UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

# ÉTUDE DE L'IMPACT DES RÉSERVOIRS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DISTRIBUÉE

JULIENNE DOUKI AKOULONG

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)

FÉVRIER 2000

© Julienne Douki Akoulong, 2000

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Acquisitions and Bibliographic Services
Acquisitions et services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

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.

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.

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 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.

0-612-53571-1

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ÉTUDE DE L'IMPACT DES RÉSERVOIRS

SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DISTRIBUÉE

présenté par: DOUKI- AKOULONG Julienne

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

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

M. DESJARDINS, Raymond, M.Ing., président

Mme PRÉVOST, Michèle, Ph.D., membre et directrice de recherche

M. GREER, Charles, Ph.D., membre et codirecteur

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

*Cet ouvrage est dédié à mes enfants*

*Jonathan et Lionel Jerry, à mon mari John*

*et à mes très chers parents*

## REMERCIEMENTS

Je remercie ma directrice de recherche, Mme Michèle Prévost pour la confiance qu'elle a eue en moi, en me donnant la chance de travailler au sein de son équipe avec un sujet de recherche des plus intéressants.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude au Dr. Patrick Laurent, pour avoir accepté de me guider durant ces deux années avec patience et compréhension. J'ai apprécié sa rigueur et ses conseils pertinents, et je veux souligner sa grande contribution à ce travail.

Je remercie mon codirecteur Dr. Charles Greer, dont l'expertise a été essentielle au développement de la nouvelle méthode FISH dans nos travaux. Ses encouragements m'ont soutenue et m'ont motivée pendant tout mon travail à l'IRB. J'exprime ma profonde reconnaissance à Sylvie Rocheleau et Louise Laramée, qui m'ont transmis leur expertise et leur savoir-faire.

Je tiens à remercier la Ville de Montréal, notamment Mr. Robert Millette et son équipe, qui nous ont aidés durant les campagnes d'échantillonnages à l'intérieur des réservoirs. M. Robert Millette a mis à notre disposition tout le matériel requis pour la réalisation des campagnes, et a été toujours présent sur le terrain.

Je remercie les partenaires de la Chaire en Eau Potable qui ont financé cette étude: la Ville de Montréal, la Ville de Laval, la compagnie John Meunier, et la compagnie Vivendi.

J'ai apprécié le soutien technique de Sylviane Desautels, Patrice Simard, Karine Julienne, durant les campagnes d'échantillonnages dans les réservoirs.

J'exprime ma gratitude à l'équipe de la Chaire en Eau Potable, notamment Benoît Barbeau, Josée Coalier, Jacinthe Mailly, et Julie Philibert. Leurs conseils ont été précieux et avisés.

Je remercie beaucoup mon mari et toute ma famille, pour leur soutien moral et affectif durant toutes ces années.

## RÉSUMÉ

La dégradation de la qualité de l'eau dans un réseau de distribution d'eau potable, évaluée par des augmentations de la flore bactérienne et des modifications des propriétés organoleptiques, est une source de problèmes pour les producteurs d'eau. Dans la recherche des différentes causes de cette dégradation, trois réservoirs d'eau potable (McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet) de la Ville de Montréal ont été examinés afin de quantifier leur impact sur la qualité de l'eau distribuée.

Les régimes hydrauliques de chaque réservoir ont été évalués en analysant les variations journalières des niveaux d'eau durant les mois d'août et septembre 1998. De plus, une dizaine de campagnes d'échantillonnages ont été effectuées à l'entrée et à la sortie des réservoirs entre les mois de juillet et de septembre 1998 afin de mieux comprendre l'évolution de la qualité de l'eau entre l'entrée et la sortie des réservoirs. En outre, deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées à l'intérieur d'un réservoir (McTavish) durant les mois de juin et septembre 1998 et une sur deux autres réservoirs (Côtes-des-Neiges et Sommet) pendant le mois de septembre 1998, afin d'évaluer la variation spatiale de l'évolution de la qualité à l'intérieur des réservoirs. Les paramètres physico-chimiques (température, pH, turbidité et carbone organique) et microbiologiques (coliformes totaux, bactéries hétérotrophes aérobies) ont été mesurés sur les échantillons d'eaux prélevés durant les campagnes d'échantillonnages. Les bactéries viables et totales ont aussi été mesurées sur les échantillons d'eau prélevés à l'entrée et à la sortie des réservoirs. De plus, les dépôts de sédiments présents dans le fond des réservoirs et le biofilm sur les parois ont également été prélevés et analysés.

