l'utilisation de milieux de culture concerne les particules présentes dans l'eau. L'agrégation des bactéries avec des particules quelconques (fer, sédiments, etc.) est courante dans les réseaux d'eau potable (LeChevalier, 1990 ; Gale, 1996) et engendre des difficultés de comptage. Ces particules peuvent en effet abriter un nombre important de bactéries mais une fois sur milieu de culture les colonies se superposent, ce qui sous-estime le compte réel de bactéries dans l'échantillon (LeChevallier, 1990). Il en est de même en cas de regroupement de bactéries sous forme d'amas (Gale, 1996).

La sous-estimation du dénombrement sur milieu de culture peut aussi provenir d'un bruit de fond (background) trop important. En effet, d'après Brenner et al. (1996), la présence d'un grand nombre de bactéries hétérotrophes de fond peut empêcher la croissance de coliformes (cas particulier de leur étude). Alonso et al. (1996) ont eux démontré que les *Aeromonas* arrivent à croître sur un milieu spécifique aux coliformes (Chromocult Coliform agar) et viennent ainsi gêner les comptes.

La limite de détection des milieux de culture s'ajoute aux inconvénients de la méthode. Tout d'abord, une limite supérieure d'environ quelques centaines de colonies sur un milieu est donnée, sinon leur superposition rend le comptage impossible (TNPC). Il faut alors procéder à une dilution. Dans le cas des réseaux de distribution, la contrainte est plutôt reliée à l'existence d'une limite inférieure, de quelques unités en dessous de laquelle on ne peut plus considérer le milieu assez précis.

Par extrapolation des résultats positifs en coliformes (distribution log-normale), Gale (1996) montre qu'un échantillon de 100 mL où aucun coliforme n'a été détecté peut en fait en contenir entre 10^{-7} et 10^{-1} coliforme par litre. Pour contourner cette contrainte, il est possible d'augmenter le volume filtré à un litre ou plus, mais cela s'accompagne évidemment de coûts d'analyse plus élevés

Autant les techniques basées sur l'utilisation des milieux de culture n'offrent pas toujours la précision voulue, autant leur mise en œuvre est avantageuse. En effet, il est reconnu que ces méthodes sont pratiques, rapides et simples (LeChevallier et McFeters, 1985 ; Grabow et Du Preez, 1979). De plus, elles sont utilisées depuis de nombreuses années et le savoir-faire acquis est à l'avantage de leur usage.

1.2.2. Le dénombrement des coliformes par milieux de culture

1.2.2.1. La méthode historique : NPP

La technique du nombre le plus probable (NPP) fut l'une des premières utilisées pour la détection et le dénombrement de coliformes. Cependant, sa comparaison avec les méthodes de filtration sur membrane (MF) la rend désuète et moins employée pour plusieurs raisons. Les évaluations du nombre le plus probable sont basées sur des estimations statistiques (distribution selon une loi de Poisson) donc des erreurs (par exemple, si la densité bactérienne ne suit pas la loi de Poisson) peuvent survenir (Grabow et du Preez, 1979).

De plus, les résultats sont disponibles moins rapidement (entre 48h et 96h) que dans le cas des MF (entre 16h et 24h) et la méthode ne permet pas non plus de repiquer les colonies afin de les identifier. Par ailleurs, McFeters et LeChevallier (1985) ont montré que la technique NPP a tendance à inhiber les bactéries blessées. Enfin, précisons que le coût d'utilisation de la technique du NPP est supérieur à celui des techniques de filtrations (Grabow et du Preez, 1979).

1.2.2.2. Le dénombrement sur le milieu m-Endo

Le milieu m-Endo est utilisé depuis de nombreuses années, aux Etats-Unis ainsi qu'au Canada, pour la détection des coliformes (American Public Health Association, 1975 ; Inland Waters Directorate, 1978).

L'étude de Grabow et du Preez (1979) compare les milieux MacConkey agar, m-Endo agar et Teepol agar. Les résultats montrent que la moyenne des comptes la plus élevée est obtenue avec le milieu m-Endo. Une étude de Brenner et al. (1996) révèle une meilleure détection des coliformes totaux sur le MI Agar que sur le m-Endo, grâce à une importante réduction du bruit de fond. De même, l'expérience menée par Rice et al. (1987) classe le milieu m-Endo avant dernier sur les sept milieux de culture testés, par rapport au nombre moyen de coliformes comptés.

Grabow et du Preez soulignent que, pour une eau chlorée ou ozonée, les milieux Teepol et MacConkey donnent plus de résultats positifs que le m-Endo.

De même, Brenner et al. montrent qu'avec un résiduel de chlore entre 1,5 et 1,8 mg/L, le MI Agar décèle davantage de coliformes que le milieu m-Endo.

Ces études ont aussi soulevé le problème des résultats faussement positifs, c'est-à-dire des colonies isolées des milieux et identifiées par la suite comme des bactéries non coliformes. Le plus haut pourcentage de vrais coliformes est détenu par le m-Endo (55%) dans l'étude de Grabow et du Preez, alors que c'est l'un des pires selon les expériences de Rice et al. (35,3%).

1.2.2.3. Le dénombrement des coliformes sur le milieu m-T7

Le milieu m-T7 est composé de sept éléments, d'agar et d'un antibiotique, la pénicilline. L'antibiotique ajouté peut néanmoins être remplacé par la cefsulodin : son emploi inhibe la croissance de 96% des aëromonases qui viennent parfois gêner le compte des coliformes (Alonso et al., 1996). Alonso et al. recommandent à ce titre, l'addition de 10 mg/L de cefsulodin pour les milieux de culture spécifiques aux coliformes.

Plusieurs études de McFeters et LeChevallier ont montré une efficacité supérieure du milieu m-T7 par rapport au m-Endo, en ce qui concerne le décompte des bactéries coliformes blessées. Au cours d'une expérimentation sur 67 échantillons d'eau potable et de surface, le milieu m-T7 a détecté 43% plus de coliformes que le m-Endo (McFeters, 1990).

Dans une autre étude qui comprenait 44 échantillons d'eau traitée, le milieu m-T7 mettait cette fois-ci en évidence trois fois plus de coliformes que le m-Endo (McFeters et LeChevallier, 1985). Testé aussi pour des échantillons d'eau d'un réseau chloraminé, le milieu m-T7 permettait une détection deux à trois fois supérieure à celle du m-Endo (Norton et al., 1997). Au contraire, Rice et al. (1987) ont eux identifié le milieu m-T7 comme celui qui donne le moins bon compte moyen de coliformes, comparé aux six autres milieux analysés, dont le m-Endo. De plus, il s'avère qu'il donne aussi le plus mauvais pourcentage de confirmation des colonies isolées des milieux (57,4% alors que la plupart des autres dépassent 80%).

1 2 2 4. Le dénombrement des coliformes par le milieu Colilert

Un autre moyen de détecter les coliformes est le milieu Colilert. À l'inverse de ceux cités précédemment, ce milieu est liquide et fournit des résultats qualitatifs et non quantitatifs. Ainsi ce type de test permet seulement de savoir s'il y a présence ou absence (P/A) de coliformes dans un échantillon d'eau donné. La densité peut être obtenue en procédant à plusieurs dilutions. D'après l'étude de Rice et al. (1987), la précision de ce procédé (P/A) est équivalente à celle des méthodes de filtration et ne donne pas davantage de résultats faussement positifs. Néanmoins, notons que pour obtenir un dénombrement des coliformes présents, il est nécessaire d'effectuer plusieurs dilutions, moins pratiques et qui réclament plus de temps.

1.2.3. Les techniques en émergence

1.2.3.1. L'hybridation fluorescente in-situ (FISH)

La méthode FISH se base sur l'utilisation de sondes oligonucléotidiques et consiste en une technique directe, utilisable pour la détection de coliformes (Pernthaler et al., 1997; Guiot et al., 1998; Schramm, 1996). La sonde est constituée d'une séquence d'ARN ribosomal, séquence qui sera complémentaire à celle des bactéries recherchées. La méthode semble sensible même si elle n'en est qu'à ses débuts. Sa mise en pratique pose par contre de sérieuses contraintes aux utilisateurs : la procédure de préparation est relativement fastidieuse en comparaison de l'utilisation des milieux de culture. D'autre part, le compte, effectué au microscope, est long et astreignant. Enfin, le savoir-faire acquis est encore assez limité. Toutefois, elle a l'avantage de procurer des résultats rapidement, soit de l'ordre de quelques heures.

1.2.3.2. Méthode enzymatique

Testé par van Poucke et al. (1999), l'utilisation du système ChemScan (Chemunex, Ivry-sur-Seine, France) pour la détection de coliformes offre des temps d'analyse minimaux (environ 4h). Basé sur le marquage de l'enzyme β -glucuronidase présente chez les *E. coli*, le ChemScan peut alors repérer les éléments fluorescents et comptabiliser les bactéries. Les résultats montrent un faible taux de faux positifs (4,4%) contre un fort pourcentage de confirmation (95,3%). De plus, ils sont équivalents à ceux obtenus par les méthodes de milieux de culture (van Poucke et al., 1999).

Néanmoins, la préparation de l'échantillon est plus contraignante que pour celle des milieux de culture, demande un appareillage coûteux et requiert un certain savoir faire difficile à maîtriser.

1.3. Les stratégies de contrôle des coliformes en réseau

1.3.1. Les traitements à l'usine

Avant de procéder à une quelconque opération sur le réseau, il faut s'assurer que le problème de coliformes ne vient pas d'une déficience au niveau de l'usine. Des contrôles le long de la chaîne de traitement de l'eau sont donc nécessaires.

Le rôle de l'usine peut être poussé encore plus loin : l'un des paramètres explicatifs de la présence de coliformes est la haute teneur en carbone organique dissous (Camper, 1994 ; LeChevallier et al., 1996) dont l'usine peut influencer le niveau. L'abattement du carbone organique est réalisé dans la chaîne de traitement, essentiellement au niveau de la décantation et de la filtration. Cependant, une réduction accrue du carbone organique peut aussi s'obtenir grâce à un traitement biologique. Il consiste en une ozonation, suivie d'une filtration sur charbon actif biologique. À sa sortie, l'eau sera biologiquement plus stable car elle contiendra moins de nutriments (LeChevallier 1990). Un tel procédé réussit à réduire la croissance des microorganismes dans le système de distribution (LeChevallier, 1990 ; Desjardins et al., 1991).

L'étude menée par l'AWWARF sur 31 réseaux d'Amérique du Nord révèle une concentration moyenne de carbone organique assimilable (COA) égale à 138 µg/L (intervalle des valeurs de 105 à 166 µg/L) pour les usines classiques contre 69 µg/L pour celles avec traitement biologique (AWWARF, 1996). De même, la comparaison entre deux usines de Laval (Québec, Canada) a montré une différence de 0.55 mg/L d'enlèvement de COD entre un traitement classique et un biologique (Desjardins et al., 1991). Or, la preuve est faite que la croissance des coliformes est souvent corrélée à la présence de nutriments, trouvés sous forme de carbone (Camper, 1994 ; LeChevallier et al., 1996). Ainsi, réduire au maximum la concentration de celui-ci engendre une diminution importante de la recroissance bactérienne.

1.3.2. Les vidanges

Elles ont pour rôle de nettoyer les conduites sur une portion limitée du réseau de distribution et ce par une forte augmentation du débit d'eau, possible grâce à l'ouverture des bornes à incendie. Testées sur plusieurs réseaux, les vidanges ont un effet certain sur la réduction de biomasse bactérienne : elles augmentent le résiduel de chlore, évacuent les sédiments accumulés et décrochent une partie importante du biofilm des conduites (LeChevallier, 1990). Par exemple, pour la ville de Laval (Québec, Canada), une réduction de la densité bactérienne est observée, après des vidanges réalisées au robinet de consommateurs (Prévost et al., 1997). Barbeau et al. (1999) procèdent à des vidanges de deux culs-de-sac du réseau de distribution de Montréal (Québec, Canada).

Leurs résultats confirment le rôle des vidanges avec un enlèvement des matières en suspension de 111g et de 195g pour chacun des culs-de-sac, ainsi qu'une récupération importante de bactéries.

La procédure de vidange prend aujourd'hui une nouvelle direction et se tourne vers ce qu'on appelle les vidanges orientées ou unidirectionnelles. La figure 1.1 montre les différences entre les vidanges conventionnelles et orientées. Ainsi, les vidanges conventionnelles conduisent souvent à la naissance de plusieurs flux mal définis au sein de la canalisation à nettoyer. Au contraire, les vidanges orientées mettent l'accent sur un flux d'eau unidirectionnel. Par ailleurs, ces vidanges orientées sont effectuées, autant que possible, d'amont en aval du réseau, et des plus gros aux plus petits diamètres des conduites sur lesquelles les rinçages sont réalisés.

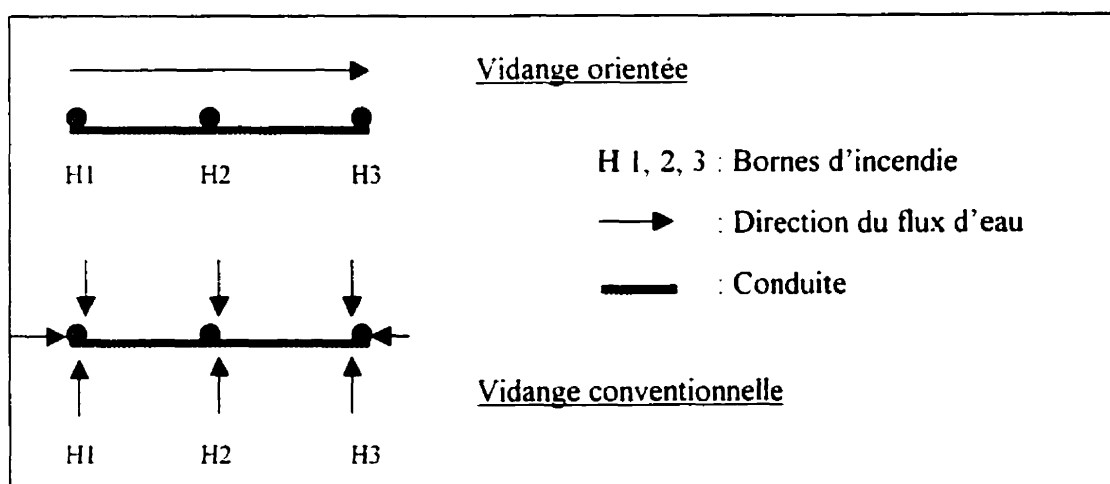


Figure 1.1 Vidanges orientées et conventionnelles

Les avantages d'un tel processus sont bien sûr une augmentation de la vitesse de récurage (pas de compétition entre les flux) mais aussi l'expulsion des sédiments remis en suspension, vu que le point de sortie est mieux contrôlé. D'après Antoun (AWWARF, 1998), ces vidanges orientées réduisent le temps consacré à leur réalisation, nécessitent un volume d'eau inférieur à celui des vidanges conventionnelles (environ 40% moins) et elles agissent à plus long terme. L'étude menée par Oberoi sur le réseau d'Edmonton (AWWARF, 1998) montre de façon claire la supériorité des vidanges orientées sur les conventionnelles. Dans un premier temps, leur efficacité se remarque au niveau du processus de vidange : les vitesses atteintes à l'intérieur des conduites dépassent toujours 1,6 m/s (recommandations de l'AWWA) et la consommation d'eau se limite à 0,20 m³ par mètre de conduite (pour 0,35 m³ dans le cas de vidange classique). Par ailleurs, le coût de la vidange s'élève à 165\$US par kilomètre de conduite contre 212\$US pour les conventionnelles (AWWARF, 1998). Enfin, ces vidanges orientées procurent une eau de meilleure qualité et surtout sur une période plus longue. Le maintien d'une bonne qualité d'eau a été observé pendant les deux années suivant les vidanges orientées.

1.3.3. Le rôle des désinfectants

Une autre solution proposée pour éviter les événements positifs en coliformes est le maintien d'un résiduel de désinfectant dans le réseau de distribution (Smith et al., 1990; LeChevallier, 1990). Le plus commun des désinfectants utilisé en sortie d'usine est le chlore, présent sous forme d'acide hypochloreux/ions hypochlorites.

Plus sa dose est élevée à la sortie de l'usine, plus le résiduel de désinfectant persistera au sein du réseau et donc moins de coliformes survivront (AWWARF, 1996). Cependant, de grandes doses de chlore impliquent la formation de sous produits de désinfection. Les plus communs sont les trihalométhanes (THM) qui proviennent de la réaction de la matière organique de l'eau avec le chlore (Desjardins, 1990) et ils peuvent être néfastes pour la santé des consommateurs. Ces derniers risquent aussi de se plaindre des goûts et odeurs engendrés par l'augmentation de la concentration de chlore (AWWARF, 1996). Sans compter que certains réseaux, en raison de leurs étendues, ne sont pas capables de maintenir des résiduels de chlore jusqu'en bout du système à cause des longs temps de séjour. Une solution peut ici s'envisager : injecter des doses additionnelles de chlore sur le réseau (LeChevallier, 1990), c'est ce qu'on appelle la rechloration.

L'utilisation des chloramines comme désinfectant devient de plus en plus courante car ils semblent efficaces pour réduire les épisodes positifs en coliformes (AWWARF, 1996, LeChevallier, 1990). De plus, ils ont l'avantage de produire moins de THM et d'acides halo-acétiques (AHA), deux familles de sous-produits réglementées aux États-Unis. Des analyses ont été réalisées sur deux réseaux américains (Muncie et Hopewell) avant et après leur chloramination. (Norton et LeChevallier, 1997). Ils montrent une réduction par quatre des épisodes positifs en coliformes pour la ville de Muncie (de 0,60% à 0,16%) et une élimination complète pour celle de Hopewell (de 25% détectés sur m-T7 à 0%).

Les chloramines semblent opérer au niveau du biofilm qu'elles pénètrent plus facilement que le chlore et dans lequel elles inactivent les microorganismes (LeChevallier et al., 1990). Cette découverte sur les chloramines est cependant controversée et les résultats se contredisent parfois (Camper, 1994). Par ailleurs, notons qu'il est plus facile de maintenir une certaine concentration de chloramines au sein d'un réseau en raison de sa moins grande réactivité (moins bon oxydant). Toutefois, l'utilisation des chloramines, produit résultant de la combinaison du chlore et de l'ammoniac, peut mener à une nitrification dans le réseau de distribution (AWWARF, 1996). En effet, un mauvais ratio chlore versus ammoniac, un mélange inapproprié, ou des longs temps de séjours favorisent la transformation de l'azote ammoniacal en nitrates par certains microorganismes. La présence de ces nitrates, dont la concentration est réglementée, demande des contrôles supplémentaires et représente donc un inconvénient à l'utilisation des chloramines.

Enfin, précisons que l'augmentation de résiduel de chlore ou de chloramines, seule, ne suffit pas à éliminer les événements en coliformes (AWWARF, 1996 – Tableaux 4.8 et 4.9). Ceci est dû en grande partie au fait que maintenir un résiduel de désinfectant tout le long d'un réseau oblige à injecter des concentrations beaucoup trop importantes à l'entrée. Or les concentrations maximales de désinfectants, à l'intérieur des réseaux de distribution d'eau potable, sont réglementées pour l'Amérique du Nord (cependant peu contraignant pour les chloramines et le chlore, puisque la limite est fixée est à 4mg/L).

1.3.4. Les inhibiteurs de corrosion

Dans plusieurs réseaux de distribution, de hauts taux de coliformes sont associés aux nombreux tubercules de fer observés dans les conduites (LeChevallier, 1990). En fait, ces tubercules interfèrent au niveau de l'action du chlore, car les microorganismes s'y nichent et se trouvent ainsi protégés du désinfectant. Le phénomène de corrosion engendre aussi une consommation de chlore par réaction avec les ions ferreux.

L'application d'inhibiteurs de corrosion entraîne une meilleure persistance du résiduel de chlore d'où une désinfection du biofilm plus efficace (LeChevallier, 1990) et ainsi un meilleur contrôle des problèmes bactériologiques (AWWARF, 1996). LeChevallier et al. (1990) ont montré que l'injection de polyphosphates et d'orthophosphates de zinc améliorait la désinfection du biofilm par le chlore de 10 à 100 fois. Lowther et Moser (1984) ont démontré une chute des épisodes en coliformes, à Seymour (Indiana) quelques semaines après l'injection d'orthophosphates de zinc. Cependant, l'injection d'inhibiteurs demande un certain ajustement au niveau de leur choix afin d'optimiser le contrôle de la corrosion (Norton et LeChevallier, 1997).

1.3.5. Le régime hydraulique

Des temps de séjour trop élevés à l'intérieur des réseaux de distribution mènent à une chute des résiduels de chlore et à l'augmentation de la flore bactérienne (Desjardins, 1990 ; LeChevallier 1990 ; van der Kooij, 1992).

De telles situations se retrouvent, par exemple, dans le cas des culs-de-sac de réseaux de distribution très étendus ou possédant des réservoirs à grande capacité. La mise en place de by-pass (connexion parallèle à une conduite) à des endroits ciblés (de type extrémité de réseau) entraîne un meilleur régime hydraulique et élimine le phénomène cul-de-sac (AWWARF, 1996).

Une gestion réfléchie des réservoirs présents sur les réseaux pourrait aussi avoir une bonne incidence sur les temps de séjour. Afin de réduire ceux-ci et ainsi d'améliorer la qualité d'eau, il est possible de procéder à une modulation du régime de pompage (débit des pompes augmenté, fréquence modifiée, etc.) ou encore de fermer un ou plusieurs compartiments du réservoir (Gauthier et al., 2000). On peut même envisager d'éliminer certains réservoirs au complet (AWWARF, 1996).

1.3.6. Les modèles prédictifs

Les solutions aux épisodes de coliformes décrites précédemment permettent souvent de corriger le problème. Cependant, les appliquer avant que le problème ne survienne serait l'idéal. Afin d'atteindre cet objectif, plusieurs auteurs (Servais et al., 1995 ; Laurent et al., 1997 ; Volk et Joret, 1994) ont développé des modèles à caractère prédictif.

Le modèle SANCHO, développé par Servais et al. en 1995, est testé une première fois sur les réseaux de Toulouse et Auvers-sur-Oise (France) et donne des résultats probants.

À partir des concentrations de CODB, de chlore et de biomasse bactérienne à l'entrée du réseau (input du modèle), l'algorithme de Servais et al. calcule les valeurs des variations de CODB, de bactéries libres et fixées et de chlore libre résiduel en fonction du temps de séjour dans le réseau (Servais et al., 1995). Testé plus tard sur sept autres réseaux réels (France et Québec), Laurent et al. (1997) ont confirmé la validité du modèle. Les résultats expérimentaux obtenus pour les trois paramètres que sont le CODB, le chlore et les bactéries libres montrent un très bon accord avec les calculs du modèle ($r^2 > 0.77$). De tels paramètres étant fortement liés à la présence ou absence de coliformes, la détermination de leur variation dans le temps devient une manière de prédire la croissance éventuelle de ces bactéries. Cependant, Servais et al. n'ont pas inclus les coliformes dans leur modèle.

Le modèle AL COL, « Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation », a été développé par Volk et Joret (1994). Il se base sur la notion de valeurs seuils prédéterminées. Celles-ci sont la température ($>15^{\circ}\text{C}$), la concentration de chlore résiduel ($< 0.1 \text{ mg/l}$), la consommation de CODB ($> 0.15 \text{ mg/l}$) et un compte total de bactéries en épifluorescence ($> 5.2 \text{ log/ml}$). Le dépassement de ces valeurs seuils entraîne une augmentation de la probabilité d'épisodes en coliformes. De cela découle la définition de quatre niveaux de risques moyens : maximum (moyenne des seuils dépassés compris dans l'intervalle [3-4]), critique ([2-3[), non négligeable ([1-2[) et minimum ([0-1[).

Ce modèle, testé sur deux réseaux, en France, s'est révélé valide puisque 82% des cas de coliformes sont observés pour des risques moyens évalués maximum et critique. Par ailleurs, ces niveaux de risques maximum et critique ont été enregistrés au moins une semaine avant la détection des coliformes dans 84% des cas, ce qui procure au modèle un caractère prédictif. Précisons toutefois qu'aucune confirmation de la validité du modèle n'a été publiée ultérieurement.

Gale et al. (1997) ont utilisé une approche statistique basée sur des modèles linéaires de régression multiples, pour prédire les événements positifs en coliformes dans les réseaux de distribution d'eau potable du Royaume Uni. Ce modèle est basé sur cinq paramètres d'échantillonnage : la température, le nombre de BHA, la concentration de chlore total, la turbidité et la couleur. Après calibrage de leur modèle sur plusieurs zones, la validation est testée. Pour 7 zones analysées, on observe 18 épisodes positifs en coliformes en 1991 pour 24,5 attendus, 11 pour 12,4 en 1992 et 7 pour 7 en 1993. Les résultats sont donc satisfaisants mais les auteurs insistent sur l'importance du calibrage pour la qualité des modèles prédictifs. En effet, hormis les cinq paramètres mentionnés, Gale et al. (1997) ont ajouté un paramètre global spécifique à chacune des zones, afin d'intégrer les caractéristiques intrinsèques des différents réseaux. Par ailleurs, rappelons que le modèle permet de prédire un pourcentage d'événements positifs en coliformes pour l'ensemble d'un réseau et non pour des points d'échantillonnage en particulier.

LeChevallier et al. (1996) proposent une autre façon de procéder quant à la prédiction d'événements positifs en coliformes, pour les 31 réseaux d'Amérique du Nord expérimentés. Ils procèdent à la construction d'un arbre, dont le principe se base sur une partition binaire récursive et obtiennent ainsi un modèle d'arbre régressif (regression tree model). Afin de minimiser les erreurs dues au manque d'homogénéité, générée à chaque partition de l'arbre, plusieurs combinaisons sont testées. Celle retenue propose un arbre à quatre nœuds avec comme variables prédictives la présence ou non de filtration à l'usine, le résiduel de désinfectant aux culs-de-sac et la température. Une fois mis en place, le modèle montre peu de faux positifs (1/65) mais beaucoup de faux négatifs (223/972). De plus, sur 287 événements positifs en coliformes, seulement 64 sont répertoriés, donc prédits, par l'arbre modèle. Ceci ne procure pas une grande validité au modèle mais les auteurs précisent que l'on pouvait s'attendre à de tels résultats vu l'effet statistiquement significatif du choix des variables prédictives.

Ainsi la revue de littérature nous a permis, dans un premier temps, de cerner l'origine des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau potable afin de mieux appréhender les solutions pour les réduire, voire les éliminer. Ces stratégies de contrôle des coliformes peuvent consister en une amélioration du traitement de l'eau à l'usine, des vidanges, un meilleur maintien du désinfectant, l'utilisation d'inhibiteurs de corrosion ou une modification du régime hydraulique.

L'objectif de notre projet étant l'élimination des avis de bouillir du réseau de distribution de Montréal, plusieurs de ces mesures correctrices seront testées. La façon d'opérer sera détaillée au chapitre suivant, « matériel et méthodes », et les résultats obtenus exposés au dernier chapitre « résultats et discussion ».

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Montréal est divisé en six zones (Z1 à Z6, figure 2.1) et une sous-zone.

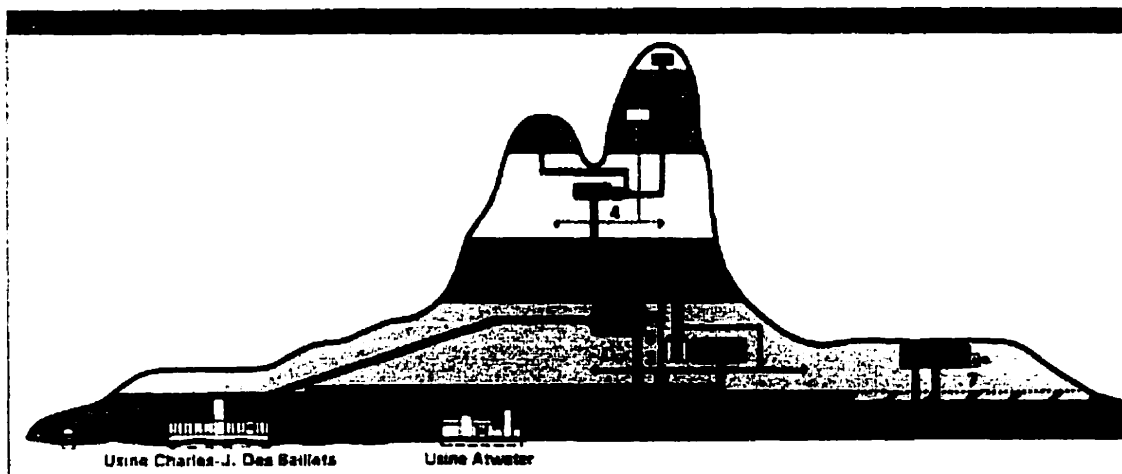


Figure 2.1 Représentation schématique des zones de l'île de Montréal

Notre projet, mené sur ce réseau de distribution, induit la mise en place de tout une procédure. Ce chapitre s'attachera donc à décrire, de la façon la plus exhaustive possible, la méthodologie et les outils analytiques employés au cours de notre étude.