L'analyse des conditions hydrauliques a révélé que les hauteurs de l'eau restent élevées (au-dessus de 70% de la hauteur maximale) dans tous les réservoirs ce qui permet de minimiser le risque d'une remise en suspension des sédiments présents au fond des réservoirs.

Du point de vue physico-chimique, aucune variation significative n'a été observée au niveau des paramètres analysés. Seul le chlore libre présente une légère variation (0,1 mg $Cl_2$/L) entre l'entrée et la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges. Du point de vue bactériologique, la qualité de l'eau est meilleure à l'entrée qu'à la sortie des réservoirs. Aucun coliforme n'a été détecté à l'entrée des réservoirs, tandis que deux échantillons sont positifs en coliformes à la sortie. La présence importante de chlore libre à la sortie des réservoirs n'empêche pas le développement des bactéries hétérotrophes, mais permet de limiter leur nombre de façon marquante. Le temps de séjour élevé de l'eau observé au réservoir Sommet apparaît comme un facteur déterminant dans la dégradation de sa qualité.

Les campagnes d'échantillonnages à l'intérieur des réservoirs ont indiqué des variations au niveau de la concentration du résiduel de chlore libre et des BHA. Des coliformes ont été détectés dans tous les réservoirs dans les liquides et/ou dans les sédiments. Cependant, aucune stratification des paramètres physico-chimiques et bactériologiques en fonction de la profondeur de l'eau n'a été observée au sein des réservoirs. La quantité de matière organique présente dans les sédiments prélevés dans les réservoirs était faible (entre 7 et 13 %) et ne semblent pas représenter une source importante de la dégradation de la qualité de l'eau qui y transite.

L'étude a montré que la dégradation de la qualité de l'eau peut en certaines occasions se produire au sein des réservoirs (présence de coliformes et développement important des BHA). Cependant, l'extrême variabilité des résultats obtenus liés aux limites des méthodes traditionnelles de mise en culture des échantillons utilisées dans cette étude ne permet pas de déceler des variations interprétables des nombres de coliformes en sortie des réservoirs. Une nouvelle technique de détection des bactéries qui ne nécessite pas d'étape de mise en culture et qui de surcroît est plus rapide a donc été développée et appliquée pour détecter et énumérer les bactéries coliformes dans l'eau potable. Cette technique appelée FISH (Fluorescent-In-Situ Hybridization) utilise les propriétés de l'ARN ribosomique (ARNr) pour détecter et identifier les bactéries. Les résultats obtenus montrent que le FISH constitue un outil important dans le domaine de la recherche des pathogènes dans l'eau potable. Il peut également être utilisé dans le cadre du contrôle et du suivi de la qualité de l'eau distribuée afin de déterminer l'origine d'une pollution bactérienne et d'identifier tout défaut de traitement et de désinfection dans un réseau de distribution d'eau potable.

## ABSTRACT

The deterioration of water quality in drinking water distribution network assessed by increases in bacterial flora and changes of organoleptic properties is problematic for water treatment plants. In search of the various causes of this deterioration, three water reservoirs from the City of Montreal (McTavish, Côtes-des-Neiges and Sommet) were examined in order to quantify their impact on the distributed water quality.

The hydraulic regime of each reservoir was assessed by analyzing the daily varaitions in water levels durang august and september 1998. Also, ten sampling campaigns were carried out both at the inlet and outlet of the reservoirs between july and september 1998 for a better understanding of how the water quality changes from inlet to the outlet of reservoirs. Two sampling additional campaigns were carried out inside the McTavish reservoir in June and September 1998, to assess the spatial variation of the evolution of the water quality inside the reservoirs. The physico-chemical (temperature, pH, turbidity and organic carbon) and bacteriological parameters (total coliforms, heterotrophic bacteria ) weremeasured in the samples. The viable as well as total bacterial counts were also determined on the samples taken at the inlet and outlet of each reservoir. Futher more, samples of the sediment deposits found at the bottom of the reservoir as well as the biofilm on the inner walls were collected and analyzed.