2.1. Le plan d'échantillonnage

Des prélèvements sont effectués par la Ville de Montréal, de façon routinière, et ce sur la totalité du réseau de distribution.

La base de données de 1999 sur la qualité de l'eau potable de la Ville de Montréal comprend les résultats des analyses de différents paramètres, réalisées sur les 72 points d'échantillonnage hebdomadaires. On y retrouve, entre autres, les informations sur la contamination de l'eau potable du réseau par les bactéries coliformes, illustrées sur la figure 2.2. Celle-ci montre que les coliformes sont détectés plus fréquemment en été et dans les zones 3, 4 et 5 du réseau de distribution. On retrouve ainsi 40% des épisodes positifs en coliformes totaux de tout le réseau, à l'intérieur des zones 3, 4 et 5. Ces événements déclenchent des avis de bouillir si la concentration de coliformes est supérieure à 10 UFC/100 mL. Ici, 44,5% des avis de bouillir de la Ville de Montréal surviennent dans les trois zones citées. Notons par ailleurs que 29% des échantillons sont prélevés dans les zones 3, 4 et 5 représentant 5,5% des conduites du réseau (km).

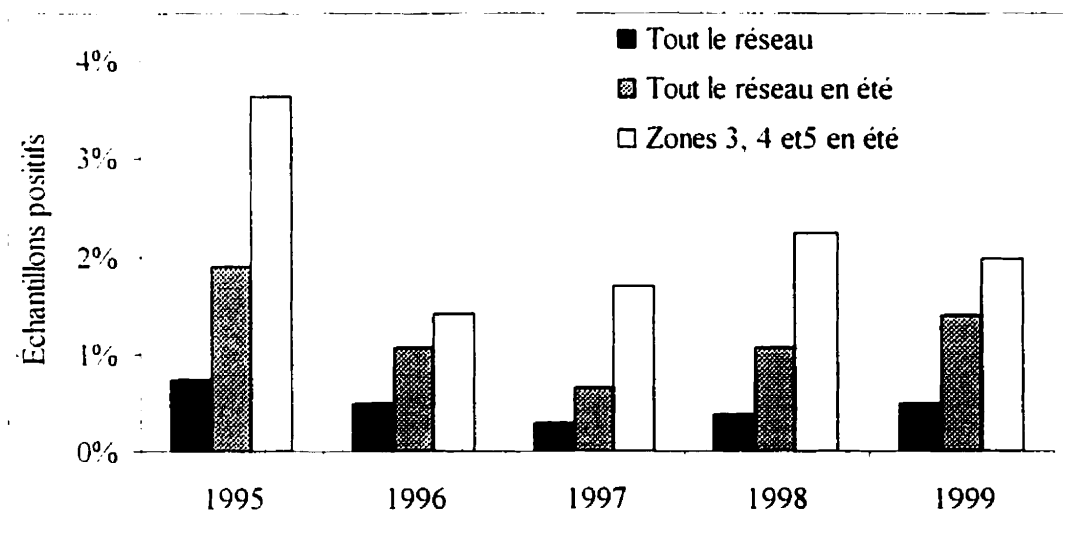


Figure 2.2 Échantillons positifs en coliformes totaux (%) sur le réseau de Montréal

En conclusion, les problèmes de coliformes totaux de la Ville de Montréal apparaissent généralement l'été et de façon manifeste dans les zones 3, 4 et 5.

Afin de maximiser les retombées de notre étude, il est logique de mettre en place des stratégies de contrôle des coliformes dans les zones 3, 4 et 5 pendant la période estivale. Les échantillonnages seront donc effectués durant les deux périodes estivales suivantes : du 08 juillet 1998 au 30 septembre 1998 et du 09 juin 1999 au 29 septembre 1999 et ceci de façon hebdomadaire, à chaque fois que possible.

Dans le but d'optimiser les résultats tout en maintenant un effort raisonnable, il est nécessaire de choisir de façon judicieuse le nombre et la fréquence des points de prélèvements sur le réseau de distribution. Un nombre total de 18 points d'échantillonnage répartis sur trois circuits de distribution indépendants, a été retenu pour 1998. En 1999, les points d'échantillonnage s'élèvent à un total de dix-neuf avec cette fois-ci quatre circuits prédéterminés. La figure 2.3 présente, de façon simplifiée, la partie du réseau de distribution de la ville de Montréal où sont situés les points d'échantillonnage, avec les conduites principales et les réservoirs. Les points d'échantillonnage sont numérotés P1 à P25 (leur localisation précise sera fournie dans le chapitre 3). Ces points sont répartis sur quatre circuits d'échantillonnage soient :

- 1) Botrel ;
- 2) Oratoire ;
- 3) Hôpitaux ;
- 4) Zone surpressée.

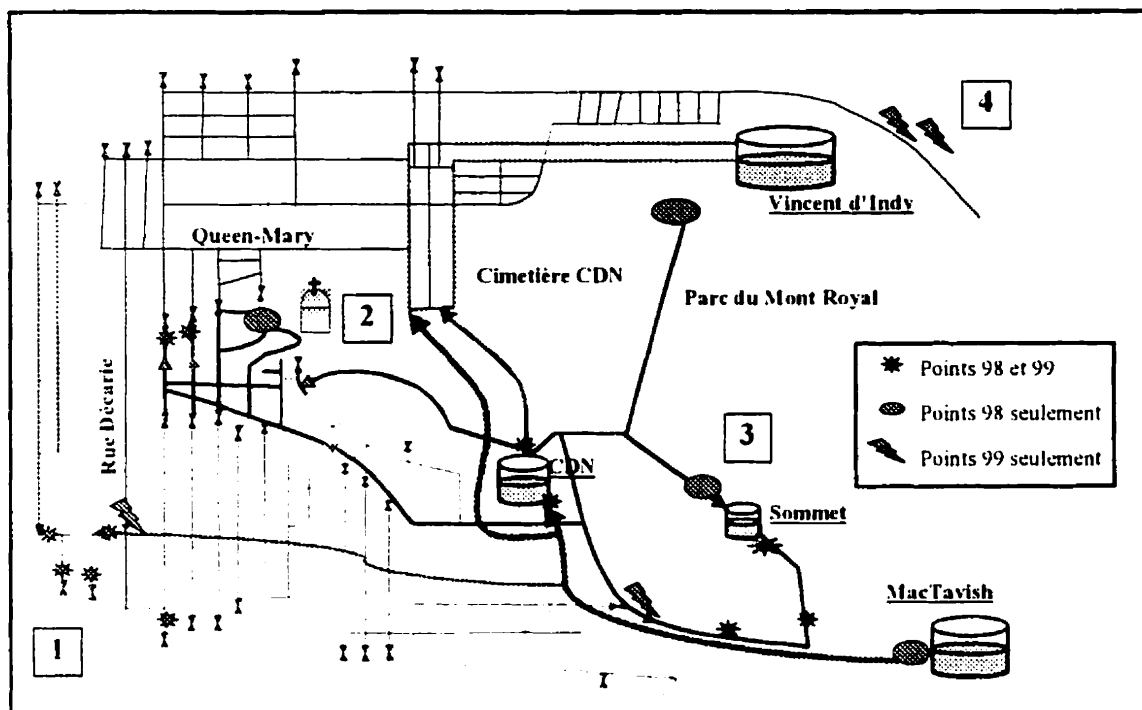


Figure 2.3 Plan du secteur à l'étude

Le choix des points d'échantillonnage est guidé par leur emplacement à l'intérieur du réseau : les culs-de-sac physiques ou hydrauliques sont privilégiés à cause de leur temps de séjour élevés. Les autres points sélectionnés se situent en amont afin d'observer l'évolution de la qualité d'eau le long du chemin parcouru (entre la sortie à l'usine et l'arrivée dans les culs-de-sac).

Ainsi, avec l'objectif de maintenir un échantillonnage par semaine, l'été 1998 compte neuf échantillonnages complets et trois autres échantillonnages partiels, effectués uniquement pour le circuit Botrel. Durant la période estivale de 1999, treize campagnes complètes d'échantillonnage ont été effectuées.

2.1.1. Les usines

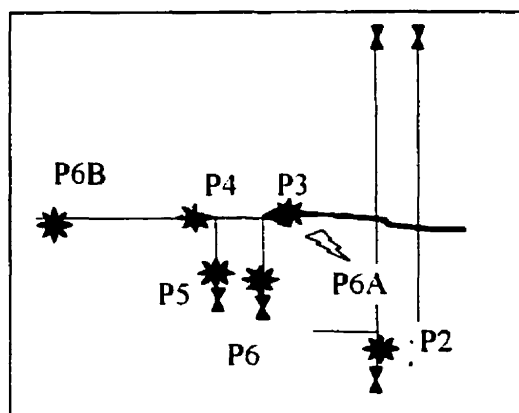
La campagne d'échantillonnage de 1999 est complétée par des prélèvements réalisés en sortie des deux usines de traitement d'eau potable de la Ville de Montréal. Les échantillons, qui sont recueillis après l'étape finale de chloration, correspondent à l'eau refoulée dans le réseau de distribution. Il s'agit des points P24 et P25 qui proviennent, respectivement, de l'usine Atwater et de l'usine Des Bailleurs.

2.1.2. Circuit 1 : Botrel

Situé dans le palier de pression correspondant à la zone 3 (élévation de 85 m à 115 m), le circuit de Botrel (numéro 1, figure 2.3) est alimenté directement par le réservoir McTavish. On peut ainsi le localiser au sud ouest de la zone 3 du réseau de distribution de Montréal. Ce circuit comporte six points d'échantillonnage en 1998 et deux de plus en 1999. Il s'agit des points P1 à P6 en 1998 auxquels se rajoutent P6A et P6B en 1999 (tableau 2.1).

Tableau 2.1 Localisation des points d'échantillonnage du circuit Botrel

Circuit Botrel	Points
Sortie McTavish	P1
Northcliffe (cul-de-sac)	P2
NDG (coin Décarie)	P3
NDG (coin Botrel)	P4
Botrel (cul-de-sac)	P5
Prud'homme (cul-de-sac)	P6
Brillon (coin Décarie) *	P6A
Addington (cul-de-sac) *	P6B



* en 1999 seulement

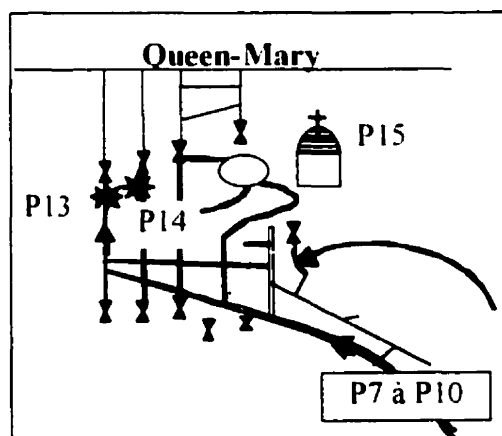
2.1.3. Circuit 2 : Oratoire

Situé sur le mont Royal, entre le niveau 115 et 170 m, le circuit dit « de l'Oratoire » (numéro 2, figure 2.3) est alimenté par le réservoir Côte des Neiges (après une rechloration). Il est placé dans la zone 4 du réseau de distribution de Montréal, au sud de l'Oratoire Saint-Joseph. Il comprend neuf points d'échantillonnage en 1998 et seulement huit en 1999 (P15 est enlevé). Il s'agit des points P7 à P15 (tableau 2.2).

Tableau 2.2 Localisation des points d'échantillonnage du circuit de l'Oratoire

Circuit de l'Oratoire	Points
Entrée CDN (de MacTavish)	P7
CDN vers sommet (pré-C12)	P8
CDN vers sommet (post-C12)	P9
CDN vers Montagne	P10
Grosvenor (cul-de-sac)	P13
Victoria (cul-de-sac)	P14
Kingston (cul-de-sac) *	P15

*en 1998 seulement



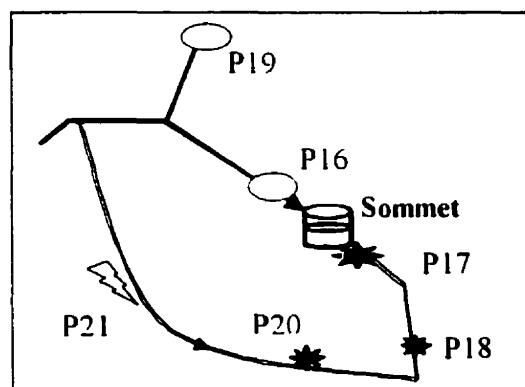
2.1.4. Circuit 3 : Hôpitaux

Localisé sur le mont Royal et dans la zone 4, le circuit des Hôpitaux (numéro 3, figure 2.3) est alimenté par le réservoir Côte des Neiges. Le réservoir Sommet est également situé sur le circuit. Un total de six points d'échantillonnage en 1998 (P16 à P20) dont un supplémentaire en 1999 (P21) sont répartis sur ce circuit (tableau 2.3).

Tableau 2.3 Localisation des points d'échantillonnage du circuit des Hôpitaux

Circuit des hôpitaux	Points
Réservoir Sommet (entrée)	P16
Réservoir Sommet (sortie)	P17
1529, rue Cedar	P18
Polytechnique	P19
Shriners	P20
Redpath (cul-de-sac) *	P21

**en 1999 seulement*

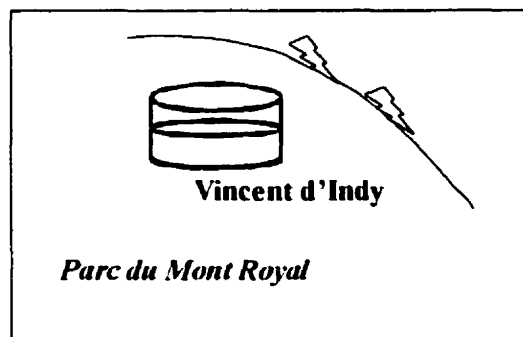


2.1.5. Circuit 4 : Zone surpressée

La zone 3 comporte une sous-zone, située sur les hauteurs d'Outremont et alimentée par un poste de surpression (numéro 4, figure 2.3), localisé au réservoir Vincent d'Indy. L'utilisation du logiciel EPANET permet de mettre en évidence les plus longs temps de séjour de cette zone et guide le choix des points d'échantillonnage. Deux sont ainsi sélectionnés mais leurs prélèvements auront lieu uniquement durant l'été 1999 (tableau 2.4).

Tableau 2.4 Localisation des points d'échantillonnage du circuit de la Zone surpressée

Circuit Zone surpressée	Points
Springgrove (cul-de-sac)	P22
Maplewood (coin Vésinet)	P23



2.2. Procédure d'échantillonnage

2.2.1. Matériel

La réalisation d'une campagne d'échantillonnage nécessite quatre types de prélèvements, soient pour les analyses microbiologiques, les physico-chimiques, le fer total et la matière organique.

2.2.1.1. Prélèvements pour les mesures microbiologiques

Des bouteilles de 1 L, en plastique (PP), sont utilisées pour prélever l'eau nécessaire aux analyses microbiologiques. Avant chaque échantillonnage, ces bouteilles sont lavées puis stérilisées à l'autoclave (243°F pendant 15 minutes). On ajoute ensuite 1 mL d'une solution à 10% (M/V) de thiosulfate ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Ce composé vise à neutraliser le chlore total résiduel qui pourrait être encore présent au moment de la collecte de l'échantillon.

2.2.1.2. Prélèvements pour les mesures physico-chimiques

Pour les analyses physico-chimiques, des bouteilles plastiques (PP) de 250 mL sont employées. Préalablement aux campagnes d'échantillonnage, ces bouteilles sont nettoyées au Versa-Clean, puis rincées une fois à l'eau froide et deux fois à l'eau distillée, le tout dans un lave-vaisselle. Pour finir, on les laisse sécher à l'envers, à l'air ambiant.

2.2.1.3. Prélèvements pour la mesure de fer total

En ce qui concerne les analyses de fer total, des bouteilles plastiques (PP) de 250 mL sont utilisées, après nettoyage. Toutefois, 1 mL d'acide nitrique (HNO_3 grade ACS) à 50% (v/v) est ajouté antérieurement aux prélèvements. Le fer se retrouve dans l'eau sous diverses formes, dépendant du pH et du potentiel d'oxydoréduction. L'acide abaisse le pH, ce qui favorise la présence du fer sous sa forme dissoute. Il évite ainsi la sous estimation du fer total présent dans un échantillon, causée par des dépôts au fond ou sur les parois des bouteilles.

2.2.1.4. Prélèvements pour la mesure de la matière organique

Les mesures du carbone organique total (COT) nécessitent des tubes en verre d'une contenance d'environ 50 mL. Ils sont passés au four (500°C pendant 4h) avant leur utilisation pour les échantillonnages, afin d'éliminer toute trace de carbone. Pour chaque point d'échantillonnage, deux prélèvements sont effectués afin de réaliser des mesures en duplicata.

2.2.2. Méthodes de prélèvements

Les échantillons sont prélevés directement dans les conduites municipales, accessibles via les chambres de vannes. Suite à l'ouverture de la chambre de vannes, l'échantillonneur y descend et désinfecte l'embout de l'arrêt de corporation.

Ensuite, le prélèvement est effectué à l'aide d'un tuyau en plastique, préalablement désinfecté au chlore, qui rejoint l'arrêt de corporation de la conduite et le dispositif d'échantillonnage situé au niveau de la rue (figure 2.4). Une fois le procédé mis en place, la vanne de l'arrêt de corporation est ouverte, on ajuste le débit (ni trop fort, ni trop lent) et on laisse couler l'eau pendant 5 minutes avant tout prélèvement.

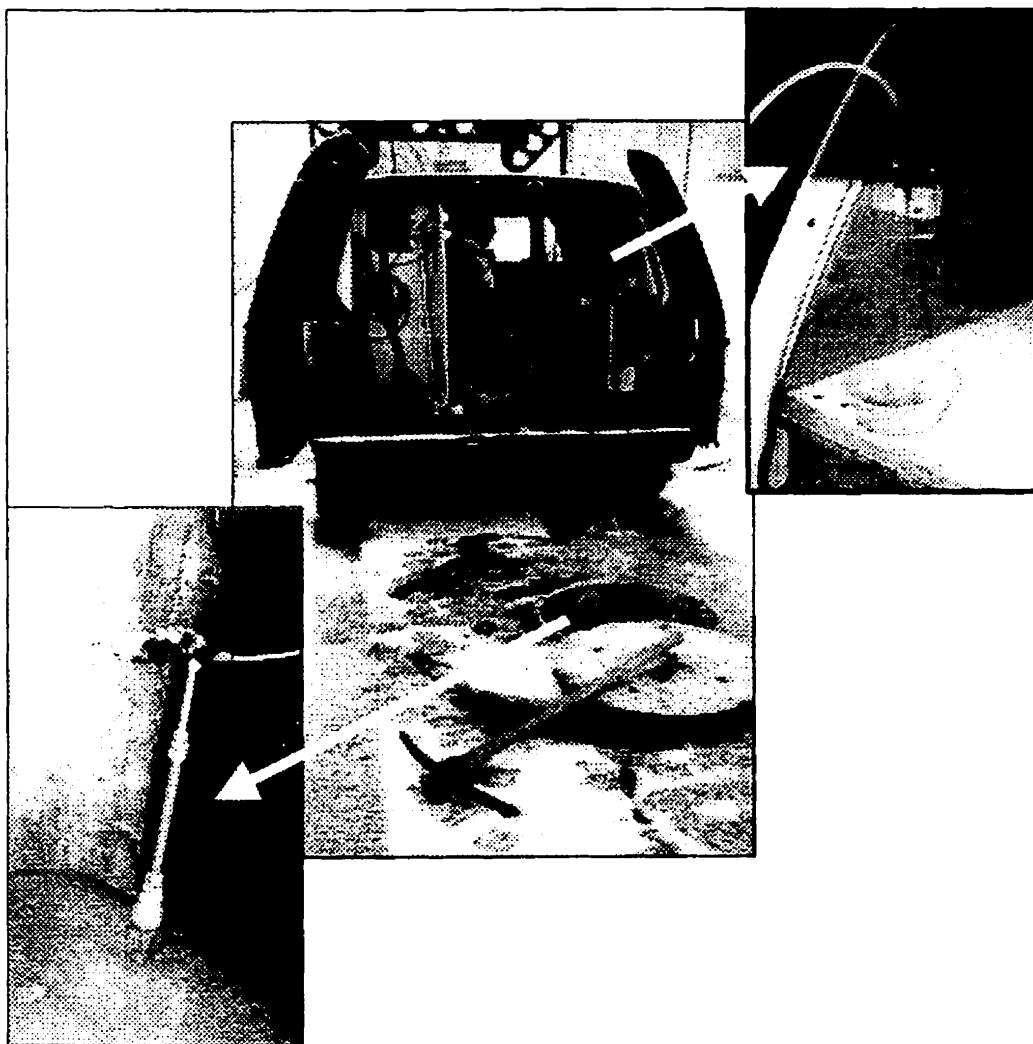


Figure 2.4 Mise en place de l'échantillonnage sur le terrain

Le chlore résiduel (total et libre) est mesuré sur place par la méthode de titrage DPD-SAF (APHA, 4500-Cl F.). De même la température et le pH sont notés directement à l'aide d'un thermomètre à thermo-couple et d'un pH-mètre Fischer Meter 119. En ce qui concerne les analyses microbiologiques, les prélèvements doivent être minutieux afin de prévenir toute contamination. On évitera donc tout contact avec le goulot des bouteilles ainsi que les éclaboussures. Pour le fer total, les bouteilles seront remplies seulement à moitié (un volume de 100 mL suffit pour les mesures) puis agitées afin d'assurer un mélange homogène avec l'acide.

Après la prise de tous les échantillons requis à un point de prélèvement, les bouteilles sont toutes stockées dans une glacière contenant de la glace.

2.3. Les méthodes analytiques

Les méthodes standards utilisées sont tirées de la 18^{ème} édition d'APHA (APHA et al., 1992) et récapitulées dans le tableau 2.5 avec leur référence bibliographique précise. Les mesures microbiologiques requièrent toutefois des précisions supplémentaires pour une meilleure reproductibilité, et sont détaillées ci-dessous.

✕ Les **Bactéries Hétérotrophes Aérobie**s (BHA) : Méthode de filtration standard (APHA, 9215-D), utilisation d'une rampe de filtration classique et de filtres (Millipore HAWG047S3) de porosité 0,45 μ m. La mise en culture est faite sur le milieu R2A Agar (1826-17-1, Difco) à 20°C pendant 7 jours.

Pour plus de précision, deux filtrations de 10 ml et 100 ml sont réalisées, et ce en duplicata, pour chaque échantillon. Les résultats seront exprimés en Unités Formatrices de Colonie (UFC) par mL. Durant l'été 99, les volumes filtrés sont aussi de 10 et 100 mL mais cette fois ci sans duplicata.

✕ Les **coliformes totaux** : Méthode standard de filtration (APHA, 9222 B.). Les filtres utilisés (Millipore HAWG047S3) ont une porosité de 0,45 μm . Le milieu de culture « m-T7 Agar dehydrated » est utilisé parallèlement au milieu « m-Endo Agar LES dehydrated », tout deux provenant des laboratoires Difco. Une concentration de 10 mg/L de cefsulodine est incorporée au milieu m-T7 (Alonso et al., 1996).

Le volume filtré est de 400 ml au lieu de 100 ml (norme) afin d'améliorer la limite de détection des coliformes, sur m-T7 tout comme sur m-Endo. Les résultats sont donnés en UFC par 400 mL. Durant la seconde période d'échantillonnage (été 1999), on utilise aussi les deux milieux en parallèle mais cette fois-ci en duplicata, c'est-à-dire 2*400mL pour m-Endo et 2*400mL pour mT7 afin de détecter davantage de coliformes.

Si des colonies sont détectées sur ces milieux (colonies vertes métalliques sur m-Endo et jaunes sur mT7), des analyses de confirmation sont réalisées. Il s'agit des tests d'oxydase (APHA, 9225 E.), rouge de méthyle (APHA, 9225 E.) et ONPG (APHA, 9223 B.). Une réponse négative au premier et positive aux deux autres confirment la présence de coliformes. Par ailleurs, l'identification exacte de la bactérie coliforme est obtenue par des tests sur galeries API 20E (BioMérieux). Le nombre de colonies confirmées dépend de la concentration de coliformes trouvée dans l'échantillon.

Dans 79% des cas, moins de 4 UFC/400 mL sont comptabilisées et l'on procède ici à la vérification de toutes les colonies. Pour les 21% restants, environ une colonie sur deux est vérifiée (sauf pour un cas exceptionnel à 37 UFC/400 mL où seulement une sur quatre est analysée).

✕ **Les comptes totaux** : Méthode de compte direct, utilisation du BacLight selon la méthode décrite dans le mémoire de Lina Boulos (Boulos, 1996). Les comptes sont réalisés à partir d'un microscope Nikon (Mecalab Ltée). La méthode pour les comptes totaux a été modifiée pour la période d'échantillonnage de 1999 : l'acridine orange est le nouveau colorant utilisé (APHA, 9216 B.) mais le comptage est effectué à l'aide du même microscope.

Tableau 2.5 Méthodes d'analyses

Paramètre mesuré	Description de la méthode Appareillage	Référence
Température	Thermo-couple	-
pH	Sonde	<i>APHA, 4500-H⁺B.</i>
Chlore résiduel	Titrimétrique au DPD / FAS	<i>APHA, 4500-Cl F.</i>
Turbidité	Néphélométrie Turbidimètre HACH (John Meunier)	<i>APHA, 2130 B</i>
COT	Oxydation UV-persulfate Dohrmann Rosemount DC-180	<i>APHA, 5310 C</i>
Fer total	Colorimétrique au phénantroline Spectromètre Milton Roy 1001 Plus	<i>APHA, 3500-Fe D.</i>

Tableau 2.5 Méthodes d'analyses (suite)

Paramètre mesuré	Description de la méthode Appareillage	Référence
BHA	Milieu R2A à 20°C pendant 7 jours	<i>APHA, 9215 D</i>
Coliformes totaux	Milieu m-Endo à 35°C pendant 24h Milieu mT7 à 35°C pendant 24h	<i>APHA, 9222 B.</i>
Confirmation des coliformes Test oxydase Test rouge de méthyle Test ONPG	Milieus liquides avec indicateur coloré	<i>APHA, 9225 E.</i> <i>APHA, 9225 E</i> <i>APHA, 9223 B.</i>
Identification des coliformes	Test API : 25 tests	<i>BioMérieux</i>
Comptes totaux	BacLight Acridine Orange	<i>Boulos, 1996</i> <i>APHA, 9216 B.</i>

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'objectif majeur de notre projet est l'élimination des avis de faire bouillir de la Ville de Montréal, causés par la présence de coliformes totaux. Pour l'atteindre, la proportion de coliformes totaux doit être restreinte au maximum, voire même annulée. Il existe pour cela plusieurs stratégies, déjà exposées dans le chapitre Bibliographie. Durant les deux étés d'investigation du projet de recherche, quatre mesures correctrices ont été testées, sur le réseau de distribution d'eau potable de Montréal.

La première partie de ce chapitre, présente deux stratégies mises en place successivement dans un même secteur (Circuit Botrel) : les by-pass et les vidanges orientées. Dans la seconde partie, une stratégie basée sur des modifications hydrauliques au niveau de l'alimentation d'un réservoir est exposée. Les impacts sont mesurés à la fois pour le réservoir, mais aussi pour la zone qu'il dessert (Circuit des Hôpitaux). La troisième partie de ce chapitre soumet une stratégie de type préventif plutôt que correctif. Il s'agit de deux modèles prédictifs qui sont mis en place et testés pour l'ensemble des zones étudiées.

3.1. Le circuit Botrel

3.1.1. Présentation de la zone d'étude

Comme explicité au chapitre Matériel et Méthodes (2.1.2. Le circuit 1 : Botrel), le circuit Botrel est alimenté par le réservoir McTavish et se localise au sud ouest de la zone 3 du réseau de distribution de Montréal. Les cinq et sept points d'échantillonnage des campagnes de 1998 et de 1999 sont présentés de façon précise à la figure 3.1 et dans le tableau 2.1.