The analysis of the hydraulic conditions indicated that levels remained high (higher than 70 % of the maximum height) in all thereservoirs,which minimizes the risk of resuspension of the sedimentfound at the bottom of the reservoirs.

From physico-chemical perspective, no significant variations were observed in the parameters analyzed. Only free chlorine showed variation (0,1 mg $Cl_2$/L) between the inlet and outlet of the Côtes-des-Neiges reservoir. From bacteriological perspective,the water quality is better at the inlet than at the outlet of the reservoirs. No coliform was detected at the inlet of the reservoirs,whereas they tested positive in two samples taken from the outlet. The significant presence of free chlorine at the outlet did not prevent the development of the heterotrophic bacteria counts (HPC's) but did markedly reduce their number. The prolonged residence time observed for the water in the Sommet reservoir appears to be a determinant factor in the degradation of its quality.

Sampling campaigns within the reservoirs indicated variations in the concentration levels of free chlorine and HPC's counts. Colifomrs were deteced in all the reservoirs, either in the water or the sediment. However, no stratifcation of the physico-chemical and bacteriological parameters in relation to the water depth was observed in rreservoirs.The quantity of organic matter in the sediments sampled was low (between 7% and 13 %) and seem not to be a significant factor of water quality degradation that passed through reservoirs.

The sudy demonstrated that the degradation of water quality may at times take place inside the reservoirs (presence of coliforms and significant development of HPC's). However, the extreme variability of the results obtained, due to the limitations of traditional culturing methods, did not allow the detection of significant variations in the number of coliforms at the oulets of reservoirs. A new bacterial detection technique which does not require culturing and which is therefore more rapid has thus been

developped and applied to detect and enumerate the coliform bacteria found in drinking water. This technique called Fluorescent-In-Situ-Hybridization (FISH) uses properties of the ribosomic RNA to detect and identify the bacteria. The results obtained show that FISH is an important tool in the search for pathogens in drinking water. It can also be used for monitoring and following-up the quality the quality of distributed water in order to determine the origin of abacterial outbreaf and to identify any treatment and disinfection problem in the distribution network.

# TABLE DES MATIÈRES

**DÉDICACE** ..... iv

**REMERCIEMENTS** ..... v

**RÉSUMÉ** ..... vii

**ABSTRACT** ..... x

**TABLE DES MATIÈRES** ..... xiii

**LISTE DES TABLEAUX** ..... xvii

**LISTE DES FIGURES** ..... xix

**LISTE DES ABRÉVIATIONS** ..... xxii

**LISTE DES ANNEXES** ..... xxiii

**CHAPITRE 1 : INTRODUCTION** ..... 1

1.1 Mise en contexte ..... 1

1.2. Présentation des réservoirs d'eau potable de la Ville de Montréal ..... 2

1.3. Objectifs du projet ..... 4

**CHAPITRE 2 : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE** ..... 6

2.2. Types de réservoirs ..... 6

2.2.1. Les réservoirs ouverts ..... 6

2.2.2. Les réservoirs fermés ..... 7

2.3. Principales causes de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs fermés....7
2.3.1. Intrusion directe ....7
2.3.2. Colonisation interne ....8

**CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES** ....13

3.1 Description des réservoirs étudiés ....13
3.1.1 Réservoir McTavish ....13
3.1.2 Réservoir Côte-des-Neiges....14
3.1.3 Réservoir sommet....16

3.2 Echantillonnage périodique à l'entrée et à la sortie des réservoirs....17
3.2.1. Choix des points d'échantillonnage ....17
3.2.2. Procédure d'échantillonnage....18
3.2.3 Description de l'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des réservoirs....21
3.2.4 Prélèvement des niveaux d'eau et des débits de pompage....22

3.3 Description d'un échantillonnage ponctuel à l'intérieur des réservoirs ....22
3.3.1 Choix des points d'échantillonnage ....22
3.3.2 Procédure d'échantillonnage....24

**CHAPITRE 4 : RÉSULTATS ET DISCUSSION**....29

4.1. Influence des conditions hydrauliques sur la qualité de l'eau dans les réservoirs....29

4.2. Evolution de la qualité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs....35
4.2.1 Évolution des paramètres physico-chimiques....35
4.2.2 Évolution du carbone organique dissous (COD) et du carbone organique biodégradable (CODB) à l'entrée et à la sortie des réservoirs....42
4.2.3 Évolution des paramètres microbiologiques ....46

4.2.4 Corrélation entre les divers paramètres ..... 49

4.3 Résultats des campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs ..... 52

4.3.1 Campagne d'échantillonnage de juin 1998 ..... 52

4.3 Deuxième série de campagne d'échantillonnage dans les réservoirs (septembre 1999) ..... 62

4.3.1 Réservoir McTavish ..... 62

4.3.2 Réservoir Côtes-des-Neiges ..... 65

4.3.3 Réservoir Sommet ..... 68

**CHAPITRE 5 : DISCUSSION DE SYNTHÈSE** ..... 75

5.1 Campagnes d'échantillonnage dans le réservoir McTavish ..... 75

5.2 Évolution de la qualité de l'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la deuxième campagne ..... 78

**CHAPITRE 6 : DEVELOPPEMENT ET APPLICATION DE LA TECHNIQUE D'HYBRIDATION IN-SITU (FISH) POUR LA DETECTION DES BACTERIES COLIFORMES DANS L'EAU POTABLE** ..... 81

6.1 Introduction ..... 81

6.1.1 Principe de la technique d'hybridation in-situ (FISH) ..... 84

6.2 Matériels et méthodes ..... 86

6.2.1 Choix des oligonucléotides ..... 86

6.2.2 Préparation des souches de bactéries ..... 88

6.2.3 Préparation des réactifs et des solutions ..... 89

6.2.4 Procédure d'hybridation in-situ ..... 90

6.2.5 Dénombrement des bactéries totales ..... 95

6.2.6 Dénombrement des bactéries par les méthodes de culture ..... 95

6.2.7 Modification des conditions d' hybridation ..... 96
6.2.8 Essai de désinfection au chlore ..... 96

6.3 Résultats ..... 97
6.3.1 Vérification de la spécificité des sondes oligonucléotidiques ..... 97
6.3.2 Application de la technique FISH sur les échantillons environnementaux ..... 103
6.3.3 Effet de la chloration traitement sur différentes méthodes de mesures des coliformes ..... 103
6.3.4 Comparaison des comptes totaux par DAPI et *Bac*Light total et des comptes viables par FISH et *Bac*Light viable ..... 113

**CHAPITRE 7 : CONCLUSIONS GENERALES** ..... 115

**REFERENCES** ..... 119

**ANNEXES** ..... 127

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Paramètres étudiés et méthodes analytiques ..... 19
Tableau 3-2 : Campagnes d'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant le printemps et l'été 1998 ..... 21
Tableau 3-3 : Date et le lieu des différentes campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs ..... 22
Tableau 3-4 : Méthodes analytiques utilisées sur les liquides, les sédiments prélevés dans les réservoirs lors des différentes campagnes ..... 28
Tableau 4-1 : Niveau d'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la journée du 1er août ..... 30
Tableau 4-2 : Évolution des BHA (UFC/ml) entre l'entrée et la sortie des réservoirs .... 46
Tableau 4-3 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux prélevées dans les différentes cuves du réservoir McTavish (Juin 1998). ..... 53
Tableau 4-4 : Concentrations moyennes des BHA dans les cuves du réservoir McTavish (juin 1998) ..... 55
Tableau 4-5 : Coliformes totaux détectés dans les eaux du réservoir ..... 57
Tableau 4-6 : Valeurs moyennes de BHA et des coliformes totaux mesuréspar grattage des parois du réservoir McTavish (Juin 1998). ..... 59
Tableau 4-7: Analyse des dépôts de sédiments prélevés dans les cuves du réservoir McTavish (juin 1998) ..... 60
Tableau 4-8: Paramètres physico-chimiques à différentes profondeurs dans le réservoir McTavish durant la deuxième campagne d'échantillonnage (septembre 1998) ..... 63
Tableau 4-9: Valeurs moyennes en BHA (UFC/100ml) et Colifomes totaux ..... 64
Tableau 4-10: Paramètres physico-chimiques dans le réservoir Côtes-des-Neiges durant la deuxième campagne (septembre 1998) ..... 66
Tableau 4-11: Valeurs moyennes en BHA, en coliformes totaux et en COT (mg C/L) dans le réservoir Côtes-des-neiges durant