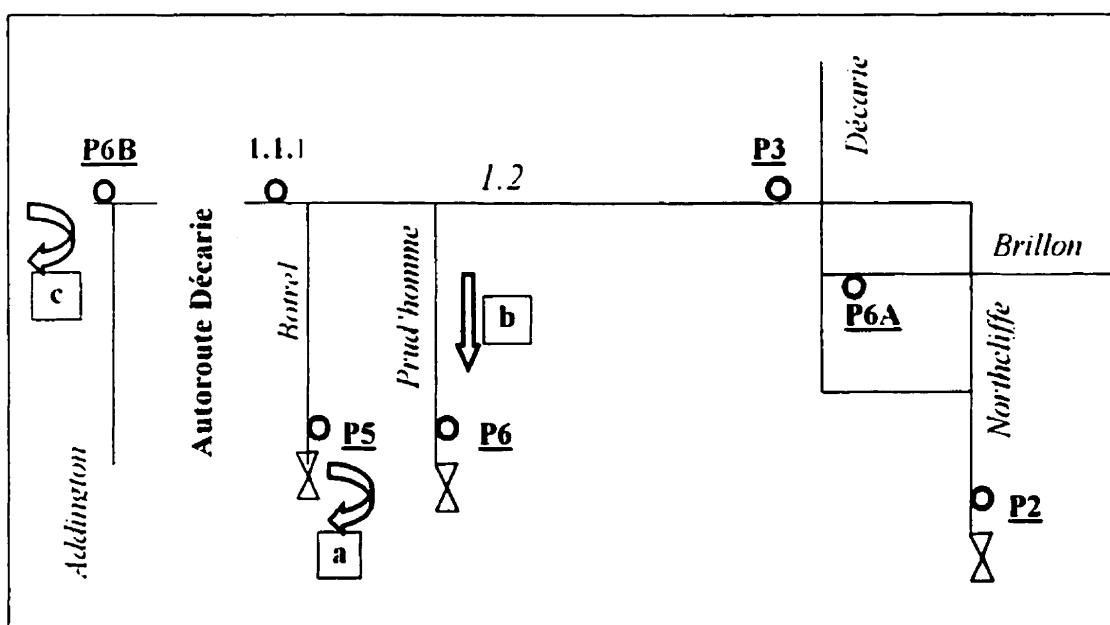


Figure 3.1 Schéma détaillé du circuit Botrel

De 1995 à 1999, dix épisodes positifs en coliformes sont comptabilisés pour le circuit Botrel. Ceux-ci ont déclenchés six avis de bouillir, basé sur la présence de plus de 10 coliformes/100 mL d'eau sont détectés. Ces avis d'ébullition correspondent à plus de 26% de ceux du réseau entier de distribution de Montréal ($n = 6/23$).

3.1.2. Hydraulique et qualité de l'eau du secteur

L'hydraulique de la zone peut être simulé grâce au logiciel EPANET. Les figures 3.2 a) à c) présentent les sens d'écoulement dans le secteur, les diamètres de conduites, le débit de l'eau qui y circule ainsi que les temps de séjour. On constate, dans un premier temps, qu'il existe seulement deux conduites avec un diamètre supérieur à 30 cm alors que toutes les autres se trouvent entre 15 et 20 cm (figure 3.2 a). Les sens d'écoulement indiquent que l'eau provient de l'est, par le point P3, puis continue vers P5 et P6. Notons qu'il y a un second circuit possible, provenant de l'ouest, d'où la présence d'un cul-de-sac hydraulique aux environs du point P4 (figure 3.2). Les débits dans le secteur sont pour la plupart en dessous de 5 L/s voire en dessous de 2 L/s (figure 3.2 b). Quant aux temps de séjour, ils sont au dessus de 5 heures pour la totalité des points échantillonnés. On remarquera aussi des temps de séjour encore plus élevés pour la conduite de 35,6 cm de diamètre (figure 3.2 c).

Les trois premières campagnes d'échantillonnage ont permis de connaître les principales caractéristiques du circuit avant la mise en œuvre de stratégies visant à éliminer les coliformes. La totalité des données est représentée sous forme de tableaux, répertoriés en annexe I. Au niveau de la concentration de chlore dans le secteur, elle est souvent nulle et toujours inférieure à 0,1 mg/L. Le pH varie autour de 7,9 et la turbidité reste plutôt faible, soit entre 0,1 et 0,25 UTN. Les comptes totaux moyens sont de 5,1 log/mL et les BHA (7 jours à 20°C) sont compris entre 10 et 100 UFC/mL. Rappelons que des coliformes totaux sont détectés de façon régulière à chaque année depuis 1995 et que leur suppression est l'objectif premier de notre projet.

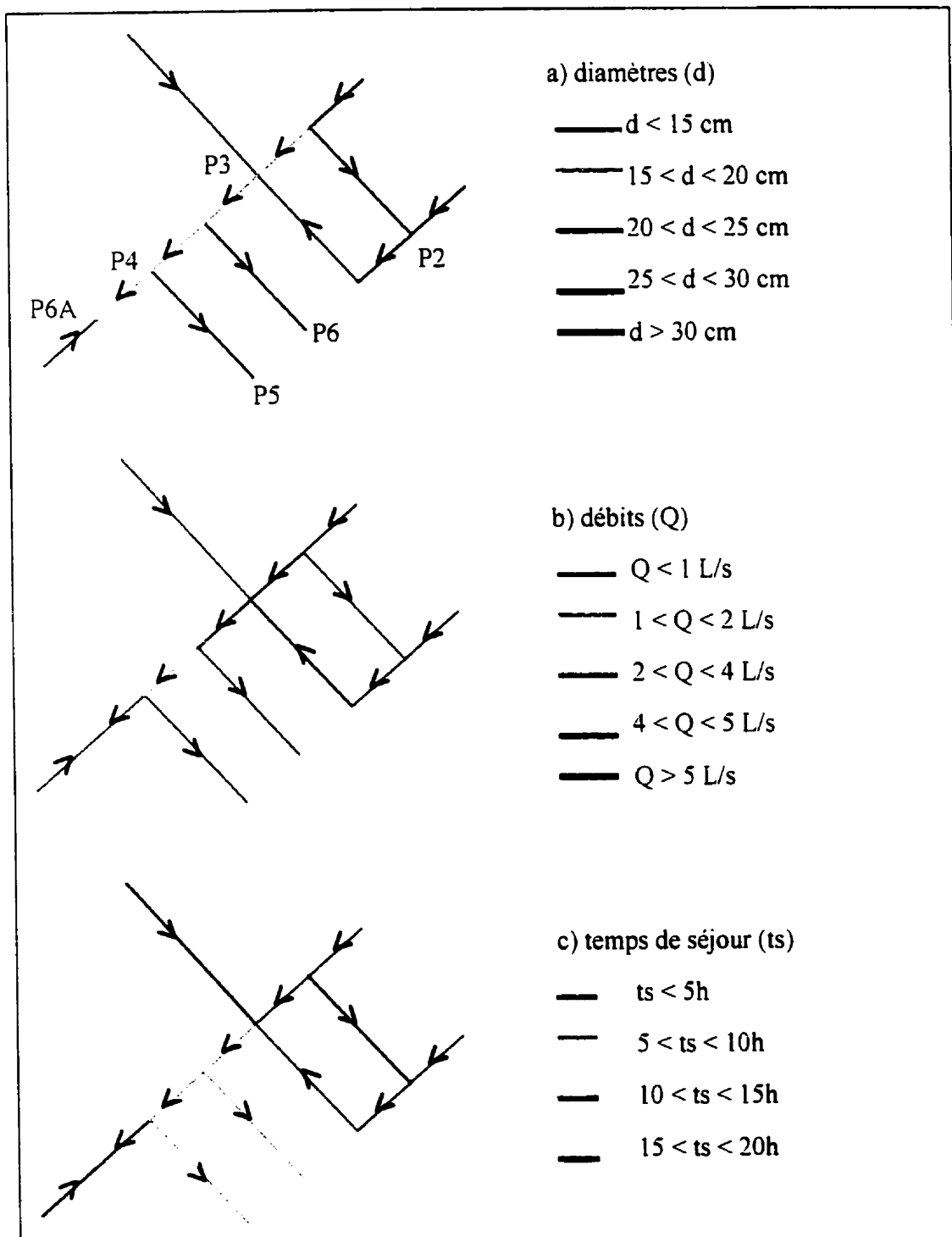


Figure 3.2 a) diamètres ; b) débits ; c) temps de séjour du circuit Botrel

3.1.3. Hypothèses quant à l'origine du problème

Le problème majeur du secteur étant les événements positifs en coliformes, des hypothèses quant à leur origine sont émises, afin d'essayer de les enrayer.

Les nombreux bris de conduites, survenus en 1995 (six), ont été la première source supposée des coliformes détectés dans la zone. Ainsi des campagnes de vidanges conventionnelles ont été réalisées afin de nettoyer le réseau d'éventuels intrusions dues aux réparations des bris. Néanmoins, le problème reste encore présent durant chaque période estivale jusqu'en 1998.

Les faibles concentrations de chlore du secteur pourraient se révéler une bonne explication des événements positifs en coliformes. En effet, pour le réseau de distribution de Montréal, 64% des épisodes positifs en coliformes correspondent à une concentration de chlore inférieure à 0,1 mg/L (Besner, 1999). Les temps de séjour assez élevés sont aussi un facteur influent de la croissance des coliformes. La présence du cul-de-sac hydraulique qui se déplace aux alentours du point P4 (figure 3.2c), augmente la moyenne des temps de séjour du circuit et donc la probabilité de détecter des coliformes.

Le choix des stratégies à mettre en place est orienté de façon à remédier à l'éventuelle contamination lors des bris, à corriger la faible concentration de chlore et les longs temps de séjour.

3.1.4. « By-pass » été 1998 : élimination de l'effet cul-de-sac

Le 30 juillet 1998, plus de 10 coliformes totaux par 100 mL sont détectés par la Ville de Montréal, pour un point d'échantillonnage situé sur la rue Botrel (P5). Un avis de bouillir et une vidange conventionnelle sont alors déclenchés dans le secteur. Par la suite, un raccordement est mis en place au niveau de la vanne fermée de la rue Botrel (figure 3.1, **a**). Il s'agit d'une conduite de 2,5 cm de diamètre, reliant les deux côtés de la vanne de division (fermée). Ce raccordement, dit « by-pass » permet de relier les deux paliers de pression, ce qui force un écoulement ($Q = 50 \text{ L/min}$) du palier de pression supérieur (zone 3) vers le palier de pression inférieur (zone 2) et ainsi élimine le phénomène de cul-de-sac au point P5. La simulation de cette approche hydraulique par EPANET ne montre pas de variation significative des débits de la zone. Les figures 3.3 à 3.6 présentent les résultats obtenus suite à l'installation de ce by-pass au niveau du chlore, de la turbidité, des BHA et des comptes totaux.

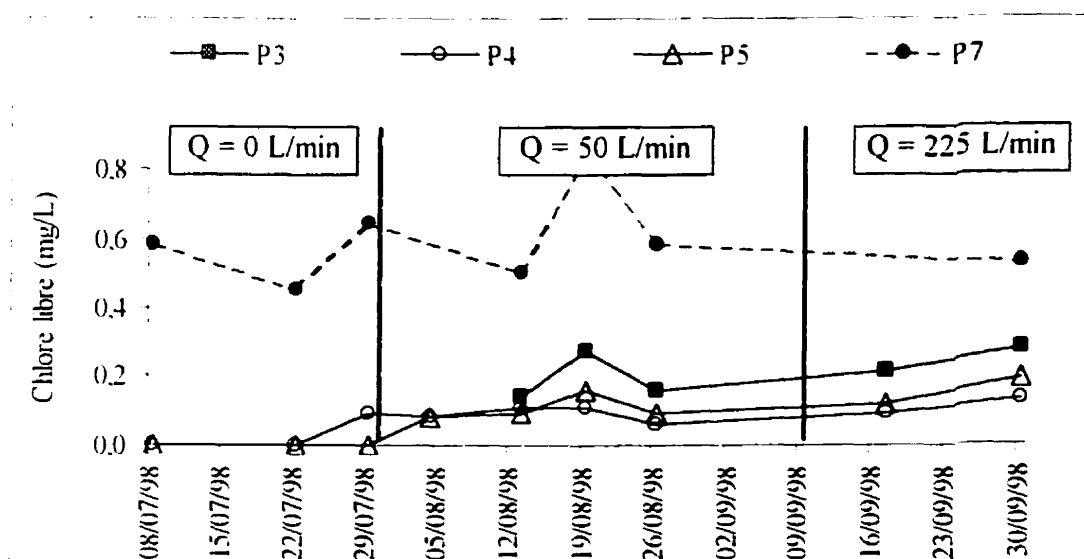


Figure 3.3 Chlore libre dans le circuit Botrel (1998)

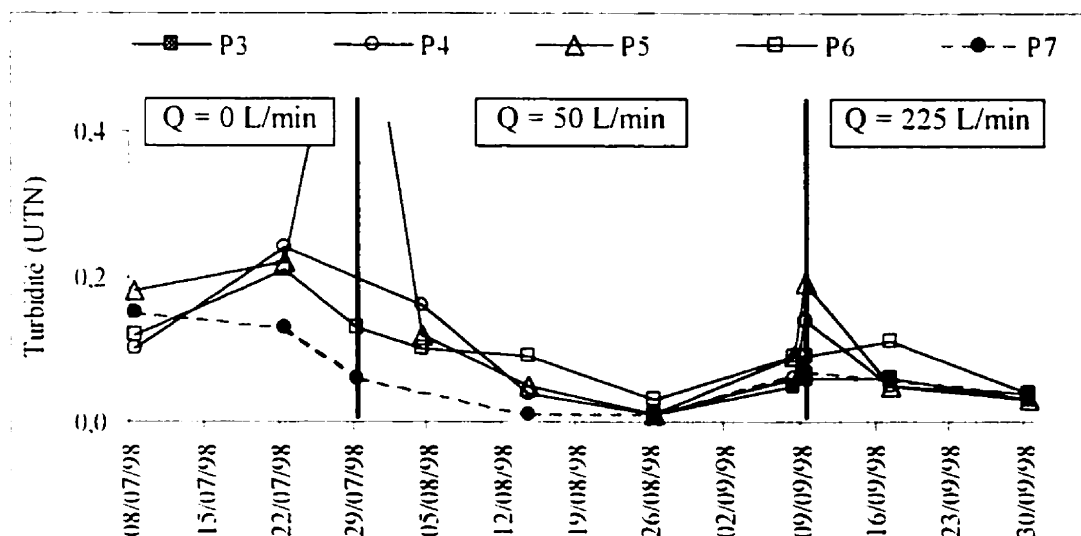


Figure 3.4 Turbidité dans le circuit Botrel (1998)

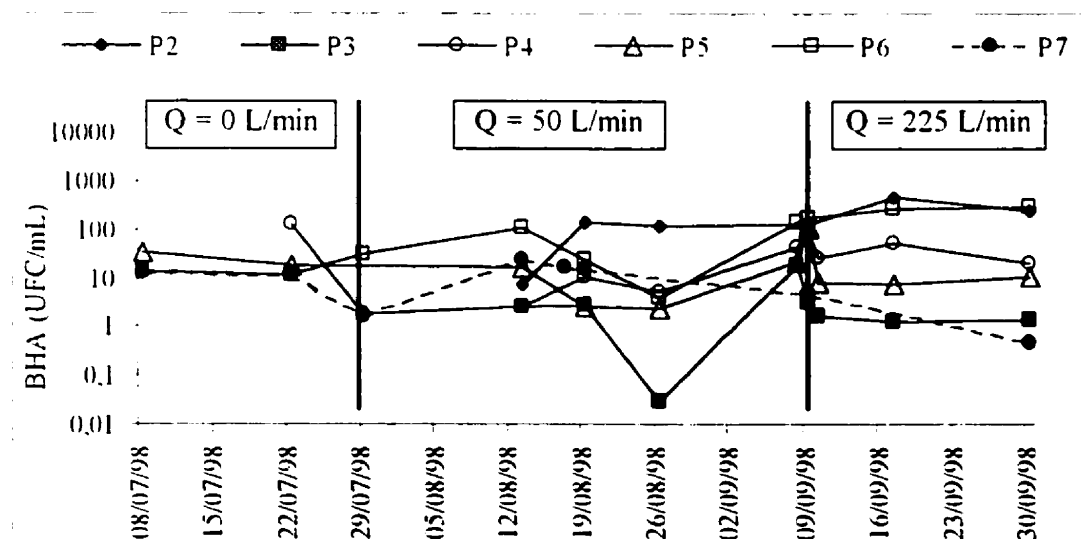


Figure 3.5 Concentration de BHA dans le circuit Botrel (1998)

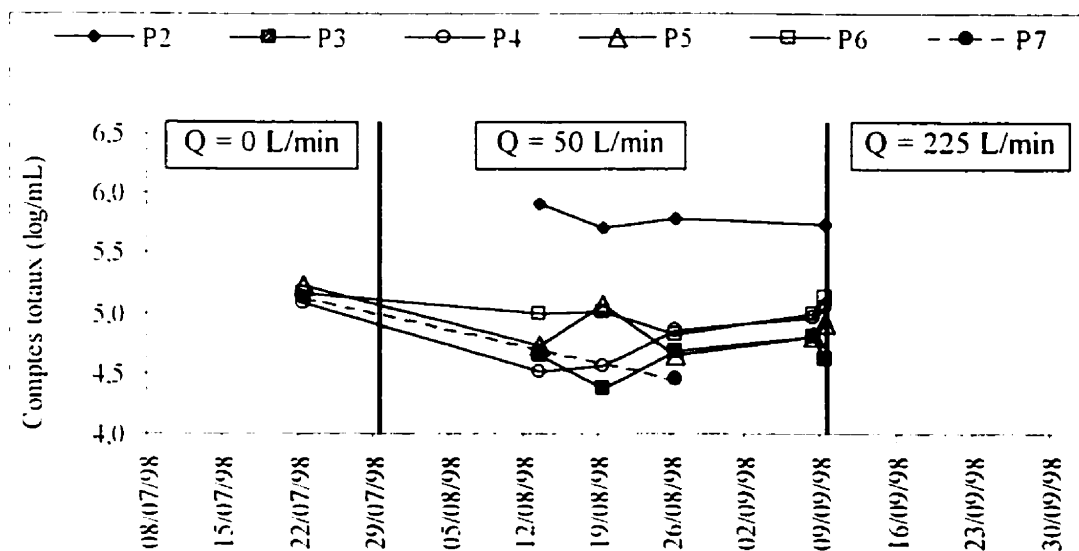


Figure 3.6 Comptes totaux dans le circuit de Botrel (1998)

Les points P2 et P6 ne sont pas présentés sur la figure 3.3 puisque la concentration de chlore est toujours nulle. Le point P7 représente la qualité d'eau qui arrive dans la zone 3 (équivalent approximatif de la sortie du réservoir McTavish).

De façon générale, les variations observées dans le circuit Botrel durant le mois d'août suivent fortement celles enregistrées à son entrée (P7). Ainsi, la légère augmentation de chlore, tout comme la baisse de turbidité dans le secteur ne peuvent être attribuées au by-pass mais au changement de la qualité d'eau qui arrive dans la zone (figure 3.3 et 3.4). Notons toutefois une pointe de turbidité (les 22 et 29 juillet) précédant l'avis d'ébullition et qui pourrait être relié à la présence de coliformes (agrégation de ceux-ci à des particules qui causent la turbidité plus importante).

La chute des comptes totaux est proportionnelle à celle du point P7 (figure 3.6) et n'a donc pas d'autre explication. Quant aux BHA, ils se maintiennent à une moyenne de 10 UFC/mL pendant la durée de l'utilisation du by-pass à un débit de 50 L/min. Pour ce qui est des colonies atypiques sur m-Endo (colonies détectées sur milieu de culture m-Endo mais qui ne sont pas des coliformes), la tendance est différente : on remarque une réduction importante de ces dernières jusqu'à une suppression totale, alors que l'eau entrant dans la zone ne possède aucune colonie atypique (figure 3.7). Cependant, cela ne semble pas se maintenir et des colonies atypiques sont à nouveau détectées dès le 19 août.

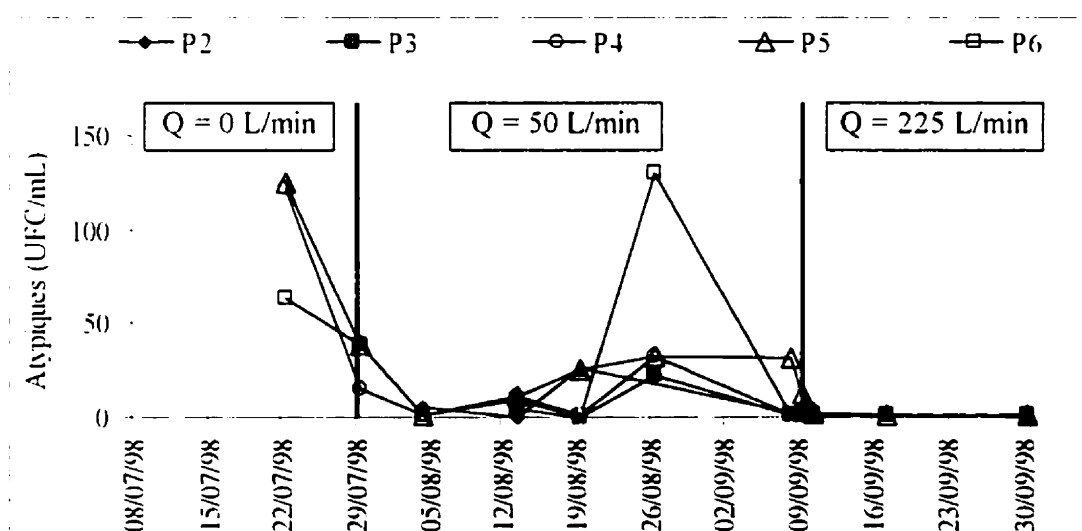


Figure 3.7 Colonies atypiques sur m-Endo dans le secteur Botrel (1998)

Pour les coliformes, le tableau 3.1 répertorie chacun des événements survenus lors des échantillonnages de l'été 1998 dans le circuit Botrel. On constate qu'aucun n'a lieu après la mise en route du by-pass le 29 juillet.

Tableau 3.1 Événements positifs en coliformes pour le circuit Botrel (1998)

Date	Point	Nombre de colonies (UFC/800 mL)	Identification
22 juillet 98	P4	6	<i>Serratia Fonticola</i>
29 juillet 98	P5	3	<i>Serratia Fonticola</i>

La mise en place du by-pass au cul-de-sac Botrel ($Q = 50 \text{ L/min}$) n'engendre pas d'effet important pour le secteur. L'insuffisance du débit du by-pass se voit aux débits inchangés dans le secteur et aux temps de séjour encore élevés. Ce débit est donc augmenté le 9 septembre 1998 et atteint un maximum de $Q=225 \text{ L/min}$ (by-pass ouvert à 100%).

Le logiciel EPANET nous permet de constater à la fois une augmentation du débit générale dans le circuit Botrel, mais aussi un changement du sens d'écoulement dans la conduite de 356 mm (figure 3.8).

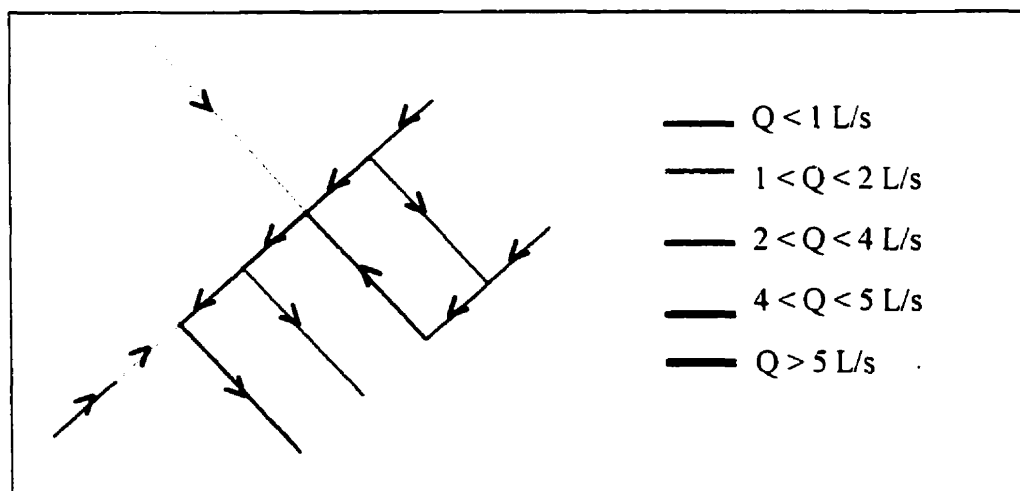


Figure 3.8 Débits dans le circuit Botrel suite à l'augmentation du débit du by-pass à 225L/min

Cette fois-ci, une remontée de chlore est observée dans le secteur, sans pour autant que la concentration à l'entrée (P7) augmente (figure 3.3). La diminution des températures au mois de septembre pourrait expliquer les plus hauts résiduels de chlore, mais à nouveau, ils ne sont pas observés pour P7, d'où l'impact réel du by-pass. Les variations de turbidité suivent celles remarquées au point P7, on ne peut donc pas les attribuer à l'augmentation du débit du by-pass (figure 3.4). Les BHA ne montrent toujours pas de variation significative au mois de septembre (figure 3.5). La conséquence la plus bénéfique de l'augmentation du débit du by-pass à 225 L/min se situe au niveau des colonies atypiques et des coliformes. En effet, non seulement plus aucune colonie atypique n'est comptabilisée, mais en plus aucun épisode de coliforme ne survient entre le 9 septembre et le 30 septembre 1998 (figure 3.7 et tableau 3.1).

Les campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 ne viennent malheureusement pas confirmer l'efficacité du by-pass, puisque cinq nouveaux événements positifs en coliformes surviennent de juin à septembre 1999 (tableau 3.2).

Tableau 3.2 Événements positifs en coliformes pour le circuit Botrel (1999)

Date	Point	Nombre de colonies (UFC/1,6 L)	Identification
23 juin 99	P3	1	<i>Enterobacter vulneris</i>
7 juillet 99	P5	6	<i>Enterobacter agglomerans</i>
7 juillet 99	P6	17	<i>Enterobacter cloacae</i>
28 juillet 99	P5	37	<i>Enterobacter agglomerans</i>
18 août 99	P5	1	<i>Enterobacter agglomerans</i>

Ces résultats ne sont cependant pas si surprenants si l'on se penche sur les temps de séjour fournis par EPANET. Par exemple, au point P5, le temps de séjour est augmenté de plus d'une heure (de 10 h à 11,4 h). La raison de cette augmentation est sans doute liée à l'inversion du flux au niveau de la conduite de 35,6 cm. En effet, le temps de séjour de cette dernière étant plus élevé que celui des conduites aux alentours, le changement du sens d'écoulement amène de l'eau plus vieille dans le secteur.

Ainsi, la mise en place du by-pass avec un débit de 225 L/min ne convient pas pour corriger le problème de coliformes de la zone. Il est donc décidé d'effectuer des vidanges orientées afin de s'assurer que toute contamination dues aux réparations des bris de conduite a bien été évacuée.

3.1.5. Les vidanges unidirectionnelles (1999)

Des études au sujet des vidanges conventionnelles ont démontré une efficacité partielle seulement due au flux de vidange souvent mal défini et ainsi moins puissant que souhaité (AWWARF, 1998). C'est justement ce que les vidanges orientées s'appliquent à corriger en créant un flux unidirectionnel précis.

3.1.2.1. Description de la vidange orientée

Afin d'effectuer un rinçage de qualité, deux vidanges orientées sont réalisées le 16 juin 1999 (figure 3.1. **[b]**).

Une première de 45 minutes à la borne d'incendie la plus proche du cul-de-sac Prud'homme (P6) et la seconde à celle proche du cul-de-sac Botrel (P5), pendant 10 minutes. L'ouverture des vannes des bornes d'incendie est précédée de la fermeture d'une vanne en amont (coin NDG et rue Décarie) afin de favoriser le flux unidirectionnel recherché. L'eau ne peut provenir de cette façon que de l'ouest (conduite de 35,6 cm qui traverse l'autoroute Décarie) ou du nord du secteur pour se diriger vers la borne ouverte. La pression est diminuée jusqu'à 100 psi, les débits aux bornes sont de 2264 L/min pour Prud'homme et de 2168 L/min pour Botrel. Avec des conduites d'environ 200 mm de diamètre, les vitesses sont maintenues respectivement à 1,31 m/s et 1,25 m/s.

Au début de la vidange, des pointes de turbidité, de comptes totaux et de bactéries coliformes sont observées (figure 3.9 et 3.10). Ce sont des résultats prévisibles : la pression et les vitesses imposées par la vidange engendrent un décrochage du biofilm et une évacuation des particules sédimentées. Une fois ce nettoyage opéré, la turbidité redescend pour se stabiliser à sa concentration initiale. Les comptes totaux montrent une pointe plus faible et une décroissance marquée tout au long de la vidange. Ces résultats donnent à penser que la vidange a fonctionné comme souhaité et que la contamination a été évacuée, vu la pointe de turbidité et de coliformes.

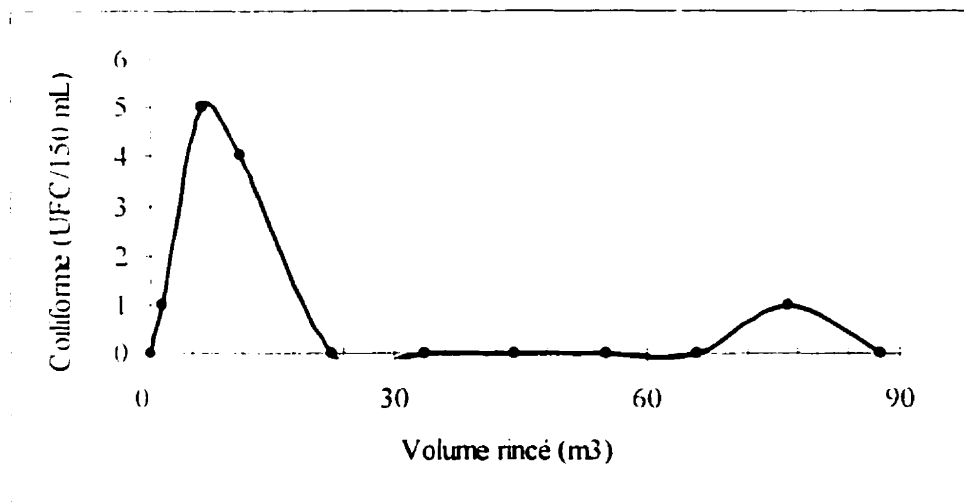


Figure 3.9 Coliformes détectés lors de la vidange

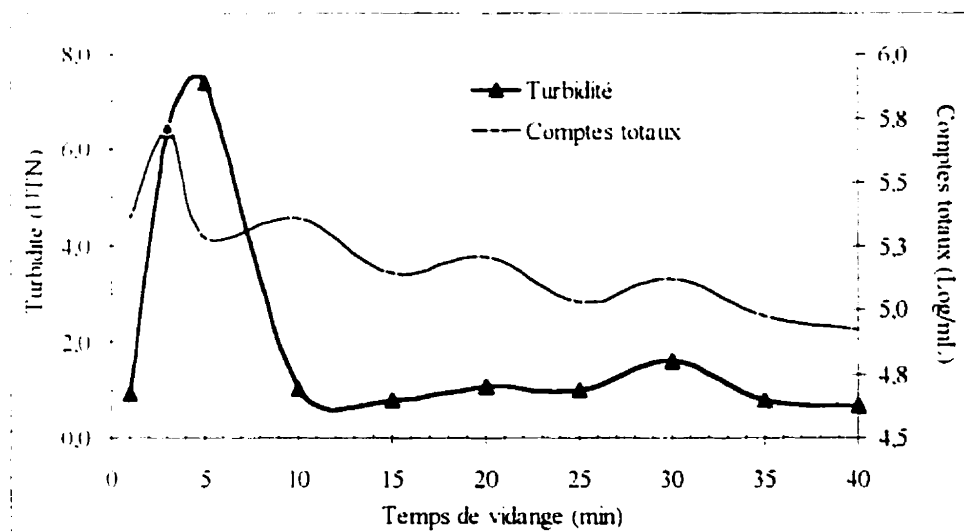


Figure 3.10 Turbidité et comptes totaux lors de la vidange

3.1.2.2. Impacts de la vidange

Suite aux vidanges orientées, on observe les effets sur la qualité d'eau du secteur au niveau de la concentration de chlore, de la turbidité, des BHA, des comptes totaux et des colonies atypiques sur milieu m-Endo (figure 3.11 à 3.15).

Le point P2 n'est pas représenté sur ces figures, à cause de ses caractéristiques particulières qui rendraient les graphes illisibles. Précisons tout de mêmes la valeur moyenne des paramètres mesurés à ce point : une concentration de chlore toujours nulle, une turbidité moyenne proche de 1 UTN, une valeur moyenne de BHA environ égale à 1400 UFC/mL et un compte total de bactéries moyen à 5,7 log/mL.

Le chlore et la turbidité ne sont pas amélioré de façon notable (figure 3.11 et 3.12). Les BHA ne présentent pas de réduction (figure 3.13) alors que les comptes totaux semblent amorcer une chute progressive (figure 3.14). Cependant, une diminution proportionnelle est notée à l'entrée du secteur (P7) et ne peut donc être corrélée à un bienfait des vidanges orientées. Des colonies atypiques sont décelées et en plus grand nombre après le 16 juin (figure 3.15). Rappelons aussi que plus de cinq événements positifs en coliformes sont répertoriés entre le 23 juin et le 29 septembre 1999 (tableau 3.2).

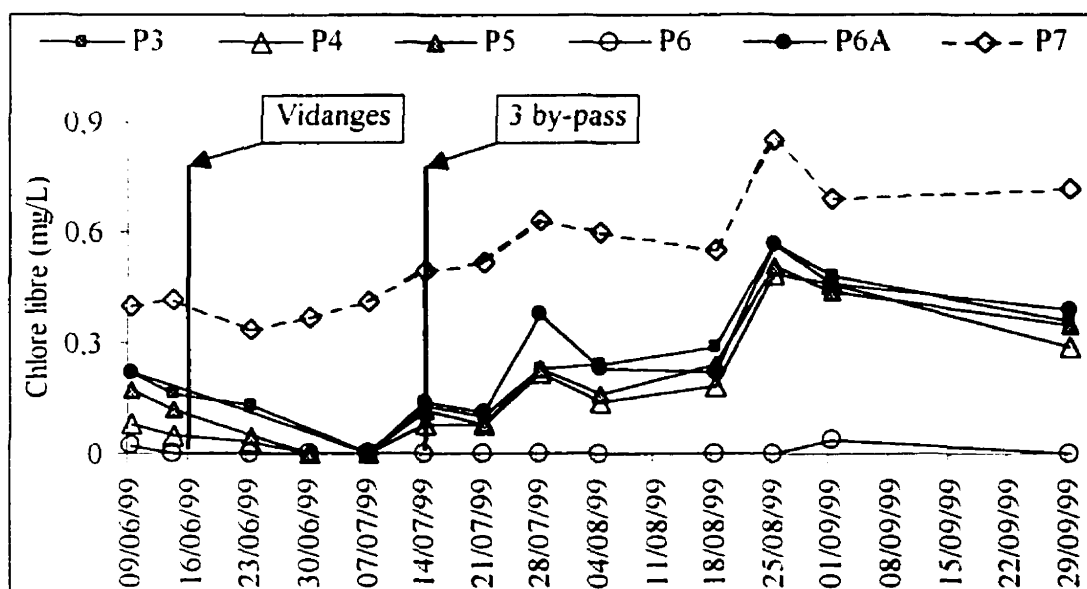


Figure 3.11 Chlore libre dans le circuit Botrel (1999)

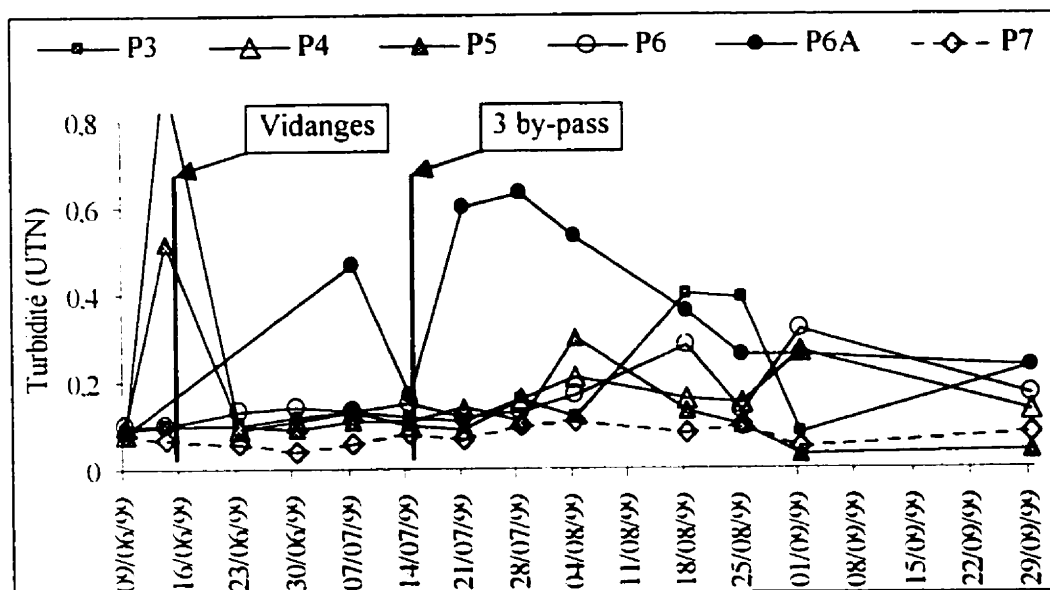


Figure 3.12 Turbidité dans le circuit Botrel (1999)

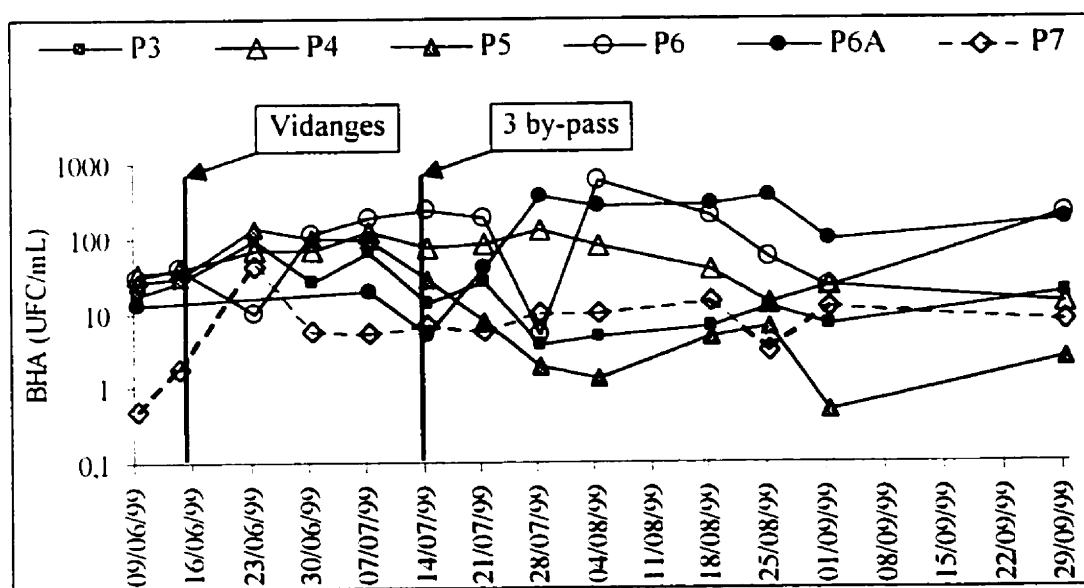


Figure 3.13 Concentrations des BHA dans le circuit Botrel (1999)

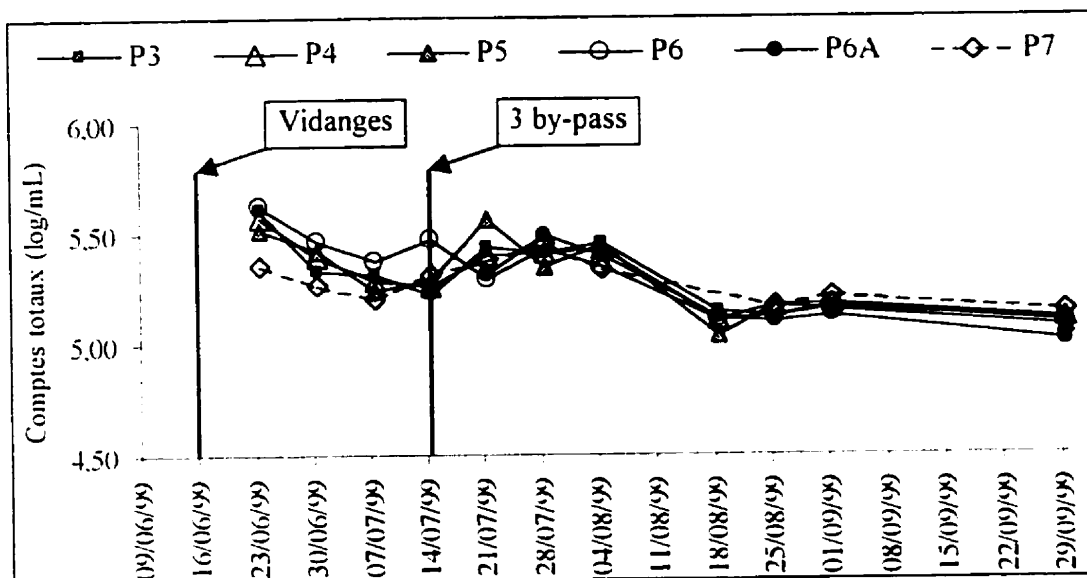


Figure 3.14 Comptes totaux dans le circuit Botrel (1999)

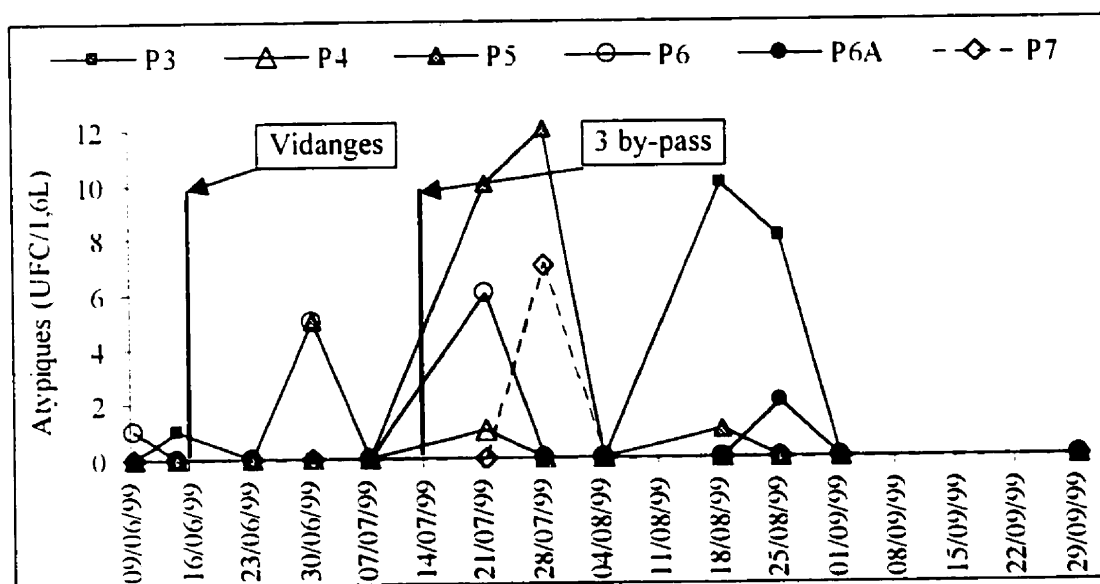


Figure 3.15 Colonies atypiques sur m-Endo dans le circuit Botrel (1999)

La première raison avancée au peu d'effet des vidanges est la vitesse insuffisante maintenue pendant la vidange. Le protocole recommande un minimum de 1,52 m/s mais les vitesses observées sont de 1,25 et 1,31 m/s à l'intérieur des conduites, soit environ 16% en dessous des recommandations. Ceci s'accroît pour la conduite de 356 mm de diamètre où la vitesse n'atteint dans ce cas que 0,42 m/s, donc 3,5 fois moins que souhaité. La méthodologie des vidanges orientées a été pourtant suivie au mieux mais c'est la configuration du secteur qui impose de telles limites. En effet, les conduites situées au niveau des rues Botrel, Prud'homme, NDG et Décarie mesurent toutes 15 ou 20 cm alors que celle qui traverse l'autoroute en fait plus de 35 cm. Le nettoyage devient alors impossible pour la conduite de 35,6 cm dont le diamètre empêche le maintien d'une vitesse convenable pour le rinçage.

Cette conduite a aussi subi des bris en 1995 (quatre), hypothèse de la contamination en coliformes du secteur. Les vidanges conventionnelles réalisées à ce moment là, ainsi que l'installation du by-pass en 1998 n'auront pas pu résorber la pollution à cause des trop faibles vitesses. Par ailleurs, le débit et le sens du by-pass ne font que favoriser l'apport d'eau de cette conduite dans le secteur de Botrel et donc augmenter les risques de contamination. On peut ainsi difficilement conclure à l'échec ou au succès des vidanges orientées vu que leur utilisation est inapplicable pour un réseau configuré comme celui du secteur de Botrel.

La mise en place d'une stratégie différente et plus adéquate devient donc nécessaire pour réussir à éliminer les épisodes en coliformes de la zone. Le choix s'est ainsi porté sur une modification de l'hydraulique du secteur dans l'objectif de corriger le problème de la conduite de 35,6 cm contaminée.

3.1.6. Modification de l'hydraulique du secteur (1999)

Dès la mi-juillet, trois by-pass supplémentaires sont installés de l'autre côté de l'autoroute, au niveau de la rue Addington (figure 3.1, [c]) afin d'inverser l'écoulement de l'ouest vers l'est à l'intérieur de la conduite de 356 mm, et ainsi d'éviter d'amener de l'eau qui y a circulée dedans. Les deux premiers sont opérationnels le 13 juillet avec un débit unitaire de 225 L/min, le troisième la semaine suivante, avec un débit de 126 L/min. Cet aménagement provoque une augmentation marquée du débit à l'entrée est (P3) du circuit Botrel, de 200 L/min à 400 L/min le 14 juillet 1999 (figure 3.16).

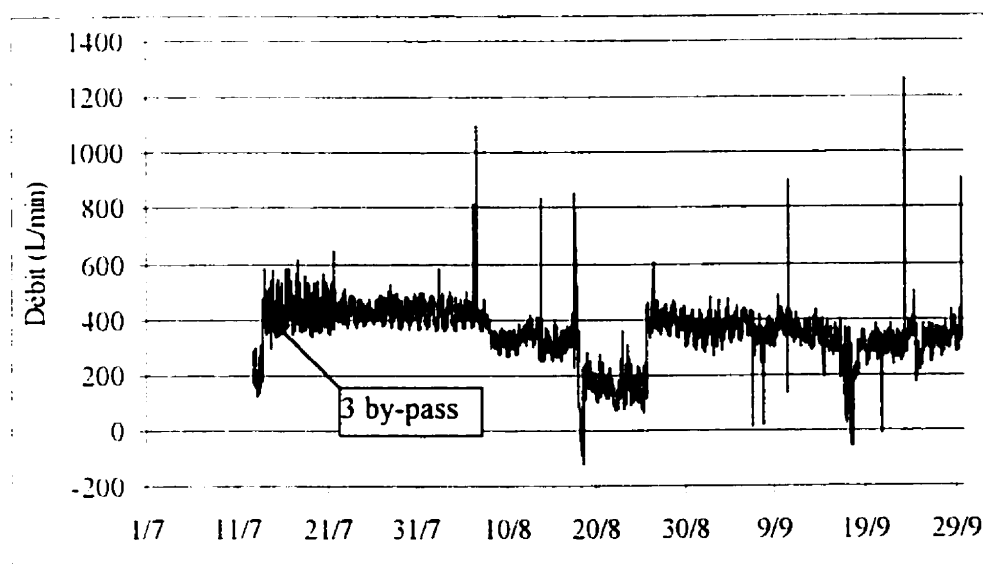


Figure 3.16 Débits mesurés au point P3 du circuit Botrel

De plus, le logiciel EPANET calcule des débits plus élevés qu'avec l'ouverture seule du by-pass au point Botrel et un retour à la configuration de départ pour les sens d'écoulement de la zone. En ce qui concerne les temps de séjour, une réduction 1,6 h est observée (de 10 h à 8,4 h) au point P5.

Les impacts de ce changement hydraulique sont analysés au niveau de la concentration de chlore, de la turbidité, des BHA et des comptes totaux à l'aide des figures 3.11 à 3.15. La concentration de chlore pour les points échantillonnés, nulle avant la modification, augmente à 0,2 mg/L (figure 3.11). Cependant, l'eau à l'entrée du secteur (P7) voit aussi sa concentration de chlore augmenter mais uniquement de 0,1 mg/L. Ainsi, l'apport de chlore aux points P3, P4, P5 et P6A n'est pas seulement dû à l'entrée d'une eau plus chlorée dans la zone mais aussi à l'effet combiné des by-pass.

La turbidité ne montre pas de diminution suite à l'installation des by-pass (figure 3.12). Néanmoins, elle offre une importante instabilité et augmentation à partir du 5 août, soit trois semaines après la modification de l'hydraulique du secteur. On peut donc difficilement corréler les deux événements. Néanmoins, les mesures de débits nous apportent un élément de réponse : à partir du 8 août, le débit au point P3 chute à environ 300 L/min et diminue encore du 18 au 25 août en dessous de 200 L/min (figure 3.16). Ces importantes variations hydrauliques ont pu causer une remise en suspension de sédiments et ainsi une augmentation de la turbidité.

Pour les BHA, notons premièrement que leur concentration dans l'eau qui entre dans la zone (P7) reste constante suite à la mise en place des by-pass (figure 3.13). Les variations de BHA observées pour les points d'échantillonnage du circuit Botrel sont donc indépendantes de la qualité de l'eau alimentant le secteur. Les points P3, P4 et P5 présentent une baisse de concentration en BHA, d'un demi log pour les deux premiers cités et de un log pour P5. P6 ne montre pas de variations significatives, alors que P6A a une concentration en BHA qui augmente de un log. C'est le seul point qui ne va pas dans la direction du bienfait des by-pass. Après une analyse précise des caractéristiques des conduites proches de P6A, à l'aide du logiciel EPANET, on constate les faits suivants : la conduite qui alimente habituellement ce point (configuration avant by-pass) possède un temps de séjour inférieur à 5 h. Or avec les modifications hydrauliques apportées, une conduite plus en amont voit son débit augmenter de sorte à alimenter le point P6A. Malheureusement, celle-ci a un temps de séjour compris entre 10 et 15 h, même après l'installation des by-pass. Ainsi, une eau plus vieille arrive à P6A, ce qui peut expliquer l'augmentation de la concentration de BHA.

Les comptes totaux restent constants après le 14 juillet (figure 3.14) et ne semblent donc pas du tout influencés par l'installation des by-pass

Les résultats sont décevants au niveau des colonies atypiques qui se retrouvent en plus grand nombre et plus fréquemment après la mise en place des by-pass (figure 3.15).

Toutefois, les colonies atypiques répertoriées les 18 et 25 août peuvent à nouveau être justifiées par les chutes de débits dans le secteur. De plus, celles du 28 juillet proviennent d'une contamination extérieure au secteur puisqu'au point P7 la présence de colonies atypiques est déjà constatée.

Concernant les coliformes, deux épisodes positifs surviennent, un le 28 juillet et un le 18 août (tableau 3.2). L'événement à 37 coliformes au point P5, du 28 juillet, se situe dans un contexte particulier : premièrement de nombreux coliformes sont aussi repérés à la sortie du réservoir McTavish et deuxièmement les colonies, découvertes sur m-Endo, présentent toutes le même aspect soit très petites, rondes et noires brillantes. Celles-ci diffèrent des colonies typiques considérées positives soient vertes brillantes et de tailles moyennes. Reste à considérer l'échantillon positif du 18 août, date à laquelle survient une chute de débit mentionnée plus tôt et qui pourrait être à l'origine d'un décrochage de biofilm ou de la remise en suspension de sédiments contaminés en coliformes.

L'installation des trois nouveaux by-pass montre donc un succès appréciable pour le secteur Botrel mais cette stratégie doit être considérée seulement à court terme. Dans un premier temps parce que cela ne règle pas le problème à son origine mais le détourne seulement : de l'eau passe toujours dans la conduite de 35.6 cm contaminée et, même chlorée, cette eau représente une source potentielle de transport de coliformes.

Les propositions sont donc, soit de remplacer la conduite de 356 mm par une de plus petit diamètre (150 ou 200 mm) pour éviter toute sédimentation et les faibles vitesses de vidange qui peuvent survenir, soit faire un nettoyage mécanique de la conduite afin d'évacuer la contamination probable qui a pu survenir lors des bris de conduite de 1995.

3.2. Le circuit des Hôpitaux

3.2.1. Présentation de la zone d'étude

Le réseau de Montréal est très étendu et sa dénivellée, supérieure à 200 m, nécessite la présence de réservoirs pour maintenir une eau potable à pression convenable. Ces réservoirs peuvent parfois être à l'origine d'une détérioration de la qualité d'eau à cause de trop longs temps de séjour. C'est le cas du réservoir Sommet dont le temps de séjour théorique est évalué, grâce au logiciel EPANET, à plus de 5,5 jours. Ce réservoir, dont le débit entrant se situe entre 1400 et 2100 m³/j, dessert le circuit dit « des Hôpitaux ». Les points d'échantillonnage de la zone sont définis au chapitre Matériels et Méthodes et leurs emplacements sont exposés à la figure 3.17

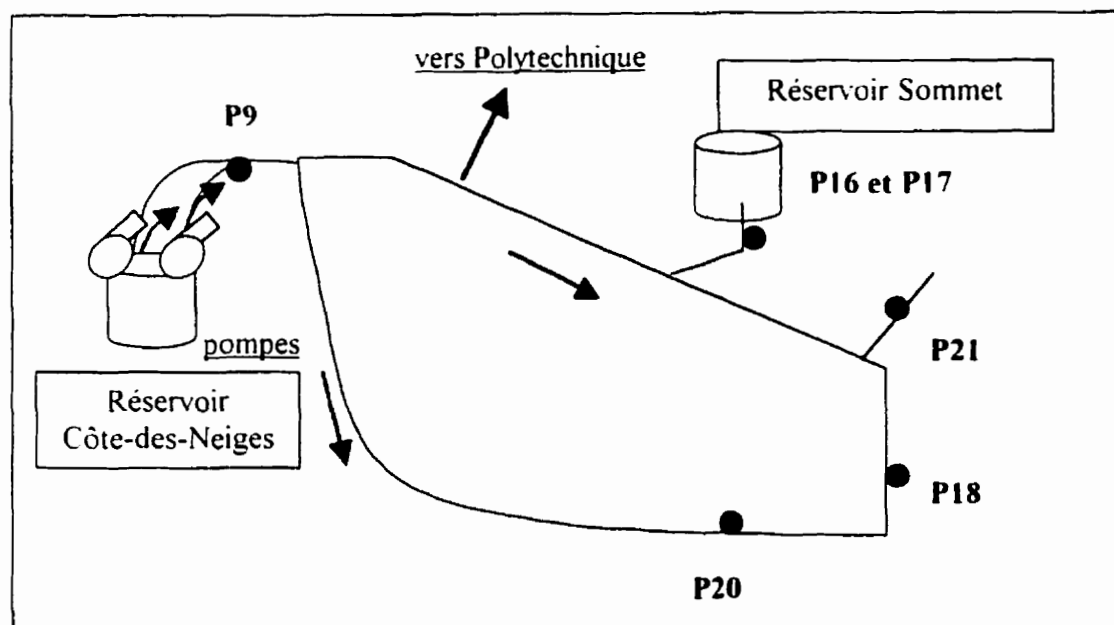


Figure 3.17 Emplacement des points d'échantillonnage du circuit des Hôpitaux

3.2.2. La qualité d'eau du secteur

Les mesures de chlore résiduel libre du réservoir donnent une valeur moyenne inférieure à 0,02 mg/L, pour la période estivale de 1997 et 1998 (figure 3.18). Les quelques points situés au dessus de 0,05 mg/L correspondent à des mesures réalisées au cours du remplissage du réservoir (mise en fonction des pompes qui l'alimentent) et donc à une arrivée d'eau chlorée conséquente.