la deuxième campagne (septembre 1998) ..... 67
Tableau 4-12: Paramètres physico-chimiques au réservoir Sommet durant la seconde campagne (septembre 1998) ..... 69
Tableau 4-13 : Mesures des BHA, des coliformes totaux et du COT dans le réservoir Sommet durant la seconde campagne ..... 70
Tableau 4-14: Mesure des paramètres microbiologiques sur les sédiments (Sept.98) .... 73
Tableau 5-1 : Caractéristiques moyennes de l'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant les deux campagnes d'échantillonnage ..... 77
Tableau 5-2 : Résultats moyens des paramètres microbiologiques mesurés sur les sédiments prélevés durant les deux campagnes d'échantillonnage dans les réservoirs..... 80
Tableau 6-1: Sondes oligonucléotidiques utilisées et leur spécificité..... 87
Tableau 6-2 : Souches de bactéries testées ..... 88
Tableau 6-3: Validation de la spécificité des différentes sondes oligonucléotidiques... 100

## LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Plan d'une partie du réseau de la Ville de Montréal et position des trois réservoirs ..... 3
Figure 3-1 : Structure du réservoir McTavish ..... 14
Figure 3-2 : Structure du réservoir Côtes-des-Neiges ..... 16
Figure 3-3: Structure du réservoir Sommet ..... 17
Figure 3-4: Emplacement des points d'échantillonnage au réservoir Côte-des-Neiges .. 18
Figure 3-5 : Profils de vitesse de l'eau à l'intérieur du réservoir McTavish réalisé à l'aide du logiciel SERUM ..... 24
Figure 3-6 : Campagne d'échantillonnage à l'intérieur du réservoir McTavish (juin 1998). A: Enlèvement des dalles de béton couvrant l'entrée du réservoir, B: Zodiacs utilisés pour prélever des échantillons d'eau et de sédiments dans le réservoir ..... 25
Figure 4-1 Variation journalière du niveau d'eau dans le réservoir McTavish ..... 31
Figure 4-2: Variation journalière du niveau d'eau dans le réservoir Côtes-des-Neiges .. 32
Figure 4-3 : Variation journalière des niveaux d'eau dans le réservoir Sommet ..... 33
Figure 4-4 : Fonctionnement des pompes et variations des niveaux d'eau au réservoir Sommet durant les premiers jours du mois d'août 1998 ..... 34
Figure 4-5 : Évolution de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998 ..... 36
Figure 4-6 : Évolution du pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998 ..... 37
Figure 4-7 : Évolution de la turbidité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998 ..... 38
Figure 4-8 : Évolution du chlore libre dans les réservoirs McTavish (a), Côtes-des-Neiges (b) et Sommet (c) durant l'été 1998 ..... 39
Figure 4-9 : Évolution du chlore libre entre l'entrée et la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges durant l'été 1998 ..... 41
Figure 4-10 : Évolution du COD à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998) ..... 43

Figure 4-11 : Évolution du CODB à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998)..... 44
Figure 4-12 : Évolution spatiale des bactéries viables et totales entre l'entrée et la sortie des réservoirs (été 1998) ..... 48
Figure 4-13 : Relation entre la température et la concentration de BHA dans le réservoir Côtes-des-Neiges durant le printemps et l'été 1998 ..... 50
Figure 4-14 : Lien entre la densité des bactéries (comptes totaux et viables par *Bac*Light) et le chlore libre à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998) ..... 51
Figure 4-15 : Évolution spatiale du carbone organique total dans le réservoir McTavish durant la première campagne (juin 1998) ..... 54
Figure 4-16: Relation entre la concentration de chlore libre et le nombre de BHA dans le réservoir McTavish durant la campagne de juin 1998 ..... 56
Figure 4-17: a et b, algues (diatomées) observées dans les sédiments prélevés dans le réservoir McTavish (juin 1998)..... 61
Figure 4-18: Composition minéralogique moyenne des sédiments dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet (septembre 98)..... 72
Figure 5-1: Relation entre le chlore libre et les BHA dans les réservoirs McTavish, ..... 79
Figure 6-1: Arbre généalogique des *Enterobactériceae* selon RDP ..... 99
Figure 6-2 : Hybridation de la souche *E. coli* avec la sonde ENTERO..... 102
Figure 6-3 : Comparaison de différentes méthodes de mesure des bactéries totales et des coliformes totaux sur les eaux d'intrusion ..... 104
Figure 6-4: Dénombrement des bactéries totales (DAPI), des bactéries viables (EUB338) des coliformes totaux (culture m-Endo) et (FISH ENTERO) dans des échantillons d'eaux brute, filtrée, traitée et des réservoirs prélevés sur le réseau de distribution de la Ville de Montréal ..... 105
Figure 6-5: Application du FISH pour la détection des coliformes dans les eaux des réservoirs ..... 108