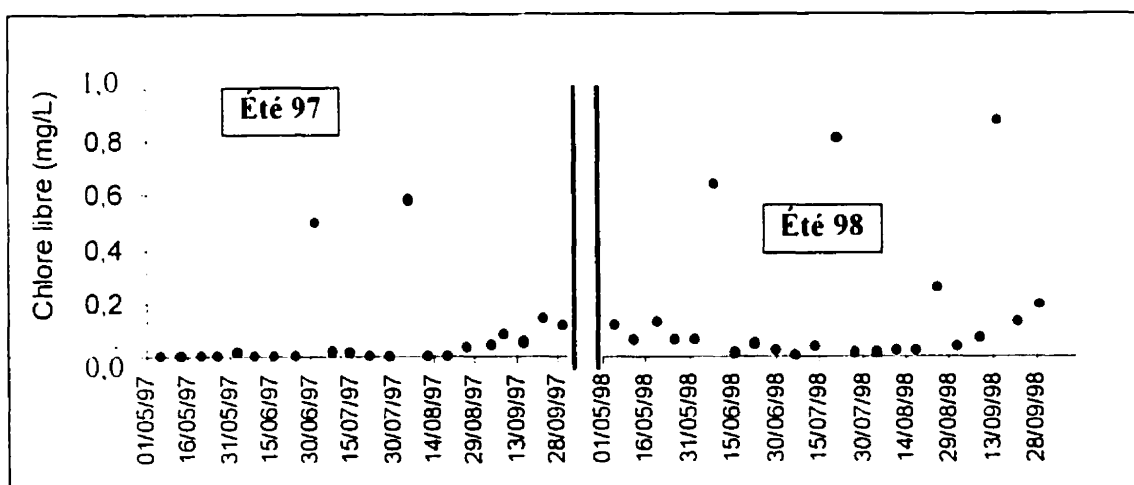


Figure 3.18 Évolution de la concentration de chlore libre au réservoir Sommet (étés 1997 et 1998)

Ce manque de chlore se ressent sur la qualité d'eau dans la zone desservie par le réservoir Sommet. En effet, elle présente de nombreux événements positifs en coliformes : depuis 1990, un total de 19 est répertorié, avec au moins deux cas par année, hormis 1996. Ils représentent entre 11 et 50% de la totalité des événements positifs annuels du réseau et la moyenne approche les 20% (figure 3.19).

Toutefois, le nombre détecté par 100mL d'échantillon ne dépasse pas les six colonies et dans 74% des cas, seules une ou deux colonies, par 100 mL, sont comptées. Deux avis d'ébullition ont été émis, soit un en 1991 et un en 1997 à cause de la détection d'*Escherichia coli*. Pour ces mêmes années, la totalité du réseau de la Ville de Montréal compte respectivement deux et trois avis de bouillir.

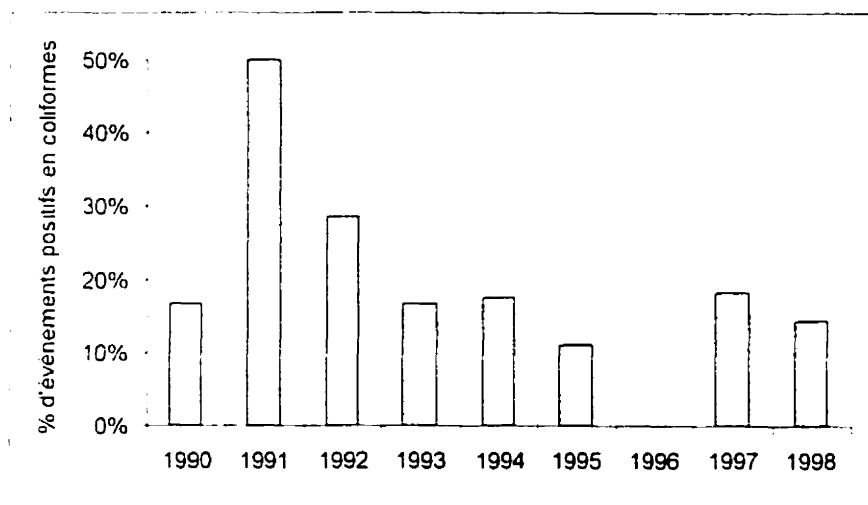


Figure 3 19 Proportion des événements positifs en coliformes du circuit des Hôpitaux sur la totalité du réseau

De plus, notons que lors de nos campagnes d'échantillonnage de l'été 98, la concentration de chlore libre est nulle aux points P18 et P20, quand les mesures s'effectuent hors remplissage du réservoir (tout comme au début des échantillonnages de 1999, avant les modifications apportées à la zone). La turbidité reste faible et toujours en dessous de 0,3 UTN. Les BHA présentent une valeur moyenne en dessous de 20 UFC/mL et les comptes totaux moyens en bactéries sont de 5,26 log/mL et 5,34 log/mL pour, respectivement, les étés 98 et 99. Le problème majeur se situe donc au niveau de la concentration en chlore libre et de la croissance des coliformes.

Besner (1999) a montré que pour le réseau de distribution de Montréal, 64% des épisodes positifs en coliformes correspondent à une concentration de chlore inférieure à 0,1 mg/L. De plus, l'étude de Barbeau (1994) met en évidence une relation linéaire entre la concentration de chlore résiduel et temps, pour des températures inférieures à 2°C, selon la formule suivante : $\frac{C}{C_0} = 0,958 - 0,505 \log(t)$. Vu que la vitesse de disparition du chlore résiduel augmente avec la température, on comprend que celui-ci se dissipe encore plus rapidement à des températures estivales, aux environs de 20°C.

Ainsi, par une meilleure gestion de l'hydraulique du réservoir Sommet, on souhaite améliorer la qualité de l'eau à l'intérieur du réservoir et dans le secteur qu'il dessert.

3.2.3. Description des stratégies

L'objectif envisagé est de diminuer le temps de séjour afin d'augmenter la concentration de chlore à l'intérieur du réservoir, ce qui devrait conséquemment accroître le résiduel de chlore dans la zone alimentée par le réservoir Sommet. Pour cela, deux stratégies sont mises au point au cours de l'été 1999, selon l'échéancier présenté à la figure 3.20.

Juin	Juillet	Août	Septembre
Mode habituel ←→	Pompes synchrones ←→	½ réservoir fermé ←→	Mode habituel ←→

Figure 3.20 Agenda des configurations du réservoir Sommet (été 1999)

3.2.3.1. Le mode d'opération habituel

La façon habituelle de gérer le réservoir Sommet est la suivante : alimenté par une pompe en continue, le débit pompé au réservoir est maintenu à environ 100 L/s en permanence. Lorsque le niveau d'eau du réservoir descend en dessous 3,5 mètres, une seconde pompe est mise en fonction afin d'atteindre un niveau final de 5 mètres (figure 3.21). Ensuite, cette pompe est arrêtée. Le cycle de remplissage du réservoir est donc plus ou moins régulier, selon la consommation dans le secteur desservi. Ce mode d'opération est conservé durant tous les échantillonnages du mois de juin et rétablit au mois de septembre, suite au test des deux autres stratégies.

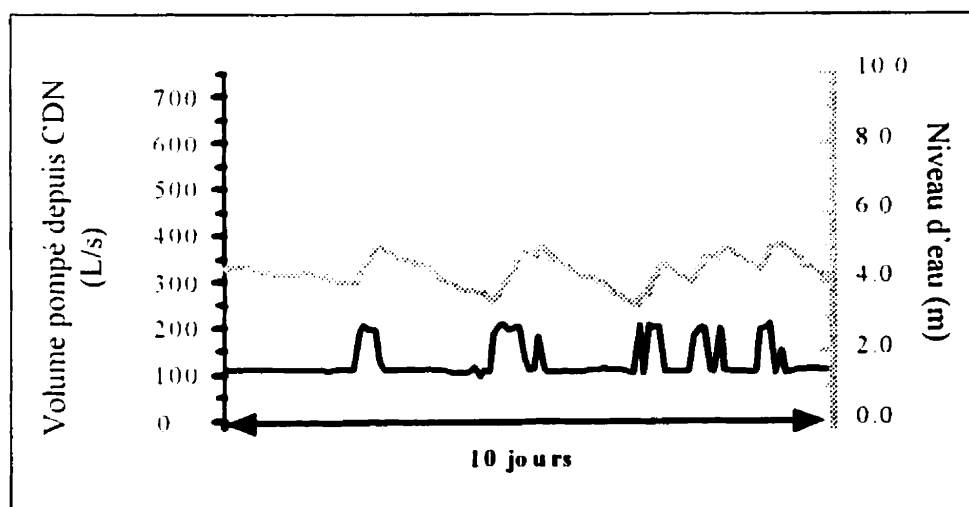


Figure 3.21 Cycles de remplissage/vidange du réservoir Sommet

3.2.3.2. La configuration deux pompes en simultané

La première stratégie adoptée utilise deux pompes en simultané et est testée du 30 juin au 01 août 1999. Elle est dorénavant désignée sous le nom de « pompes synchrones ». Son principe s'appuie sur la mise en route des deux pompes en synchronisation (cycle de remplissage) et leur arrêt simultané (cycle de vidange).

Ainsi, le cycle de remplissage devient plus court et plus régulier, impliquant un débit rentrant dans le réservoir égal à 200 L/s (figure 3.22). Quant au temps de séjour (t_s), il est abaissé d'une moyenne de sept jours environ à une de trois jours. De façon approximative (sans compter les périodes d'arrêt), vu que le volume du réservoir (V) reste le même et que le débit moyen (Q) augmente, le rapport $V/Q (= t_s)$ diminue (figure 3.22)

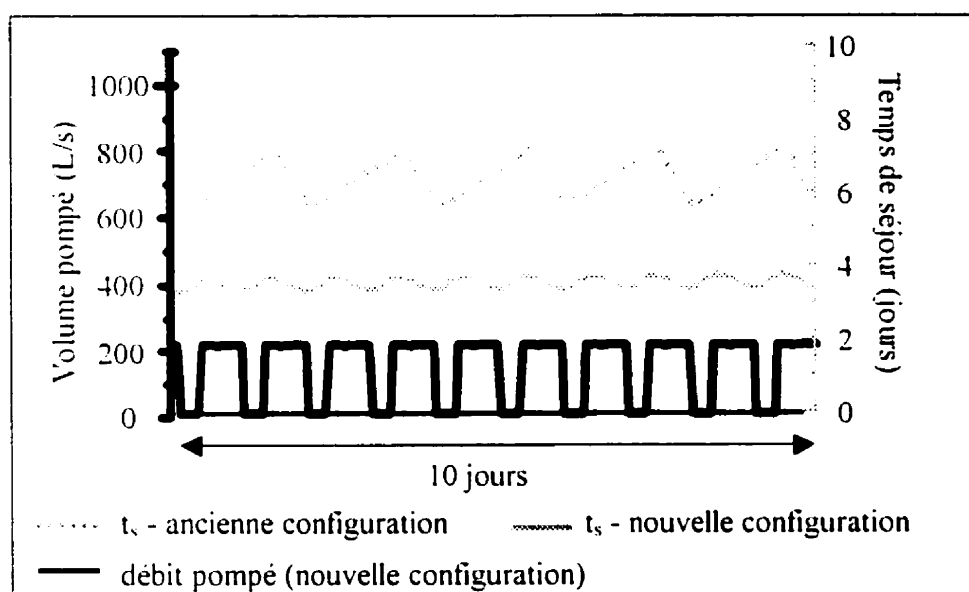


Figure 3.22 Cycles de remplissage/vidange de la stratégie pompes synchrones et impact sur le temps de séjour dans le réservoir

3.2.3.3. Fermeture de la moitié du réservoir

La période test de la seconde stratégie mise en place s'étend du 03 août au 06 septembre 1999 et est désignée par « C2 fermé ». Le réservoir Sommet est composé de deux compartiments distincts avec une entrée/sortie commune (figure 3.23). La deuxième modification hydraulique à l'essai consiste à fermer le compartiment C2, ce qui diminue logiquement la capacité du réservoir de moitié.

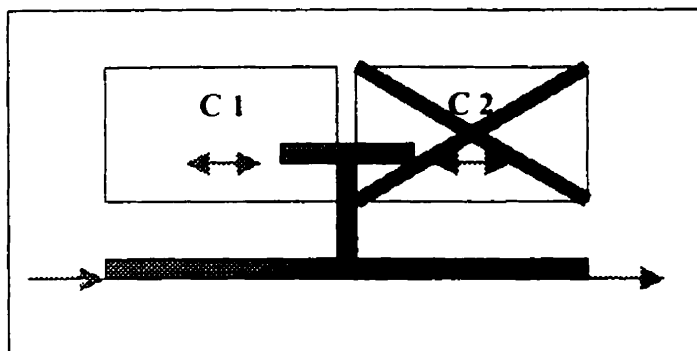


Figure 3.23 Réservoir Sommet

Le cycle de remplissage devient alors plus court mais plus fréquent comparé au mode d'opération habituel et impose un volume pompé au réservoir Sommet, soit de 100 L/s soit de 200 L/s (figure 3.24). Le temps de séjour (t_s) est de la sorte diminué de sept jours à environ trois jours. En effet, le volume du réservoir (V) est divisé par deux et le débit moyen (Q) reste sensiblement le même donc le rapport V/Q ($= t_s$) réduit de moitié (figure 3.24)

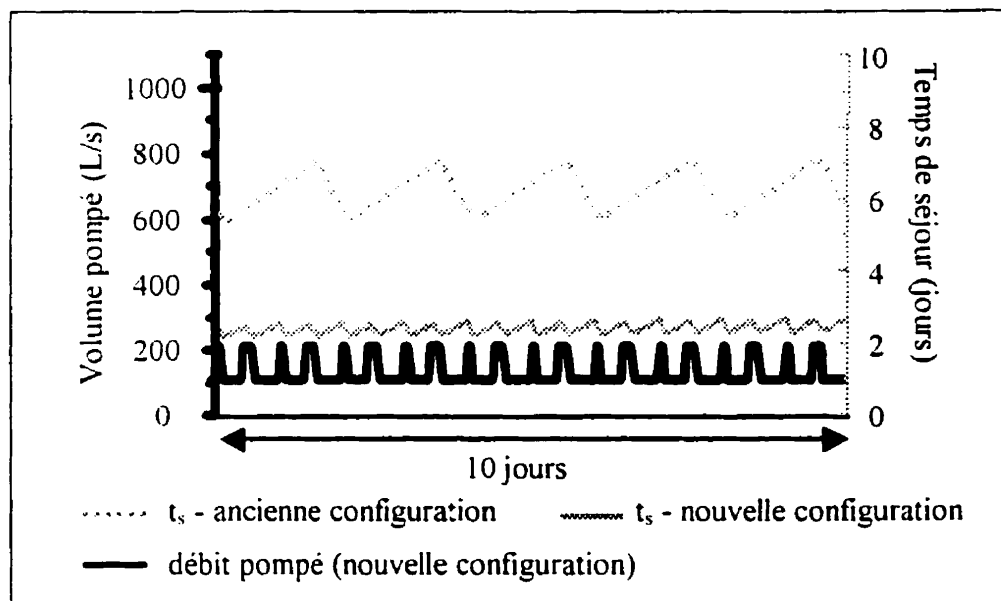


Figure 3.24 Cycles de remplissage/vidange de la stratégie C2 fermé et impacts sur le temps de séjour dans le réservoir

Les problèmes causés par la mise hors service d'une partie du réservoir ont toutefois été pris en considération et des vérifications sont faites quant à la capacité d'alimenter le secteur en cas d'incendie.

3.2.4. Impacts des stratégies sur la qualité de l'eau

3.2.4.1. Impacts sur la qualité de l'eau dans le réservoir

L'impact des stratégies mises en place est observé à la fois au niveau de l'hydraulique, du chlore résiduel, de la turbidité, des BHA, du COT et des comptes totaux.

Le débit à l'entrée du réservoir est bien sûr augmenté pour atteindre 4000 m³/j dans le cas de la configuration pompes synchrones et 4190 m³/j dans celui de la moitié de réservoir fermé. Le temps de séjour moyen est ainsi diminué à 2,9 jours et 2,7 jours pour la première et la deuxième configuration testée.

Pour la stratégie des pompes synchrones, le temps de séjour est suffisamment court pour maintenir une valeur moyenne de chlore libre à 0,12 mg/L à l'intérieur du réservoir, soit trois fois plus qu'avec le mode d'opération habituel. Cette concentration s'élève à 0,18 mg/L dans le cas de la fermeture de la moitié du réservoir, mais précisons que la concentration mesurée au réservoir Côte-des-Neiges passe de 0,69 à 0,89 mg/L en raison d'une augmentation du chlore résiduel en sortie d'usine variant de 0,1 à 0,2 mg/L au cours du mois d'août (figure 3.25).

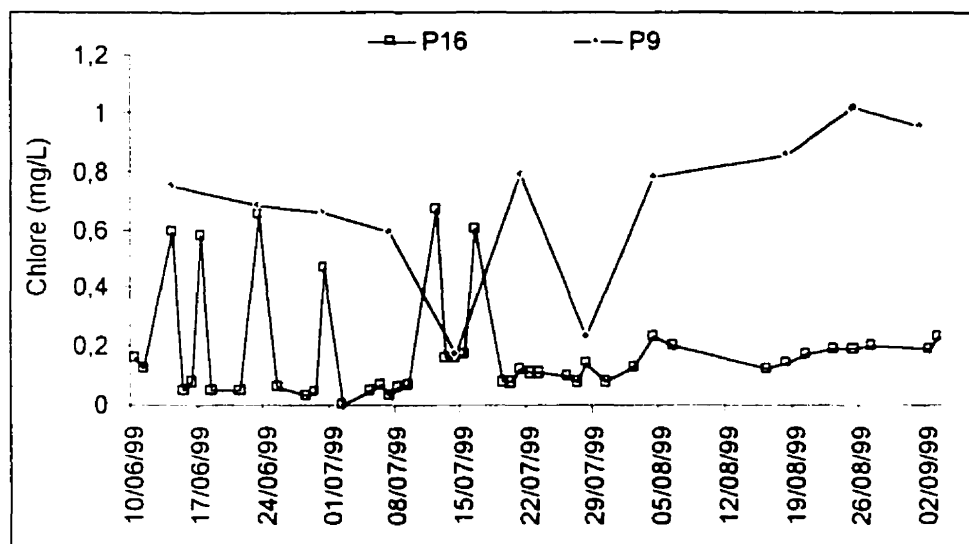


Figure 3.25 Variations du chlore résiduel en sortie de Côte-des-Neiges et au réservoir Sommet

En ce qui concerne la turbidité, sa légère augmentation du mois de juin à juillet puis la diminution du mois d'août au mois de septembre sont fortement reliées aux variations observées à la sortie du réservoir Côtes des Neiges (figures 3.26). On peut donc en conclure que l'établissement des deux nouvelles stratégies n'a pas un impact significatif sur la turbidité moyenne en sortie du réservoir Sommet et que celle-ci varie plutôt selon la qualité d'eau qui entre dans la zone (correspondant à la sortie du Côte-des-Neiges). Le débit à l'entrée du réservoir doublant pour les deux stratégies, de l'eau plus fraîche parvient en plus grande quantité et diminue de la sorte le temps de séjour tout en augmentant la concentration chlore libre. On aurait alors pu s'attendre à une diminution plus importante de la turbidité dont la valeur moyenne égale les 0,13 UTN en juillet contre 0,10 UTN en juin. Cependant, les turbidités sont déjà faibles dans la configuration originale.

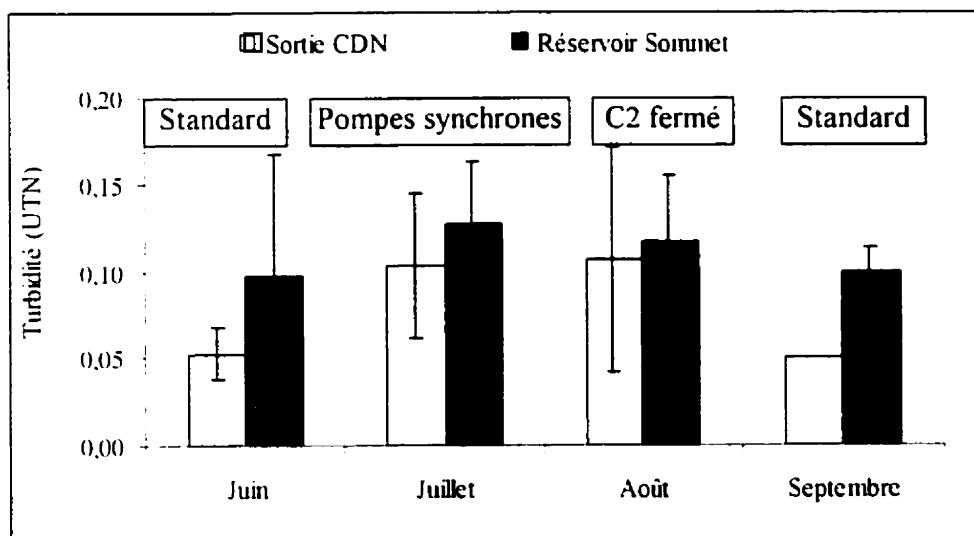


Figure 3.26 Turbidité moyenne au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges

L'influence des changements hydrauliques subis par le réservoir, n'ont pas davantage de conséquences sur la présence des BHA (figure 3.27). En effet, on ne remarque pas de valeurs très distinctes les unes des autres, au mois de juin, juillet et septembre. Seule ombre au tableau, la valeur moyenne du mois d'août, qui s'élève à 39 UFC/mL contre 6,5 UFC/mL les deux mois précédents. Cependant, cette moyenne aussi élevée provient d'un échantillon particulier à 100 UFC/mL (18 août 1999), qui une fois retiré, fait tomber la moyenne à 8,9 UFC/mL. Or, à la date du 17 août 1999, on constate une chute importante du débit pompé, qui passe de 252 L/s à environ 28 L/s (figure 3.28). Le choc hydraulique provoqué a pu causer une remise en suspension des sédiments présents dans le réservoir et ainsi entraîner une hausse de turbidité et de la concentration de BHA. Cette valeur particulière sera donc ôtée pour le tracé de la figure 3.27.

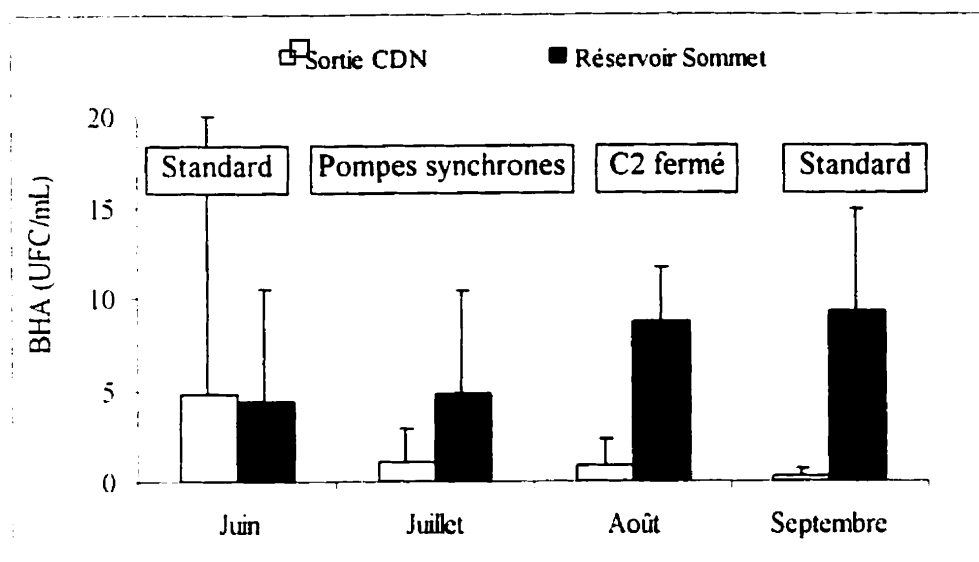


Figure 3.27 Moyenne géométrique des BHA dans le réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges

De plus, vu l'importance des écarts types (figure 3.27), il est difficile de tirer des conclusions pertinentes quant à l'effet réel des stratégies pompes synchrones et C2 fermé sur la population de BHA. Notons à nouveau, que l'écart type du mois d'août est égal à 53 et 3 avec l'échantillon du 18 août à 100 UFC/mL et 3 UFC/mL sans.

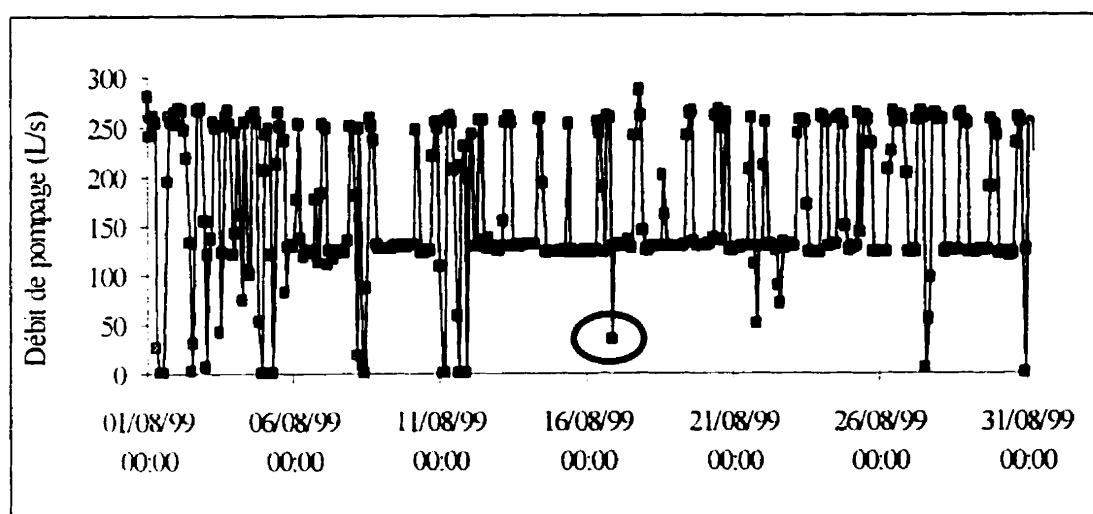


Figure 3.28 Débit pompé du réservoir Côte-des-Neiges vers celui de Sommet (août 99)

Pour le COT, le fonctionnement des pompes en simultané semble le diminuer de 0,2 mg/L de juin à juillet alors qu'il présente une légère hausse au mois d'août, lors de la fermeture du la moitié du réservoir (figure 3.29). Ces variations s'avèrent toutefois plutôt dues aux différences de concentrations de COT observées en sortie du réservoir Côte-des-Neiges, qui se retrouvent plus tard et de façon proportionnelle, au réservoir Sommet. De plus, les écarts types empêchent de conclure vraiment quant aux variations de COT (figure 3 29).

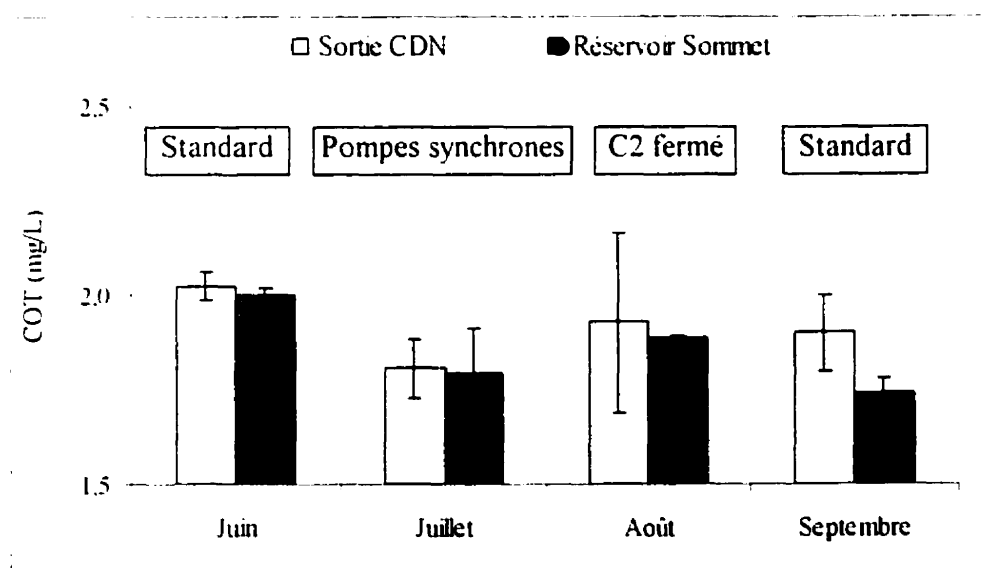


Figure 3 29 Carbone organique total moyen au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges

Du mois de juin à juillet, les comptes totaux moyens présentent une baisse de 0,02 log/mL et de 0,12 log/mL au mois d'août (figure 3.30). Comme dans le cas du COT, des variations identiques sont remarquées en sortie du réservoir Côte-des-Neiges avec une diminution respective de 0,04 et 0,13 log/mL pour les mois de juillet et d'août.

De plus, les écarts types mesurés sont trop importants pour permettre de conclure à une baisse véritable en comptes totaux suite à la mise en place des stratégies (figure 3.30).

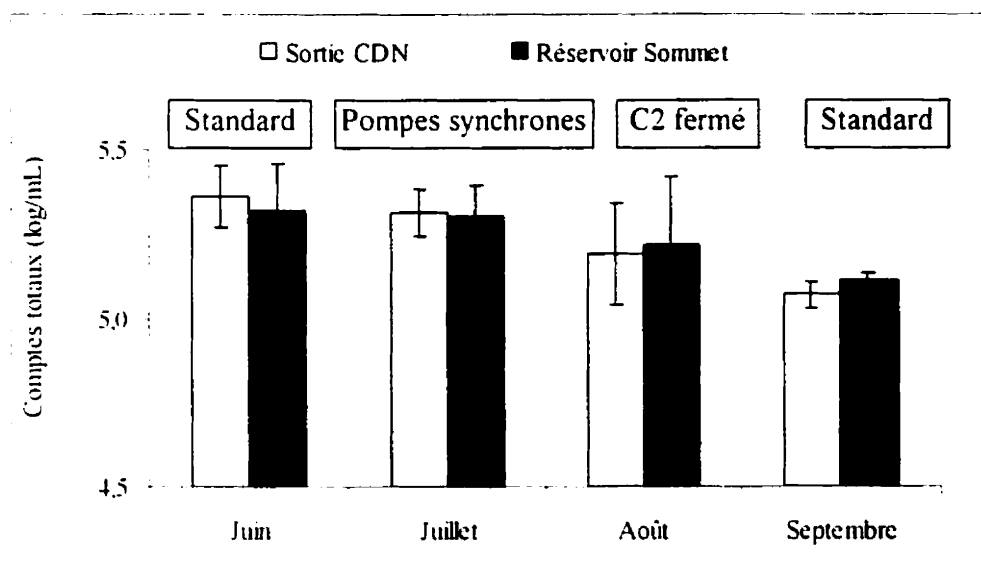


Figure 3.30 Comptes totaux moyens au réservoir Sommet et à la sortie du réservoir Côte-des-Neiges

Les résultats obtenus, suite à la mise en place des deux stratégies, démontrent une efficacité pertinente quant à la réduction du temps de séjour et l'augmentation du résiduel de chlore libre au niveau du réservoir Sommet. Par contre, pour les paramètres tels que la turbidité, les BHA, le COT et les comptes totaux, aucune amélioration marquée n'est à noter. Enfin, précisons qu'aucun coliforme n'est détecté en sortie du réservoir et ce durant les deux mois d'essai.

3.2.4.2. Impacts sur la qualité de l'eau du circuit des Hôpitaux

L'effet des stratégies appliquées se ressent fortement au niveau de la concentration de chlore libre dans le secteur alentour du réservoir.

La figure 3.31 indique qu'en 1998 environ 35% des échantillons aux points P18 et P20 ($n=6/17$) ont moins de 0,1 mg/L de chlore alors que pour ceux de 1999 (pour P18, P20 et P21) 100% des prélèvements sont au dessus de cette valeur ($n=27/27$).

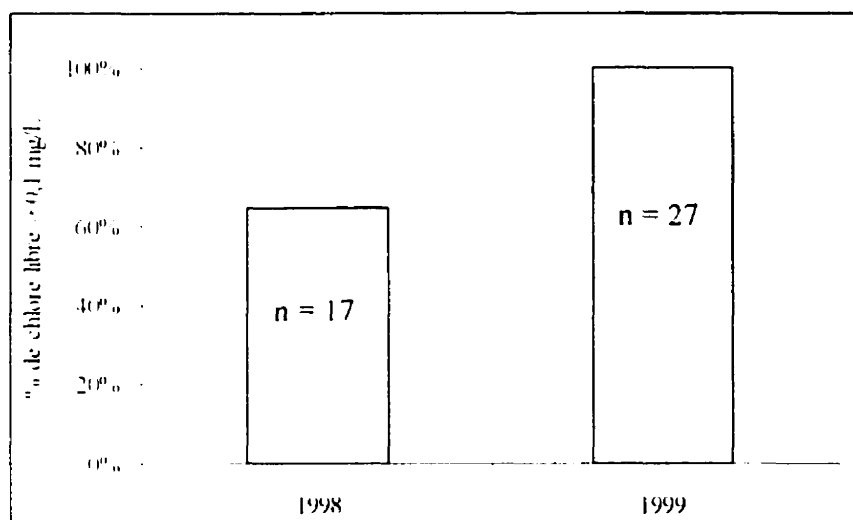


Figure 3.31 Pourcentage d'échantillons du circuit des Hôpitaux avec plus de 0,1 mg/L de chlore libre

La turbidité est constante durant le mois de juillet de 0,10 UTN ($\pm 0,05$). Par contre, on constate qu'au mois d'août, une pointe de turbidité a lieu le 18 et ce pour les trois points d'échantillonnage du secteur. Ensuite, cette concentration redescend à sa valeur initiale pour finalement atteindre moins de 0,06 UTN pour P20 et P21 (figure 3.32). Cette pointe correspond au pic de turbidité remarqué à la même date en sortie du réservoir Sommet et dont l'explication vient du changement brutal de débit pompé (figure 3.28). Le fait que la turbidité en sortie du réservoir Côte-des-Neiges (P9) n'augmente pas à ce moment là, appuie l'hypothèse qu'un événement particulier s'est produit après ce point-ci.

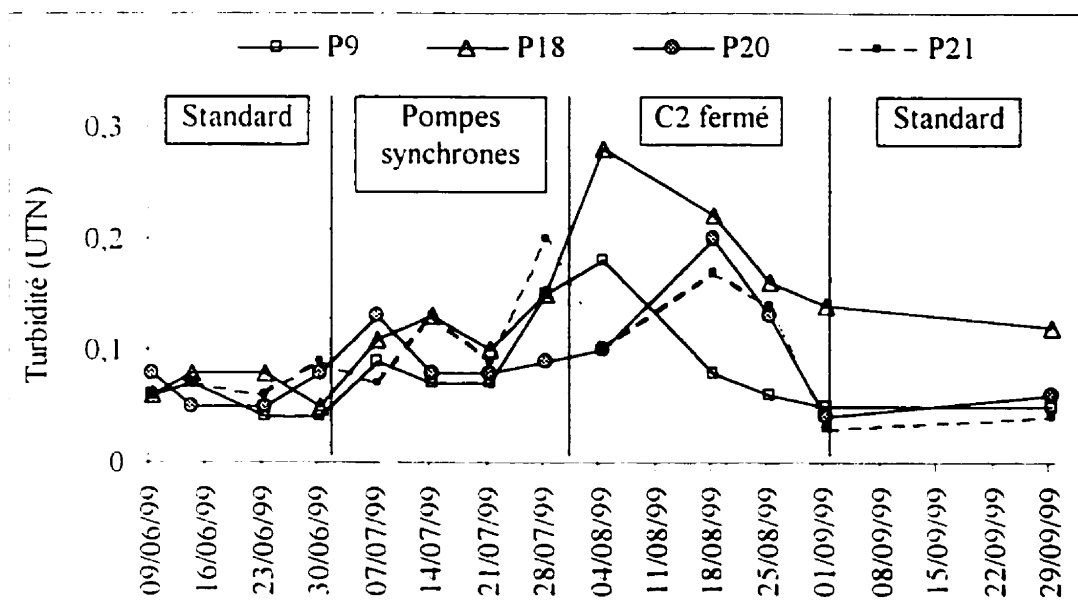


Figure 3.32 Variations de la turbidité pour le circuit des Hôpitaux

La figure 3.33 montre la différence de la concentration de COT entre la sortie Côte-des-Neiges (P9) et chacun des points du circuit des Hôpitaux (P18, P19 et P20). Cela nous donne ainsi un aperçu de la consommation de COT survenue entre le réservoir Côte-des-Neiges et le circuit des Hôpitaux. Celle-ci diminue progressivement jusqu'au début de juillet jusqu'à atteindre une valeur quasiment nulle. De la fin juillet au début d'août, la consommation de COT oscille autour de 0,1 mg/L. Par contre, elle présente une baisse soudaine au 18 août, et de façon plus marquée au point P20. Les valeurs négatives signifient que l'on retrouve davantage de COT aux points P18 à P21 qu'en sortie de Côte-des-Neiges (P9). À nouveau, on peut corréler cet événement aux pics de turbidité et de BHA remarqués à la même date en sortie du réservoir Sommet et reliés à la chute brutale du débit de pompage.

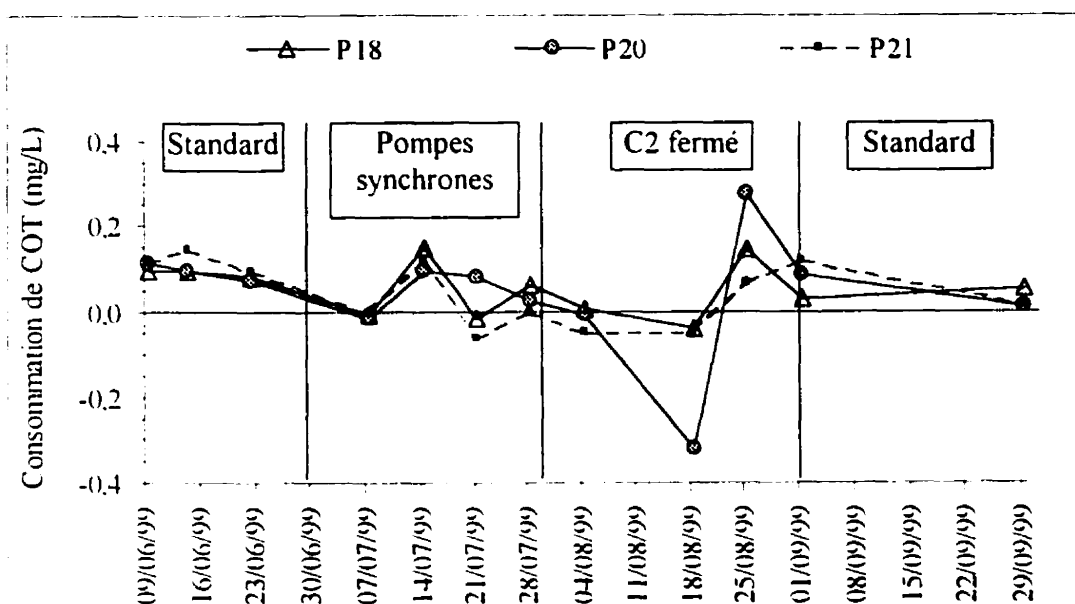


Figure 3.33 Variations de la consommation de COT (PX - P9) pour le circuit des Hôpitaux

La concentration de BHA augmente progressivement tout au long du mois de juillet sans dépasser 60 UFC/mL (figure 3.34). Vu qu'en sortie du réservoir Côte-des-Neiges le nombre de BHA monte de façon identique, on attribue cette évolution aux hautes températures de juillet, favorables à la prolifération de bactéries à l'intérieur des conduites de réseau. En effet, on constate que la température moyenne passe de 21,5°C à 24°C du 30 juin au 28 juillet. De même, les variations de BHA du mois d'août sont calquées sur celles de la sortie du réservoir Côte-des-Neiges, à l'exception du pic au 18 août déjà explicité. À noter toutefois la déstabilisation provoquée par les stratégies mises en œuvre : au début de juillet, les BHA semblent amorcer une baisse, avant de se stabiliser à leur valeur initiale pour le reste du mois d'expérimentation. Il en est de même pour le mois d'août (figure 3.34).

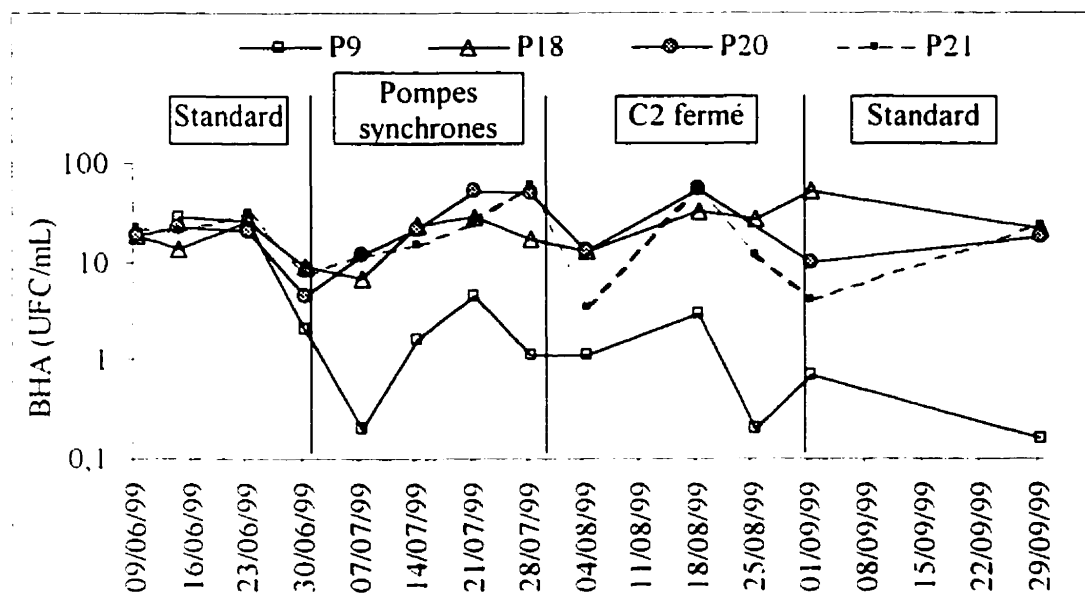


Figure 3.34 Variations de la concentration de BHA pour le circuit des Hôpitaux

Quant aux comptes totaux, ils semblent plutôt à la baisse dès le début du mois de juillet avant de se stabiliser à 5,3 log/mL (figure 3.35). Une nouvelle baisse est observée au début du mois d'août et ce jusqu'à atteindre un plateau à environ 5 log/mL. Encore une fois, ces variations sont attribuées aux changements de la qualité d'eau à l'entrée du réservoir équivalentes à celles en sortie de Côte-des-Neiges, et non aux deux stratégies mises en place en juillet et août. Remarquons aussi que dans le cas des comptes totaux, aucune pointe n'est observée au 18 août, au contraire des autres paramètres. La pertinence cette variable est donc mise en doute.

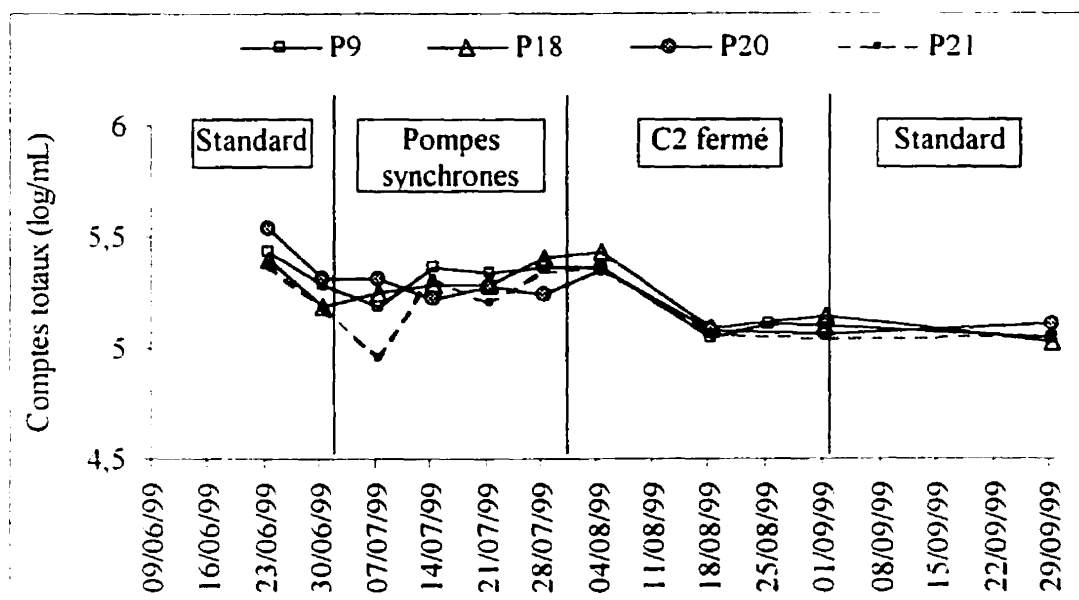


Figure 3.35 Variations des comptes totaux pour le circuit des Hôpitaux

Enfin, mentionnons que ni événement positif en coliforme, ni avis de bouillir ne surviennent dans le secteur lors de l'expérimentation du nouveau cycle de pompage et de la fermeture du compartiment 2 du réservoir Sommet. Ainsi ces stratégies semblent pour l'instant satisfaisantes en ce qui concerne les événements positifs en coliformes du secteur desservi par Sommet.

En conclusion, l'apport principal des deux stratégies mises en œuvre est l'augmentation du résiduel de chlore à l'intérieur du réservoir et dans la zone qu'il dessert. Cette amélioration est certainement à relier à la réduction du temps de séjour, puisque aucun autre paramètre ne présente de franche amélioration. Cette présence de chlore a sans doute permis d'éviter les épisodes positifs en coliformes dans la zone desservie.

En effet, depuis 1990 entre 15 et 50% de ces épisodes se retrouvent au niveau du circuit des Hôpitaux (figure 3.19) alors qu'aucun n'est détecté depuis le 30 juin 1999. L'objectif d'éliminer les avis de bouillir est donc en bonne voie.

Ainsi, on préconise la poursuite d'une des ces stratégies, en favorisant néanmoins l'utilisation des pompes en simultané, qui évite toute la problématique de suffisance en cas d'incendie, générée par la fermeture d'un compartiment du réservoir. Vu que les événements positifs en coliformes apparaissent essentiellement l'été, ce procédé peut s'appliquer uniquement du mois de juin à septembre.

3.3. Les modèles prédictifs

Précédemment, les stratégies exposées pour contrer les événements positifs en coliformes avaient pour objectif de corriger des problèmes déjà identifiés. En revanche, prédire les cas de coliformes serait un atout supplémentaire pour déterminer les secteurs à risque et implanter des mesures correctrices. En effet, anticiper l'apparition de coliformes permettrait de corriger le problème avant qu'il ne se manifeste et devienne un potentiel avis de faire bouillir. Dans cette optique, deux types de modèles prédictifs sont testés sur la partie du réseau de distribution d'eau potable de Montréal étudiée : le modèle AL COL (Volk et Joret, 1994) basé sur une approche qualitative et un autre modèle, de régression linéaire multiple de type traditionnel.

3.3.1. Le modèle AL COL

3.3.1.1. Valeurs seuils

Le modèle AL COL (Volk et Joret, 1994) s'appuie sur la détermination de quatre valeurs seuils. Celles-ci ont été déterminées suite à des échantillonnages réalisés sur le réseau de distribution de la banlieue parisienne (France). La température a été fixée à 15°C, le chlore libre à 0,1 mg/L, les comptes directs totaux de bactéries à 5,2 log/mL et la consommation de CODB à 0,15 mg/L. Cependant, les auteurs ne définissent pas de façon précise à partir de quel pourcentage d'événements positifs en coliformes ces valeurs seuils sont fixées. Dans notre étude, on choisit de prendre le 75^e centile des épisodes en coliformes, c'est-à-dire qu'une valeur est considérée « seuil » lorsque 75 % des épisodes positifs en coliformes se trouvent au dessus ou au dessous de celle-ci.

Dans le cadre de notre projet, le CODB a été mesuré pour très peu de points en 1998 et aucun en 1999. Il est donc impossible d'appliquer le modèle AL COL directement. D'une part, le paramètre CODB est retiré et d'autre part, vu que des paramètres supplémentaires sont analysés lors des échantillonnages, il nous a semblé intéressant de vérifier s'ils pouvaient être intégrés à l'approche initiale de Volk et Joret. Le tableau 3.3 résume les points positifs en coliformes répertoriés avec leurs paramètres associés.

Tableau 3.3 Points positifs en coliformes et leurs paramètres

Points positifs	Coliformes (UFC/800mL)	Chlore (mg/L)	Température (°C)	Comptes totaux (log/mL)	BHA (UFC/mL)	Atypiques (UFC/800 mL)	Turbidité (UTN)	Fer total (mg/L)	Précipitations (mm)	Somme des précipitations (mm)
P4	6	0	22,5	5,08	123	976	0,24	0	0	18,3
P5	3	0	23	ND	ND	312	0,7	0,11	11,8	8,3
P18	6	0	21	5,41	29	278	0,25	0	0	18,3
P20	1	0	20,5	ND	3,2	4	0,08	0	11,8	8,3
P3*	1	0,13	23	5,60	92	0	0,10	0,08	0	0,25
P5	6	0	24	5,24	95	0	0,11	0,10	9,13	33,4
P5	37	0,23	22,5	5,34	1,9	12	0,11	0	0	6,7
P5	1	0,24	22,5	5,03	4,8	1	0,13	0	0	39
P6	16	0	22,5	5,38	180	0	0,13	0,15	9,13	33,4
P22	1	0,04	22,5	5,36	1090	62	0,46	0,09	0	11,3

*à partir de ce point débutent les résultats de l'année 1999

ND : non disponible

Dans un premier temps, chacun de ces paramètres est testé afin de déterminer leur valeur seuil dans le modèle, selon une l'approche citée précédemment, c'est-à-dire le dépassement d'une limite pour 75 % des cas positifs en coliformes :

- 1) le chlore libre ;
- 2) la température ;
- 3) les comptes totaux ;
- 4) les bactéries hétérotrophes aérobies (7 jours à 20°C) ;
- 5) les atypiques sur m-Endo ;
- 6) la turbidité ;
- 7) le fer total ;
- 8) les précipitations (moyenne des trois stations de prélèvements de la Ville de Montréal) ;
- 9) la somme des précipitations de la semaine précédant l'événement positif en coliformes.

La détermination de ces valeurs seuils a été réalisée pour l'année 1998, puis pour celle de 1999 et enfin sur l'ensemble des données des deux années. Les résultats sont synthétisés au tableau 3.4 de la page suivante. De plus, les données sont aussi présentées sous forme graphique à l'annexe 2, de façon similaire à la démarche faite par Volk et Joret (1994).

Tableau 3.4 Valeurs seuils des paramètres du modèle (75^e centile)

Année	Chlore (mg/L)	Température (oC)	Comptes totaux (log/mL)	BHA (UFC/mL)*	Atypiques (UFC/800 mL)*	Turbidité (UTN)*	Fer total (mg/L)*	Précipitations (mm)*	Somme des précipitations (mm)
1998 (n = 4)	0,00	21,0	5,16	16	209	0,20	0,00	0,0	8,3
1999 (n = 6)	0,21	22,5	5,27	27	0	0,11	0,02	0,0	7,8
98 et 99 (n = 10)	0,11	21,4	5,20	4,8	0,25	0,11	0,00	0,0	8,3

* en gris : exclus du modèle

Cette analyse initiale permet de mettre en évidence que certains paramètres ne sont pas pertinents en tant que variables du modèle et en seront par conséquent écartés : les précipitations ont pour valeur seuil zéro dans les trois cas (1998, 1999 et 98 plus 99). Vu que ce paramètre a été pris en considération à cause de la relation remarquée entre la présence plus fréquente de coliformes en temps de précipitations (LeChevallier, 1990), il est certain qu'une valeur nulle exclue la variable du modèle. Le fer total aussi a son seuil fixé à zéro (exception faite pour 1999 avec 0,02 mg/L, mais cette valeur est en dessous de la limite de détection). Or, les mesures de cette variable ont été réalisées suite aux corrélations faites avec les événements positifs en coliformes (Emde et al., 1992 ; LeChevallier et al, 1996 et Opheim et al., 1988). À nouveau on se doit de l'exclure du modèle.

Pour les BHA, déjà dans le tableau 3.3, on pouvait observer d'importants écarts à chaque événement positif. Ces variations se retrouvent dans le tableau ci-dessus avec une valeur seuil de 15,9 UFC/mL, 26,6 UFC/mL et 4,8 UFC/ml respectivement pour 1998, 1999, 98 et 99. Les mêmes observations sont faites pour les colonies atypiques sur m-Endo. Concernant la turbidité, la variable apparaît intéressante en 1998 mais la trop faible valeur seuil de 1999 (0,11 UTN) ne justifie plus son utilisation pour le modèle, surtout que la turbidité en sortie des usines de la Ville de Montréal fluctue parfois, et ces variations se constatent ensuite dans le réseau.

Ainsi pour les quatre paramètres restants, les valeurs seuils sont fixées à 21°C pour la température, 0,10 mg/L pour le chlore libre, 5,2 log/ml pour les comptes totaux et 8 mm pour la somme des précipitations de la dernière semaine. Le choix est basé sur les arrondis de l'ensemble des données de 98 et 99 vu que les valeurs sont très semblables d'une année à l'autre, exception faite du chlore. En effet, autant en 1998, chacun des points positifs en coliformes à une concentration nulle en chlore, autant en 1999 deux points particuliers ont des concentrations de plus de 0,20 mgCl₂/L (tableau 3.3). L'utilisation de toute la banque de données (98 et 99) permet d'ajuster une valeur seuil à 0,10 mgCl₂/L plus logique que 0,2 (base de données de 1998 uniquement). Vu que les événements positifs en coliformes sont peu nombreux (n =4 en 1998 et n =6 en 1999), appuyer la modèle sur la base de données des deux années le rend plus précis. Les quatre valeurs seuils définiront, de la même façon que dans le modèle AL COL, des niveaux de risques maximum, critique, non négligeable et minimum.

3.3.1.2. Les niveaux de risques

Le modèle AL COL instaure quatre niveaux de risques moyens selon le nombre de valeurs seuils dépassées. On parle ainsi de risque maximum lorsque 3 ou 4 seuils sont atteints, critique pour 2, non négligeable pour un et minimum pour zéro.

Le tracé des courbes des niveaux de risques en parallèle avec les événements ponctuels en coliformes permet de mettre en évidence, premièrement, si le modèle est applicable pour le réseau de Montréal et deuxièmement, s'il offre un caractère prédictif. Ces graphes sont réalisés pour chacun des points répertoriés positifs en coliformes et présentés aux figures 3.36 à 3.39 pour l'année 1998 et aux figures 3.40 à 3.43 pour l'année 1999.

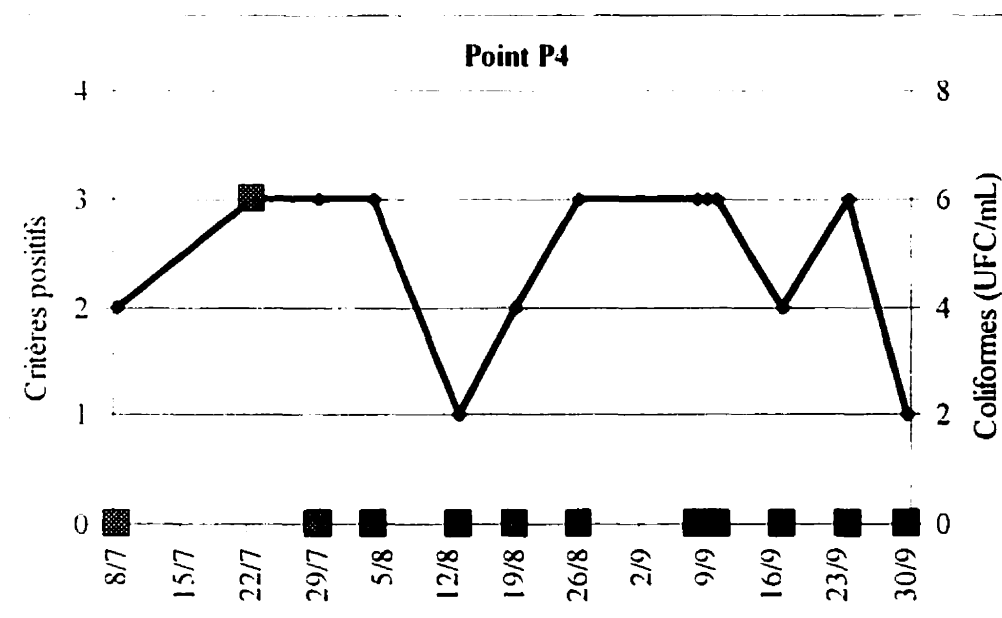


Figure 3.36 Niveaux de risque au point P4 (1998)

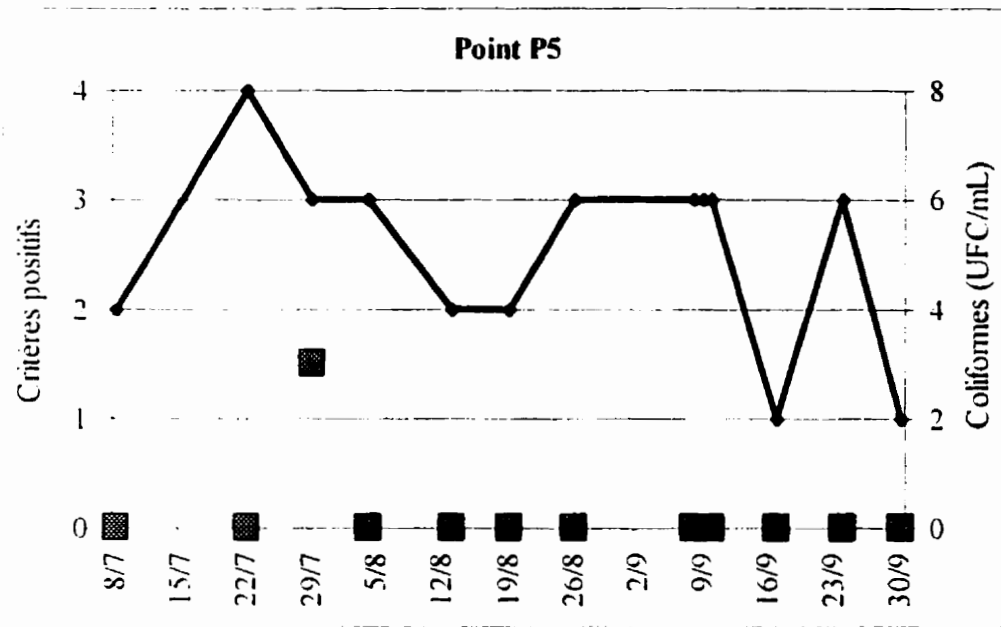


Figure 3.37 Niveaux de risque au point P5 (1998)

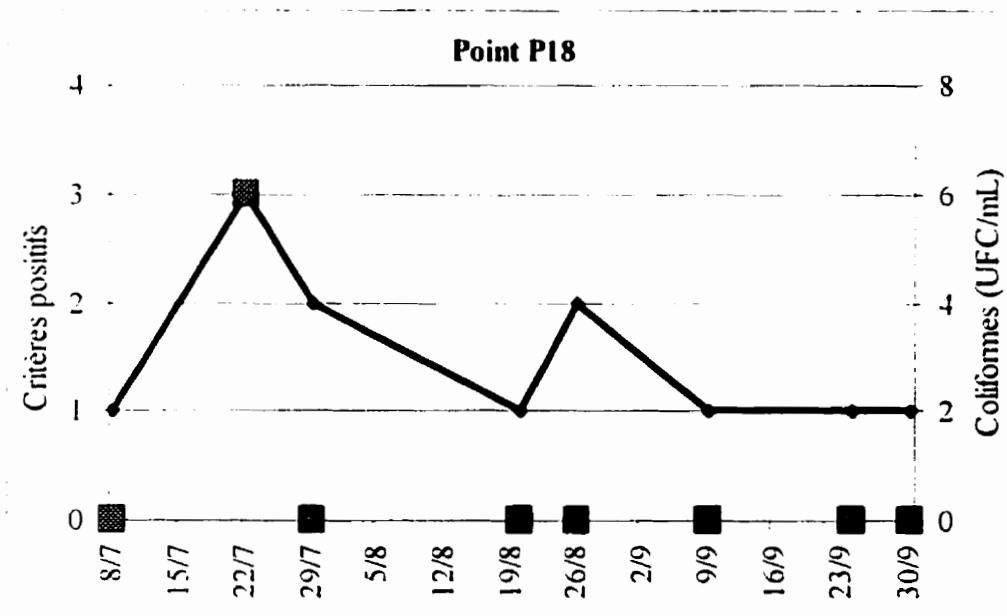


Figure 3.38 Niveaux de risque au point P18 (1998)

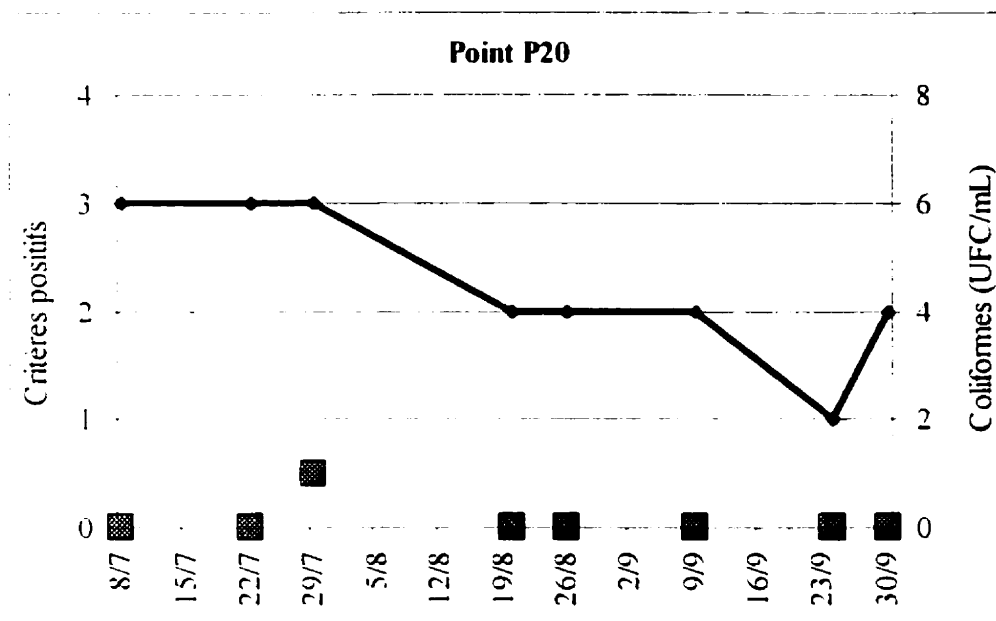


Figure 3 39 Niveaux de risque au point P20 (1998)

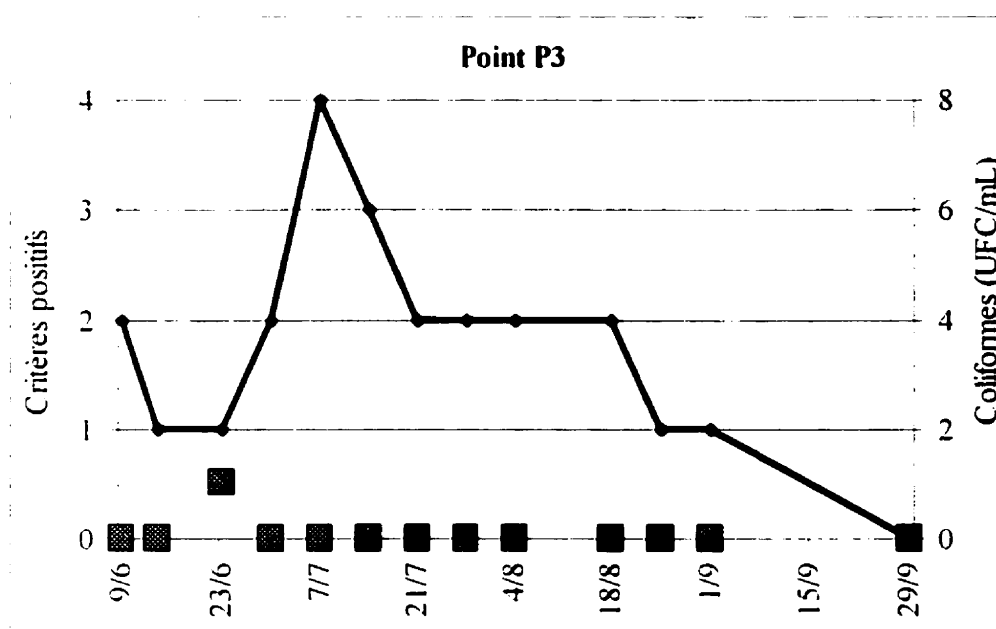


Figure 3 40 Niveaux de risque au point P3 (1999)

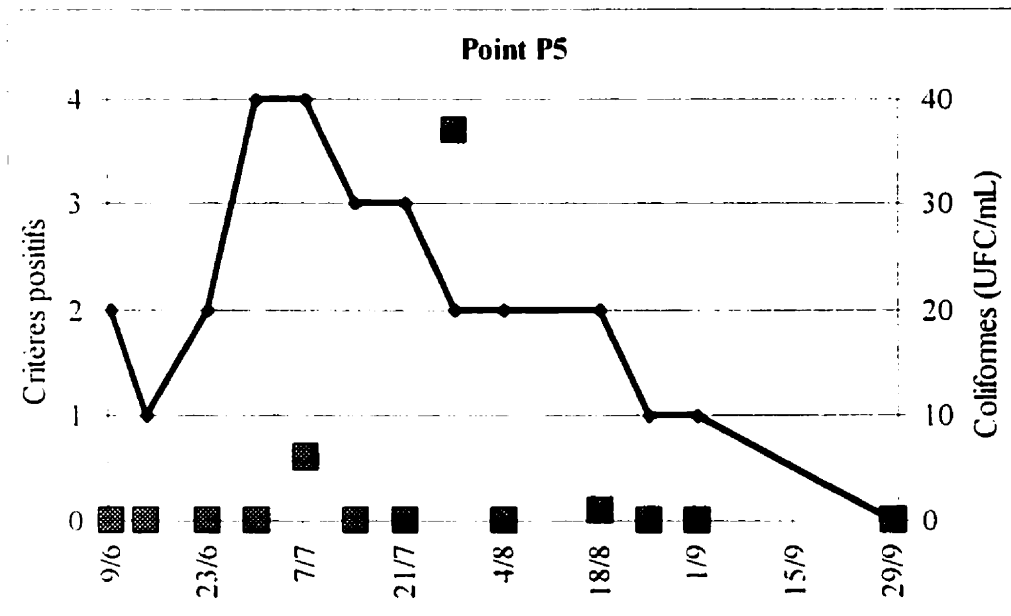


Figure 3.41 Niveaux de risque au point P5 (1999)

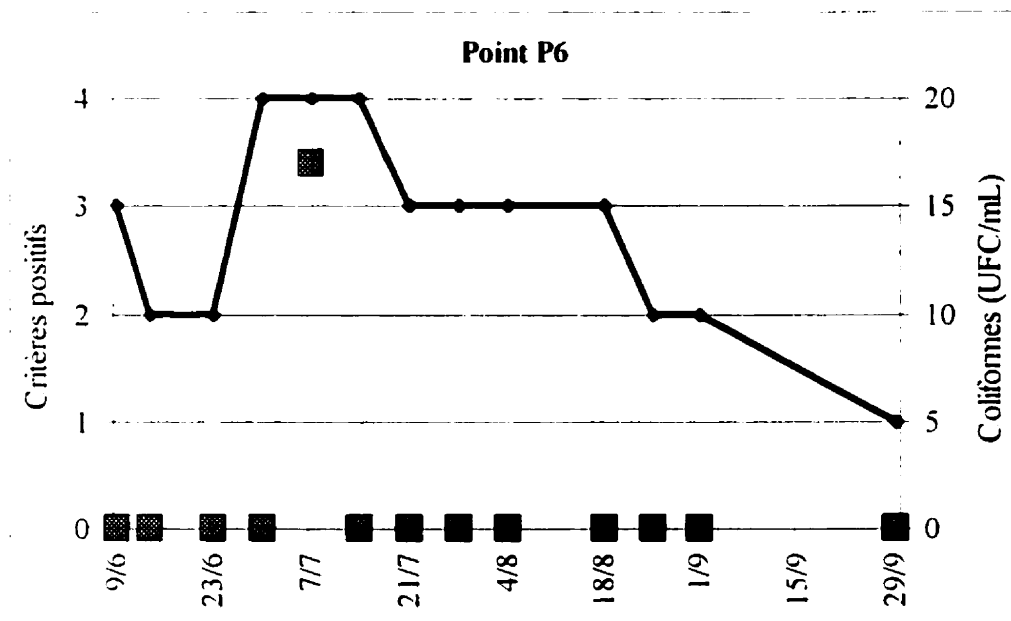


Figure 3.42 Niveaux de risque au point P6 (1999)

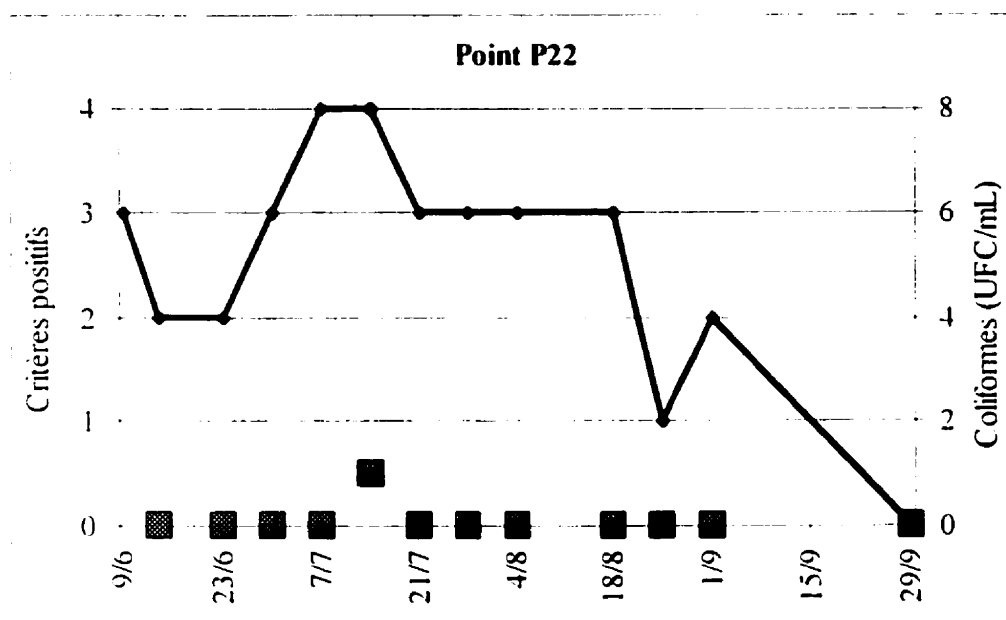


Figure 3.43 Niveaux de risque au point P22 (1999)

Ces graphes mettent en évidence l'efficacité du modèle pour l'année 1998 : 100% des événements positifs en coliformes ($n=4/4$) se produisent lorsqu'au moins 3 critères sont positifs, c'est-à-dire que trois des valeurs seuils sont dépassées. L'année 1999 expose des résultats assez similaires avec 83% des cas de coliformes ($n=5/6$) détectés quand au moins 2 critères sont positifs, mais ce pourcentage baisse à 50% pour obtenir 3 critères positifs.

La figure 3.44 montre la répartition exacte des critères positifs pour les années 1998 et 1999. On constate qu'en 1998 seule la situation à trois critères positifs existe, alors qu'en 1999 la distribution est étendue.

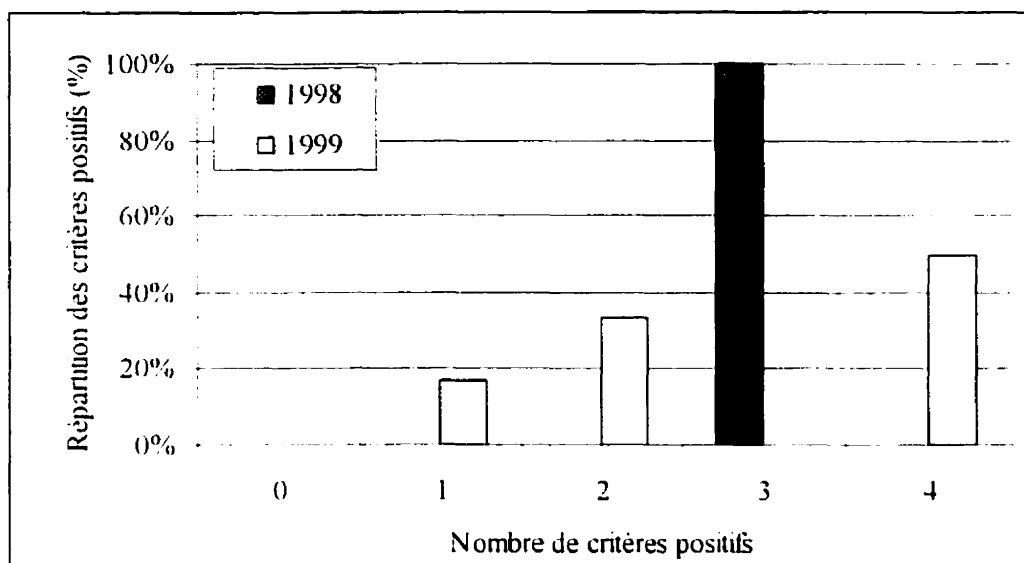


Figure 3.44 Répartition des critères positifs pour les points positifs en coliformes (1998 et 1999)

Dans le modèle AL COL, la moyenne de la somme des critères positifs définit quatre niveaux de risques moyens. Ils sont répertoriés dans le tableau 3.5 pour les années 1998 et 1999.

Tableau 3.5 Répartition des échantillons positifs selon les classes de risque

Moyenne des critères positifs	1998	1999	Risque moyen
[3 ;4]	0/1*	2/2	Maximum
[2 ;3[	2/7	2/6	Critique
[1 ;2[	0/3	1/4	Non négligeable
[0 ;1[	0/0	0/1	Minimum

* n = N avec

N = nombre de semaines avec une moyenne de x critères positifs sur le réseau

n = semaines où il y a isolement de coliformes sur le réseau

Les coliformes sont détectés lorsque le modèle prédit un risque maximum ou critique, pour 100% des événements positifs en coliformes ($n=4/4$) en 1998. En 1999 83% des événements positifs ($n=5/6$) se produisent dans ces deux niveaux de risque. Restent 17% des cas ($n=1/6$) pour lesquels le modèle indique un risque non négligeable .

Le modèle est aussi testé sur les points d'échantillonnage du réseau qui sont négatifs en coliformes. Cette contre-vérification permettra de voir si ces points révèlent aussi des critères positifs et en quelle proportion, et ainsi de savoir si le modèle est adéquat. Les résultats présentés au tableau 3.6 sont issus du calcul suivant : on effectue la moyenne des critères positifs pour chaque point d'échantillonnage négatif en coliformes, puis on calcule le pourcentage total des points avec une moyenne de plus de deux critères positifs.

Tableau 3.6 Pourcentages des points négatifs avec une moyenne de plus de deux critères positifs

Année	Nombre de points avec		Pourcentage
	>2 critères positifs	<2 critères positifs	
1998	7	6	54%
1999	4	11	27%
1998 et 1999	11	17	39%

Ces pourcentages démontrent que des points négatifs en coliformes peuvent quand même atteindre des niveaux de risques critiques, parfois même dans des proportions importantes (54% pour 1998 et 27% en 1999).

De tels résultats mettent le modèle en moins bonne position, vu que les affirmations démontrées plus tôt (trois critères positifs impliquent risque de coliformes) ne trouvent pas ici de réciproque. Toutefois, la rareté des événements positifs en coliformes (seulement quatre cas de coliformes pour 1998 et six pour 1999) handicape certainement la vérification de l'efficacité du modèle sur le réseau de la ville de Montréal.

Ainsi, l'application du modèle AL COL apparaît donc plutôt pertinente pour le réseau de Montréal, vu que non seulement les coliformes sont détectés pratiquement que pour plus de deux critères positifs, mais en plus cette configuration se retrouve souvent dès la semaine précédente (pour $n = 4/4$ en 1998 et $n = 4/6$ en 1999). Seule ombre au succès du modèle, les 39% des points négatifs qui révèlent plus de deux critères positifs. Dans l'objectif de corriger ce problème, on pourrait proposer l'ajout de nouveaux paramètres qui rendraient le modèle plus pointu grâce à l'augmentation du nombre de valeurs seuils. Mais de nombreuses variables ont déjà été testées (BHA, atypiques sur m-Endo, turbidité, fer total et précipitations) sans montrer pour autant de seuil bien défini et utilisable par le modèle. La suggestion la plus concluante serait de perfectionner la méthode de détection des coliformes (utilisation de la méthode FISH, par exemple) afin de multiplier les événements positifs en coliformes sur lesquels se base le modèle.

Ainsi, l'implantation du modèle pour la Ville de Montréal serait faisable mais demanderait un investissement important de temps et financier, pour affiner le modèle et le rendre fiable. Ceci d'autant plus que le modèle a été développé uniquement pour les zones 3, 4 et 5 et qu'un travail supplémentaire est nécessaire pour l'appliquer à l'ensemble du réseau de distribution d'eau potable de Montréal.

3.3.2. Le modèle statistique

Afin de développer un modèle prédictif, les corrélations entre les différents paramètres, mesurés au cours des deux étés d'échantillonnage, et les coliformes sont examinées. Pour cela, le logiciel Statistica est utilisé dans l'optique de calculer ces corrélations (r) ainsi que leurs niveaux significatifs (p).

Les corrélations les plus fortes et les plus significatives, entre les coliformes et les autres paramètres, sont recherchées. Sont testés : les colonies atypiques, le chlore libre, le fer total, la température, le carbone organique total, les bactéries hétérotrophes (7 jours à 20°C), les comptes totaux, les précipitations, la somme des précipitations (de la semaine précédant un échantillonnage), la turbidité et la turbidité (j-7). De plus, différents tests sont réalisés en modifiant à chaque fois la base de données sur laquelle ils s'appuient. Dans un premier temps, la base entière de données est sélectionnée et les corrélations sont faites pour l'année 1998, 1999 et la combinaison des deux. Ensuite on effectue un travail similaire en limitant cette fois la banque de données aux points positifs en coliformes uniquement.

Enfin, on reprend la base de données initiale mais en remplaçant la variable coliformes par le coefficient 0 ou 1 selon la présence ou l'absence de colonie. Le tableau 3.7 présente le nombre de corrélations significatives trouvées, pour chacun de ces tests, ainsi que les paramètres pour lesquels les corrélations existent.

Tableau 3.7 Nombre de corrélations significatives obtenues pour les différentes bases de données testées

Base de donnée testée	1998	1999	1998 et 1999
Totale	0	1 (atypiques) $r = 0,23$	0
Points positifs	1 (turbidité)* $r = 0,54$	0	0
Coliformes = 0 ou 1	1 (précipitations) $r = 0,19$	1 (BHA) $r = 0,19$	1 (BHA) $r = 0,19$

* () paramètre corrélé de façon significative

Les résultats sont plus que décevants : les corrélations significatives sont rares et jamais identiques d'un test à l'autre (colonies atypiques, turbidité, précipitations et BHA pour les cinq corrélations significatives trouvées). Ce manque de concordance ne permet aucune conclusion pertinente et nous oblige donc à éliminer l'idée d'un modèle statistique pour le réseau de distribution de la Ville de Montréal.

Le problème provient certainement du fait que les événements positifs en coliformes sont peu nombreux et qu'ils représentent la base des corrélations recherchées. Si celle-ci est déficiente, le modèle prédictif qui s'appuie dessus en est d'autant défectueux.

Ainsi, les recommandations à émettre suite à cette remarque sont identiques à celles proposées à l'issue du test du modèle AL COL, soit de perfectionner la méthode de détection des coliformes. Ceci, afin de multiplier les chances de résultats positifs et donc de pourvoir le modèle d'une base de données conséquente et plus cohérente. Enfin, la réalisation de davantage d'échantillonnages, dans le temps et dans l'espace, pourrait augmenter les cas positifs en coliformes.

CONCLUSION

Dans le cadre de notre projet de recherche intitulé « Détermination de stratégies visant à éliminer les avis de bouillir du réseau de distribution d'eau potable de Montréal », quatre de ces stratégies sont proposées et mises en place sur le réseau de la Ville de Montréal afin d'observer leurs impacts sur la qualité de l'eau.

Les by-pass, employés à un débit continu suffisant et aux emplacements fonctionnels, révèlent une bonne efficacité quant à l'augmentation des débits pour la zone alentour. Ceci est accompagné d'une réduction des temps de séjour, une augmentation de la concentration de chlore résiduel, une baisse de la concentration en BHA et l'élimination des épisodes en coliformes. Toutefois les by-pass ne peuvent être considérés comme une solution satisfaisante à long terme puisqu'ils ne font que détourner un problème d'un endroit à un autre.

Les vidanges unidirectionnelles n'ont pas eu l'impact souhaité vu que leur utilisation n'a pas permis la suppression des coliformes dans le secteur testé, ni même une amélioration quelconque de la qualité d'eau. Néanmoins, ces résultats sont fortement liés à la configuration de la zone vidangée qui ne se prêtait justement pas à ce type de nettoyage. Il est donc recommandé d'appliquer cette stratégie uniquement après vérification que les vitesses de vidanges minimales soient respectables et qu'un flux unidirectionnel peut être maintenu.

Les modifications hydrauliques apportées au niveau d'un réservoir (Sommet) ont porté leurs fruits. Il en découle une réduction importante du temps de séjour à l'intérieur du réservoir, ce qui génère une augmentation du chlore résiduel. Ainsi la zone desservie par ce réservoir est alimentée par de plus fortes concentrations de chlore et ne signale plus d'événement positif en coliformes.

La stratégie utilisant l'application de modèles prédictifs demande une base de données solide et exhaustive. Or, celle-ci s'appuie sur les épisodes positifs en coliformes répertoriés et ceux-ci sont rares dans le cas de notre étude. On ne peut donc les mettre en place de façon pertinente, à moins de perfectionner les méthodes de détection des coliformes et essayer d'augmenter de ce fait le nombre de cas positifs.

Ces résultats mènent à penser qu'il n'existe pas, pour un réseau donné, de solution unique qui permette de régler la problématique des coliformes et des avis de bouillir. Ainsi, d'un secteur à un autre, la même stratégie peut très bien avoir un impact d'excellent à médiocre. Par conséquent, la mise en place de stratégies passe par une analyse précise de la zone problème et exige de cibler la source des coliformes avant d'allouer une solution. Le suivi d'un tel protocole offrirait à la fois un gain de temps et financier non négligeable aux municipalités et tendrait vers une efficacité optimale des mesures correctrices.

RÉFÉRENCES

ALONSO, J.L., AMOROS, I. ET ALONSO M.A. (1996). Differential susceptibility of Aeromonads and coliforms to cefsulodin, Applied and Environmental Microbiology, 62 (6), 1885-1888.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1975). Standard methods for the examination of water and wastewater, 14th ed. American Public Health Association, Inc., Washington, D.C.

APHA, AWWA et WEF. (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, Washington, DC.

AWWARF. (1998). Guidance manual to maintain distribution system water quality, Seattle, Washington.

BARBEAU, B. (1994). Évolution de la qualité d'eau potable dans le réseau de distribution de Montréal. Projet de fin d'étude (PFE), École Polytechnique de Montréal, Canada.

BARBEAU, B., JULIENNE, K., GAUTHIER, V., MILLETTE, R. ET PREVOST, M. (1999). Dead-end flushing of a distribution system : short and long-term impacts on water quality, WQTC - AWWA, Tampa.

BESNER, M.C. (1999). Influence des paramètres structurels et opérationnels sur la qualité de l'eau dans un réseau de distribution. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

- BOULOS, L. (1996). Influence de l'état physiologique des coliformes sur leur résistance à la désinfection, Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.
- BRAZOS, B.J. ET O'CONNOR, J.T. (1996). Seasonal effects on generation of particles-associated bacteria during distribution, Journal of Environmental Engineering, 122, 1050-1057.
- BRENNER, K.P., RANKIN, C.C., SIVAGANESAN, M. ET SCARPINO, P.V. (1996). Comparison of the recoveries of *Escherichia coli* and total coliforms from drinking water by the MI agar method and the U.S. Environmental protection agency-approved membrane filter method, Applied and Environmental Microbiology, 62, 203-208.
- BUCKLIN K.E., MCFETERS, G.A. ET AMIRTHARAJAH A. (1991). Penetration of coliforms through municipal drinking water filters, Water Research, 25, 1013-1017.
- CAMPER, A. K. (1994). Coliform regrowth and biofilm accumulation in drinking water systems: A review. Biofouling and biocorrosion in industrial water systems, Lewis.
- CHARACKLIS, W.G., GOODMAN D., HUNT, W.A. ET MCFETERS G.A. (1988). Bacterial regrowth in distribution systems, AWWA Research Foundation and American Water Work Association, Denver, Colo.
- CHICK, H. (1908). An investigation of the laws of disinfection, Journal Hygiene, 8.
- DESJARDINS, R. (1990). Le traitement des eaux, Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, Canada.
- DESJARDINS, R., LAVOIE, J., LAFRANCE, P. ET PRÉVOST, M. (1991). Comparaison de l'évolution de la qualité de l'eau dans deux réseaux de distribution, Sciences et techniques de l'eau, 24, 321-331.

- EMDE, K.M.E., SMITH, D.W. ET FACEY, R. (1992). Initial investigation of microbially influenced corrosion in a low temperature water distribution system, Water Research, 26, 169-175.
- GALE, P. (1996). Coliforms in the drinking-water supply : what information do the 0/100-mL samples provide ?, J. Water SRT - Aqua, 45, 155-161.
- GALE, P., LACEY, R., STANFIELD, G. ET HOLT, D. (1997). The development and application of coliform predictive models for the UK water industry, J. Water SRT - Aqua, 46, 185-195.
- GAUTHIER, V., BESNER, M-C., BARBEAU, B., MILLETTE, R. ET PRÉVOST, M. (2000). Combining hydraulic modeling and operational data to restore chlorine levels in a distribution system : a case study, ASCE Journal of Water Resources Planning and Management, sous presse.
- GELDREICH, E. E., NASH, H. D., REASONER, D. J. ET TAYLOR, R. H. (1972). The necessity of controlling bacterial populations in potable waters, Community Water Supply, 64.
- GRABOW, W.O.K. ET DU PREEZ M. (1979). Comparison of m-Endo LES, MacConkey, and Teepol media for membrane filtration counting of total coliform bacteria in water, Applied and Environmental Microbiology, 38, 351-358.
- GUIOT, S. R., TARTAKOVSKY, B., HAWARI, J. ET LAU, P. C. K. (1998). Anaerobic/aerobic microbial coupling for the biodegradation of polychlorinated biphenyls. Proceedings of the first international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds, Monterey, CA.

INLAND WATERS DIRECTORATE (1978). Methods for microbiological analysis of waters, wastewaters and sediments, Canada Center for Inland Waters, Burlington, Ontario.

JULIENNE, D., BARBEAU, B., LAURENT, P., GAUTHIER, V., MILLETTE, R. ET PRÉVOST, M. (1999). Sediments characterization and water quality variation in storage tanks, WQTC - AWWA, Tampa.

KEPNER, R. L. ET PRATT, J. R. (1994). Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present, Microbiological Reviews, 58, 603-615.

KOUDJONOU, B.K., PRÉVOST, M. ET LAFRANCE, P. (1997). Assessing of the impact of chlorination on the composition of a drinking water biofilm, WQTC - AWWA, Denver.

LAURENT, P., SERVAIS, P., PRÉVOST, M., GATEL, D. ET CLÉMENT, B. (1997). Testing the SANCHO model on distribution systems. JAWWA, 89, 92-103.

LECHEVALLIER, M. W. ET MCFETERS, G. A. (1985). Enumerating Injured Coliforms in drinking water, JAWWA, 77, 81-87.

LECHEVALLIER, M. W. (1990). Coliform Regrowth in Drinking Water: A Review, JAWWA, 82, 74-86.

LECHEVALLIER, M.W., SHAW, N.J. ET SMITH D.B. (1996). Factors limiting microbial growth in distribution systems : full-scale experiments, AWWARF, Denver, Colorado.

- LECHEVALLIER, M.W., WELCH, N.J. ET SMITH D.B. (1996). Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water, *Applied and environmental microbiology*, 62, 2201-2211.
- LEE ET DEININGER, R. A. (1992). Optimal locations of monitoring stations in water distribution system, *Journal of Environmental Engineering*, 118, 4-16.
- LOWTHER, E. D. ET MOSER, R. H. (1984). Detecting and eliminating coliform regrowth, *WQTC - AWWA*, Denver, Colorado.
- MCFETERS, G.A., CAMERON, S.C. ET LECHEVALLIER, M.W. (1982). Influence of diluents, media and membrane filter on the detection of injured waterborne coliform bacteria, *Applied Environmental Microbiology*, 43.
- MCFETERS, G. A. (1990). Enumeration, occurrence, and significance of injured indicator bacteria in drinking water, *Drinking Water Microbiology*, G. A. McFeters, ed., Springer-Verlag, New York, 478-492.
- MOORE A.C., HERWALDT, B.L., CRAUN, G.F., CALDERON R.L., HIGHSMITH A.K. ET JURANEK, D.D. (1994). Waterborne disease in the United States, 1991 and 1992, *AWWA*, 86, 87-99.
- MORISSETTE, C., DALLE-VEDOVE, B., SPINELLI, D., QUESNEL, G., DURIVAGE, C., LECLAIR, M., Service des travaux publics et de l'environnement urbain, Ville de Laval (1999). La qualité de l'eau potable à Ville de Laval : un programme intégré axé sur la prévention, 22^e Symposium sur les eaux usées et 11^e Atelier sur l'eau potable, *Réseau Environnement*, Octobre 1999.

NORTON, C. D. ET LECHEVALLIER, M. W. (1997). Chlorination : Its Effect on Distribution System Water Quality, JAWWA, 89, 66-77.

OLSON, B.H. (1982). Assessment and implications of bacterial regrowth in water distribution systems, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.

ONEIL, J.G. ET PARRY, O.T. (1995). The operational significance of coliform species in treated water, Yorkshire Water Services Ltd, chapter 27.

OPHEIM, D., GROCHOWSKI, J.G. ET SMITH, D. (1988). Isolation of coliforms from water main tubercles, Abstracts of the 88th annual conference of the American Water Works Association, Denver, 245.

PAYMENT, P., RICHARDSON, L., SIEMIATYCKI, J., DEWAR, R., EDWARDES, M. ET FRANCO, E. (1991). A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to the consumption of drinking water meeting currently accepted microbiological standards, American Journal of Public Health, 81, 703-708.

PERNTHALER, J., ALFREIDER, A., POSCH, T., ANDREATTA, S. ET PSENNER, R. (1997). In situ classification and image cytometry of pelagic bacteria from a high mountain lake (Gossenköllesee, Austria), Applied and Environmental Microbiology, 63, 4778-4783.

POWER, K.N. ET NAGY, L.A. (1999). Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system, Water Research, 33, 741-750.

PRÉVOST, M., ROMPRÉ, A., BARIBEAU, H., COALLIER, J. ET LAFRANCE, P. (1997). Service lines: Their effect on microbiological quality. JAWWA, 89, 78-91.

PYLE, B. H., BROADAWAY, S. C. ET MCFETERS, G. A. (1995). Factors affecting the determination of respiratory activity on the basis of cyanoditolyl tetrazolium chloride reduction with membrane filtration, Applied and Environmental Microbiology, 61, 4304-4309.

REILLY, J.K. ET KIPPEN, J.S. (1983). Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems, JAWWA, 75.

RICE, E.W., FOX, K.R., NASH, H.D., READ, E.J. ET SMITH A.P. (1987). Comparison of media for recovery of total coliform bacteria from chemically treated water. Applied and Environmental Microbiology, 53, 1571-1573.

ROSZAK, D. B. ET COLWELL, R. R. (1987). Survival strategies of bacteria in the natural environment, Microbiological Reviews, 365-379.

SARTORY, D. P. ET HOLMES, P. (1997). Chlorine sensitivity of environmental, distribution system and biofilm coliforms, Water Science and Technology, 35, 289-292.

SCHRAMM, A., LARSEN, L. H., REVSBECH, N. P., RAMSING, N. B., AMANN, R. ET SCHLEIFER, K.-H. (1996). Structure and function of a nitrifying biofilm as determined by in situ hybridizaion and the use of microelectrodes, Applied and Environmental Microbiology, 62, 4641-4647.

SERVAIS, P., BILLEN, G. ET HASCOËT, M.-C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters, Water Research, 21, 445-450.

- SERVAIS, P., LAURENT, P., BILLEN, G. ET GATEL, D. (1995). Development of a model of BDOC and bacterial biomass fluctuations in distribution systems, Revue des sciences de l'eau, 8, 427-462.
- SMITH, D. B., HESS, A. F. ET HUBBS, S. A. (1990). Survey of distribution system coliform occurrence in the United States, WQTC - AWWA, Denver, Colorado, 1103-1110.
- TREST, M.T., STANDRIDGE, J.H., KLUENDER, S.M., OLSTADT, J.M. ET ROCK, W.T. (1999). A study of the role of air-borne particulates as the cause of unexplained coliform contamination in drilled wells, WQTC - AWWA, Tampa.
- VAN DER KOOIJ, D. (1992). Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth, JAWWA, 84.
- VAN POUCKE, S.O., NELIS, H.J., GILLE, L. ET CRAENENBROECK, W.V. (1999). Use in the field of the ChemScan *E. coli* test for compliance testing and monitoring purposes, WQTC - AWWA, Tampa.
- VILLE DE MONTRÉAL (Mise à jour du 13/01/98). Base de données sur la qualité de l'eau potable du réseau de distribution de Montréal.
- VILLE DE MONTRÉAL, Service des Travaux publics, L'eau à une source (1998)
- VOLK, C. ET JORET, J. C. (1994). Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation, Revue des sciences et de l'eau, 7, 131-152.
- WIERENGA, J.T. (1985). Recovery of coliforms in the presence of a free chlorine residual, JAWWA, 77.

ANNEXE 1 :

DONNÉES BRUTES DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES
MESURÉS (ÉCHANTILLONNAGES DE 1998 ET 1999)

Chlore libre en mg/l (juin 98 - septembre 98)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
8/7	0,40			0	0,00	0
22/7	0,48			0	0,00	0
29/7	0,56			0,09	0,00	0
4/8	0,45			0,08	0,08	0
13/8	0,61	0	0,14	0,11	0,09	0
19/8	0,57	0	0,27	0,11	0,16	0
26/8	0,68	0	0,16	0,06	0,09	0
17/9		0	0,21	0,09	0,12	0
24/9	0,63					
30/9	0,66	0	0,28	0,13	0,19	0
Date	P7	P8	P9	P10		
8/7	0,58	0,20	0,41	0,31		
22/7	0,45	0,35	1,02	1,06		
29/7	0,64	0,49	0,85	0,85		
13/8	0,5	0,44	1	0,81		
20/8	0,84	0,71	0,76	0,74		
26/8	0,58	0,52	1,04			
30/9	0,53	0,78	0,49			
Date	P13	P14	P15			
8/7	0,00	0,00	0,18			
22/7	0,05	0,19	0,47			
29/7	0,06	0	0,53			
19/8	0	0	0,47			
26/8	0,06	0	0,09			
16/9	0,05	0,23	0,63			
24/9	0,05	0,17	0,62			
30/9	0	0,25	0,61			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
8/7	0,47	0,49	0,34	0,40	0	
22/7	0	0	0	0,31	0	
29/7	0	0	0	0,74	0	
20/8	0	0,04				
26/8	0,19	0,19	0,12		0,14	
24/9			0,15		0,14	
30/9	0,14	0,18	0,18		0,35	

Turbidité en UTN (juin 98 - septembre 98)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
8/7	0,15			0,10	0,18	0,12
22/7	0,24			0,24	0,22	0,21
29/7	0,05				0,7	0,13
4/8	0,07			0,16	0,12	0,1
14/8	0,05			0,04	0,05	0,09
26/8	0,01	1,98	0,01	0,01	0,01	0,03
8/9	0,05		0,05	0,06	0,09	0,09
9/9	0,08	1,65	0,06	0,14	0,19	0,09
17/9		1,73	0,06	0,05	0,05	0,11
24/9	0,03					
30/9	0,03	1,66	0,03	0,04	0,03	0,04
Date	P7	P8	P9	P10		
8/7	0,15	0,13	0,18	0,17		
22/7	0,13	0,14	0,11	0,18		
29/7	0,06	0,1	0,01			
14/8	0,01	0,02	0,01	0,01		
26/8	0,01	0,01	0,01			
9/9	0,07	0,09	0,04			
30/9	0,04	0,03	0,03			
Date	P13	P14	P15			
8/7	0,19	0,19	0,17			
22/7	0,23	0,16	0,11			
29/7	0,12	0,19	0,07			
26/8	0,06	0,18				
9/9	0,21	0,18	1,1			
16/9	0,92	0,55	0,04			
24/9	0,24	0,32	0,04			
30/9	0,15	0,13	0,03			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
8/7	0,19	0,15	0,19	0,19	0,11	
22/7	0,15	0,14	0,25	0,13	0,14	
29/7	0,18	0,13	0,08	0,12	0,08	
26/8	0,03	0,02			0,04	
9/9			0,06		0,06	
24/9			0,04		0,05	
30/9	0,06	0,03	0,03		0,04	

Fer total en mg/L (juin 98 - septembre 98)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
8/7	0			0	0,23	0
22/7	0			0	0	0
29/7	0			0	0,11	0,20
13/8	0	0,09	0	0,1	0,06	0,05
19/8	0	0,07	0,09	0,06	0	0
26/8	0,32	0,17	0,46	0,68	0,68	0,3
8/9	0		0,24	0	0,09	0,11
9/9	0,32	0,18	0	0	0,09	0
17/9		0,56	0	0,06	0,41	0,35
30/9	0	0,11	0,08	0,05	0	0
Date	P7	P8	P9	P10		
8/7	1,28	0,54	0	0		
22/7	0	0	0	0		
29/7	0,10	0	0,07	0		
13/8	0	0,06	0,06	0		
26/8	0	0	0			
9/9	0,15	0,18	0,2			
30/9	0	0,06	0			
Date	P13	P14	P15			
8/7	0,32	0,62	0			
22/7	0	0	0			
29/7	0,00	0	0			
19/8	0,05	0	0,07			
26/8	1,09	0,57				
9/9	0,28	0,09	0,24			
30/9	0,13	0,06	0			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
8/7	0	0,06	0	0,26	0,41	
22/7	0	0	0	0	0	
29/7	0	0	0,00		0	
20/8	0,06	0				
26/8	0,52	0,35		0,11	0,06	
9/9			1,37		0,17	
30/9	0,07	0,09	0,08		0,09	

BHA en UFC/ml (juin 98 - septembre 98)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
8/7	0,93				32,60	14,0
22/7	0,21			123	17,25	11
29/7	0,22			1,7		29,85
13/8	0,16	7,6	2,5	2,55	16,7	107,5
19/8	0,11	137,5	2,7	10,8	2,5	23,5
26/8	0,07	112	0,03	5,3	2,4	4,1
8/9	0,5		18	42	22	134
9/9	0,1	129	2,9	87,5	106,5	167,5
10/9			1,63	26,1	7,7	
17/9		452	1,27	51	7,55	254
24/9	0,14					
30/9	0,18	235,5	1,35	19,6	10,2	286
Date	P7	P8	P9	P10		
8/7	12,90	18,30	1,43	10,80		
22/7	11,75	11	0,58	0,1		
29/7	1,54	29,8	0,07	0,32		
13/8	23,85	287,85	0,025	0,035		
20/8	16,3	327	0,075			
26/8	15,2	60	0,21			
9/9	4,5	2,3	0,46			
30/9	0,46	0,33	0,03			
Date	P13	P14	P15			
8/7	12,30		0,70			
22/7	12,9	5,2	0,31			
29/7	5,45	1,4	0,48			
19/8	1,8	2,9	0,08			
26/8	58,5	4,4				
9/9			36,6			
16/9	11,9	0,8	0,9			
24/9	101,5	372,5	0,07			
30/9	559	62,5	0,8			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
8/7	1,16	0,28	1,34	1,40	1,12	
22/7	6,75	1,23	28,6	0,22	3,85	
29/7	2,38	3,2	216	0,1	3,15	
20/8	0,8	0,35				
26/8	0,18	7	0,25		0,94	
9/9			5,7		3,8	
24/9			1,67		0,67	
30/9	41,9	8,7	2,7		0,94	

Atypiques sur m-endo en UFC/100 ml (juin 98 - septembre 98)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
22/7	6,5			122	125	63
29/7	6,75			15	38,5	38,25
4/8	16,5	5,25		1	1	1,25
13/8	1,75	0,25	4,25	11,5	10,75	8,75
19/8	4,25	26,25	0,25	1,25	25	0,25
26/8	2,75		21,75	32,25	32,5	129,5
8/9	2,75		1	1	31	1
9/9	0,5	1	1	3	12	1
10/9			1	0,25	2	
17/9		1	1	1	1	1
25/9	4,5					
30/9	5,5	1,25	0,25	1	1,25	1
Date	P7	P8	P9	P10		
22/7	0	0	0	0		
29/7	0	0	0	0		
13/8	0	0	0	0		
20/8	0	1	1			
26/8	0	0	0			
9/9	0	0	0			
30/9	0	0	0			
Date	P13	P14	P15			
22/7	200	60,5	26,5			
29/7	185	137	26,75			
19/8	0,25	0,75	0,25			
26/8	113	0,25				
9/9	1	0,25	1			
17/9	1	1	1			
25/9	1	1	1			
30/9	1	1	1			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
22/7	98	150	34,75	1	0,25	
29/7	1	0,75	250	1	0,5	
20/8	0,75	0,75				
26/8	1	1	225		1	
9/9			1		0,5	
25/9			1		1	
30/9	0,25	0,5	10		1	

Comptes totaux (BacLight, log/ml) - 1998

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
22/7	4,79			5,08	5,22	5,16
13/8	4,67	5,91	4,65	4,51	4,73	4,99
19/8	4,70	5,71	4,38	4,56	5,07	5,01
26/8	4,45	5,79	4,68	4,86	4,65	4,82
8/9	4,61		4,81	4,96	4,81	5,00
9/9	4,96	5,74	4,62	5,06	4,91	5,14
24/9	4,95					
Date	P7	P8	P9	P10		
22/7	5,14	4,91	5,08	5,07		
19/8			4,56			
26/8	4,45	4,62	4,44			
Date	P13	P14	P15			
22/7	5,22	5,20	5,00			
19/8	4,65	5,50	4,52			
26/8	4,77	5,64				
24/9	5,02	4,81	4,35			
Date	P16	P17	P18	P19	P20	
22/7	5,40	5,66	5,41	5,36	5,60	
19/8	5,30	5,34				
26/8	5,00	5,00	5,07		5,10	
24/9			4,95		4,98	

1999
Chlore libre (mg/L)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
9-juin	0	0,22	0,08	0,17	0,02	0,22	0,4	0,65		
14-juin	0	0,16	0,05	0,12	0		0,42	0,75	0	
23-juin	0	0,13	0,03	0,05	0		0,34	0,68		
30-juin	0		0	0	0		0,37	0,66	0	
7-juil	0	0	0	0	0	0	0,41	0,59	0	
14-juil	0	0,13	0,08	0,12	0	0,14	0,5	0,17	0	
21-juil	0	0,1	0,08	0,08	0	0,11	0,52	0,79	0	0
28-juil	0	0,23	0,22	0,23	0	0,38	0,63	0,23	0	0
4-août	0	0,24	0,14	0,16	0	0,23	0,6	0,78	0	0,08
18-août	0	0,29	0,18	0,24	0	0,22	0,55	0,85	0	0,18
25-août	0	0,57	0,49	0,51	0	0,57	0,85	1,02	0	0,2
1-sept	0	0,48	0,46	0,44	0,04	0,46	0,69	0,95	0	0,31
29-sept	0	0,36	0,29	0,35	0	0,39	0,72	0,91	0,49	0,65

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P6B
9-juin	0,2	0,2	0,21	0,19			0,87	0,82	
14-juin	0,59	0,08	0,09	0,07	0	0,09	0,8	0,83	
23-juin	0,65	0,52	0,5	0,47	0	0,09		0,82	
30-juin	0,47	0,44	0,46	0,34	0	0	0,9	0,85	
7-juil	0,48	0,38	0,14	0,3	0	0	1,12	0,93	
14-juil	0,16	0,13	0,13	0,12	0,04	0,06	1,14	1,08	
21-juil	0,12	0,18	0,15	0,1	0	0,03	1,02	1,06	
28-juil	0,17	0,17	0,26	0,16	0,04	0,11	0,89	1,04	0,22
4-août	0,29	0,25	0,36	0,22	0	0,07	1,1	1	0,17
18-août	0,18	0,2	0,25	0,18	0,04	0,09	0,9	1,08	0,28
25-août	0,22	0,24	0,87	0,16	0,1	0,29	1,02	1,25	0,52
1-sept	0,39	0,4	0,42	0,33	0,07	0,25	1,15	1,12	0,45
29-sept	0,25	0,2	0,19	0,15	0,34	0,19	0,97	1,12	0,34

1999
Turbidité (UTN)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
9-juin	0,65	0,09	0,08	0,1	0,1	0,08	0,08	0,06		
14-juin	0,85	0,1	0,91	0,52	0,1		0,07	0,07	0,15	
23-juin	1,3	0,1	0,09	0,1	0,13		0,06	0,04		
30-juin	0,97	0,12	0,11	0,09	0,14		0,04	0,04	0,15	
7-juil	1,23	0,13	0,13	0,11	0,13	0,47	0,06	0,09	0,17	
14-juil	0,88	0,12	0,1	0,11	0,15	0,17	0,08	0,07	0,17	
21-juil	0,98	0,11	0,09	0,14	0,12	0,6	0,07	0,07	0,18	1,74
28-juil	1,02	0,16	0,16	0,11	0,13	0,63	0,1	0,15	0,25	4,6
4-août	0,9	0,12	0,21	0,3	0,17	0,53	0,11	0,18	0,24	1,65
18-août	0,71	0,4	0,16	0,13	0,28	0,36	0,08	0,08	0,21	0,13
25-août	0,98	0,39	0,15	0,1	0,13	0,26	0,1	0,06	0,17	0,2
1-sept	1,12	0,08	0,27	0,03	0,32	0,26	0,05	0,05	0,26	0,1
29-sept	0,9	0,23	0,13	0,04	0,17	0,23	0,08	0,05	0,26	0,05

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P6B
9-juin	0,08	0,06	0,08	0,06			0,13	0,07	
14-juin	0,06	0,08	0,05	0,07	8,5	0,17	0,1	0,06	
23-juin	0,2	0,08	0,05	0,06	0,28	0,12	0,07	0,06	
30-juin	0,05	0,05	0,08	0,09	0,1	0,1	0,08	0,09	
7-juil	0,12	0,11	0,13	0,07	0,12	0,14	0,09	0,09	
14-juil	0,08	0,13	0,08	0,13	0,46	0,35	0,11	0,09	
21-juil	0,15	0,1	0,08	0,09	0,24	0,18	0,08	0,1	
28-juil	0,16	0,15	0,09	0,2	0,24	0,16	0,17	0,09	0,15
4-août	0,09	0,28	0,1	0,1	0,15	0,09	0,15	0,15	0,23
18-août	0,16	0,22	0,2	0,17	0,2	0,2	0,15	0,13	0,12
25-août	0,1	0,16	0,13	0,14	0,11	0,19	0,16	0,14	0,05
1-sept	0,09	0,14	0,04	0,03	0,17	0,03	0,11	0,04	0,03
29-sept	0,11	0,12	0,06	0,04	0,13	0,04	0,11	0,06	0,06

1999

Fer total (mg/L)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
15-juin	0,15	0,00	0,05	0,12	0,08			0,00	0,15	
23-juin	0,08	0,00	0,00	0,00	0,16		0,00	0,00		
30-juin	0,12	0,05	0,00	0,12	0,06		0,00	0,11	0,00	
7-juil	0,10	0,07	0,00	0,10	0,15	0,10	0,00	0,08	0,30	
14-juil	0,15	0,00	0,05	0,00	0,07	0,00	0,37	0,00	0,00	
21-juil	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,05	0,07	0,60
28-juil	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
4-août	0,12	0,00	0,09	0,00	0,06	0,09	0,00	0,08	0,10	0,10
18-août	0,14	0,06	0,08	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,10	0,00
25-août	0,13	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00	0,06	0,09	0,12
1-sept	0,09	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,06	0,11
29-sept	0,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,08	0,00

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25
15-juin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,10	0,12	0,15
23-juin	0,00	0,09	0,00	0,10	0,15	0,00	0,00	0,00
30-juin	0,00	0,00	0,09	0,00	0,14	0,00	0,06	0,07
7-juil	0,97	0,10	0,74	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00
14-juil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,05	0,00	0,00
21-juil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00
28-juil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
4-août	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18-août	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,05
25-août	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,05	0,00
1-sept	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
29-sept	0,00	0,00	0,06	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00

1999
BHA (UFC/mL)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
9-juin	154	16,8	33,8	25,6	29,1	12,6	0,5	0,36		
14-juin		26,5	36,8	29	39,8		1,71	28,8	35,3	
23-juin	388	92	67	133	9,7		40,7	26		
30-juin	560	25	67	99	114		5,7	2	45	
7-juil	1380	65	115	95	180	19	5,2	0,2	61	
14-juil	1040	13	71	28	231	5	6,8	1,6	98	
21-juil	2100	25	80	7,6	181	40	5,7	4,4	139	
28-juil	1740	3,6	122	1,9	4,9	356	10	1,1	86	1020
4-août	810	4,7	76	1,3	590	268	10	1,1	463	770
18-août	3620	6,5	38	4,8	195	270	14	3	840	71
25-août	2560	12	13	6,3	52	350	3	0,2		410
1-sept	2020	6,8	23	0,5	22	90	12	0,7	2750	90
29-sept	50	18	13	2,4	203	170	7,8	0,16	6	1

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P6B
9-juin	1,26	19	18,9	23,1			0,2	0,33	
14-juin	15	13,9	22,8	20,9	38,3	45,7	0,22	0,17	
23-juin	3	26,1	21	31	143	143	0,48	0,26	
30-juin	6,7	9	4,5	7,6	297	70	0,48	0,23	
7-juil	2,5	6,7	12,1	11,8	271	52	2,5	0,55	
14-juil	7,6	24	22	15	1090	27,3	2,1	3,2	
21-juil	2	28	53	25	400	92	2,3	0,41	
28-juil	14	17	50	60	680	123	1,9	0,44	3,6
4-août	6,7	13	13,2	3,4	240	70	2,1	0,6	4
18-août	100	33	56	56	320	50	0,54	0,3	9,7
25-août	11	27	0,1	12	130	32	3,5	0,9	4,9
1-sept	6	53	10	4	620	25	0,2	0,42	7,2
29-sept	14	22	18	24	100	19	0,1	0,07	0,1

1999

Atypiques (UFC/800mL)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
9-juin	0	0	0	0	1	0	0	0		
14-juin	0	1	0	0	0		0	0	0	
23-juin	0	0	0	0	0		0	0		
30-juin	0	0	0	5	5		0	0	0	
7-juil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
21-juil	9		1	10	6		0	0	0	0
28-juil	0	0	0	12	0	0	7	6	0	0
4-août	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18-août	0	10	0	1	0	0	0	0	0	0
25-août	0	8	0	0	0	2	0	0	0	0
1-sept	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29-sept	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25
9-juin	0	0	0	0			0	0
14-juin	0	0	0	0	0	0	0	1
23-juin	0	0	0	0	0	0	0	0
30-juin	4	0	0	0	4	0	0	0
7-juil	0	0	0	0	0	2	0	0
21-juil	0	0	2	0	23	0	6	0
28-juil	1	0	2	0	9	0	3	0
4-août	0	0	0	0	0	0	0	0
18-août	0	0	0	0	0	0	0	0
25-août	0	0	1	0	0	0	3	2
1-sept	0	0	0	0	0	1	0	0
29-sept	8	0	0	0	1	0	0	0

1999

Acridine Orange - Comptes totaux (UFC/mL)

Date	P2	P3	P4	P5	P6	P6A	P7	P9	P13	P14
23-juin	5,97	5,60	5,57	5,52	5,63		5,36	5,43		
30-juin	5,82	5,33	5,39	5,42	5,46		5,27	5,28	5,32	
7-juil	5,63	5,31	5,29	5,24	5,38		5,21	5,18	5,23	
14-juil	5,55	5,22	5,26	5,29	5,47		5,32	5,36	5,41	
21-juil	5,71	5,44	5,40	5,56	5,29	5,31	5,37	5,33	5,32	5,41
28-juil	5,69	5,41	5,41	5,34	5,43	5,49	5,46	5,36	5,47	5,52
4-août	5,72	5,45	5,43	5,45	5,35	5,40	5,34	5,36	5,42	5,34
18-août	5,51	5,14	5,10	5,03	5,11	5,12		5,04	5,10	5,08
25-août	5,53	5,12	5,17	5,17	5,13	5,10	5,17	5,10	5,15	4,92
1-sept	5,54	5,16	5,17	5,15	5,17	5,13	5,21	5,10	5,28	5,15
29-sept	5,56	5,10	5,11	5,07	5,09	5,01	5,14	5,04	4,97	4,97

Date	P16	P18	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P6B
23-juin	5,42	5,39	5,54	5,37	5,37	5,40		5,39	
30-juin	5,18	5,18	5,31	5,17	5,39	5,39	5,27	5,34	
7-juil	5,17	5,25	5,31	4,95	5,29	5,27	5,05	5,32	
14-juil	5,33	5,28	5,22	5,31	5,36	5,36	5,23	5,36	5,15
21-juil	5,27	5,28	5,27	5,20	5,35	5,38	5,14	5,44	5,17
28-juil	5,41	5,41	5,24	5,34	5,39	5,48	5,06	5,27	5,17
4-août	5,45	5,44	5,36	5,36	5,38	5,47	4,86	5,44	5,20
18-août	5,01	5,09	5,08	5,06	5,13	5,11	5,24	5,20	4,98
25-août	5,06		5,15	5,03	5,13	5,02	5,24	5,10	5,07
1-sept	5,13	5,14	5,06	5,04	5,11	5,14	5,21	5,14	5,04
29-sept	5,10	5,02	5,11	5,05	4,97	5,10	5,18	5,04	4,97

ANNEXE 2 :
GRAPHES DE DÉTERMINATION DES VALEURS SEUILS
POUR LE MODÈLE PRÉDICTIF AL COL