Figure 6-6: Effet du chlore sur la viabilité de la souche *E. coli* par les méthodes

de culture et FISH après chloration avec 0,5 mg $Cl_2$/L (temps de contact de 2 min.) et après incubation à la température de la pièce..... 109

Figure 6-7: Illustration par DAPI (à gauche) et CY3 (à droite) de l'effet du chlore sur la viabilité de la souche *E.coli* avant chloration (A et B), après chloration avec 0,5 mg $Cl_2$/L pendant 2 min (C et D), après 24 heures d'incubation (E et F), après 48 heures d'incubation (G et H), après 5 jours d'incubation (J et K).....112

Figure 6-8: Comparaison des comptes totaux (DAPI et BLT), des comptes viables .... 113

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

| | |
|---|---|
| UFC | Unité formatrice des colonies |
| BHA | Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies |
| ONPG | Ortho-Nitrophenyl-ß-D- Galactopyranoside |
| U.S.EPA | United States Environmental Protection Agency |

## LISTE DES ANNEXES

Annexe A Résultats bruts des campagnes d'échantillonnages à l'entrée et à la sortie des réservoirs pendant l'été 1998

Annexe B Résultats bruts de la première campagne d'échantillonnage dans les réservoirs McTavish (juin 1998)

Annexe C Résultats bruts des paramètres physico-chimiques et bactériologiques d'une la deuxième campagne d'échantillonnage (septembre 1998)

# CHAPITRE 1

# INTRODUCTION

## 1.1 Mise en contexte

Les réseaux de distribution sont constitués d'un ensemble de conduites principales et de conduites secondaires qui permettent d'acheminer l'eau traitée vers les consommateurs. Le refoulement de l'eau dans les différentes zones du réseau de distribution est assuré par des stations de pompages. Cependant, avant d'arriver au robinet du consommateur, l'eau est souvent stockée dans des réservoirs. Ceux-ci ont pour fonction d'assurer un fonctionnement permanent de l'usine tout en permettant de fournir une quantité d'eau nécessaire même durant les périodes de forte demande notamment en cas d'incendies, de panne à la station de traitement (panne d'électricité ou bris de conduites), et de réduire les variations de pression dans le réseau (Brière, 1994).

L'objectif principal des producteurs d'eau est de fournir aux consommateurs une eau qui soit de meilleure qualité possible. Pendant des années, les réservoirs d'eau potable ont été considérés comme ayant peu ou pas d'effet sur la qualité de l'eau distribuée. Or, des études récentes effectuées sur les réservoirs d'eau fermés et ouverts ont montré que ces derniers peuvent jouer un rôle important dans la dégradation de la qualité de l'eau. Amblard *et al.*, (1996), constatent que la densité microbienne est nettement plus élevée dans l'eau d'un réservoir ($0{,}8 \times 10^6$ bactéries/ml) que dans l'eau à son entrée ($0{,}15 \times 10^6$ bactéries/ml ). De même, Laurent, (1995) mentionne que la biomasse bactérienne est 2,4 plus élevée dans un réservoir de la banlieue parisienne que dans le réseau. Durant une

étude faite aux Etats-Unis sur la détection des protozoaires dans six réservoirs d'eau potable ouverts, LeChevalier *et al.*, (1997) rapportent que le nombre de protozoaires est significativement plus élevé à la sortie du réservoir qu'à son entrée. Ces résultats suggèrent que les réservoirs sont vulnérables à la contamination microbienne et peuvent constituer des lieux privilégiés de développement de communautés de micro-organismes et de macro-invertébrés (van Lierbo *et al.*, 1997 ; Schreiber and Schoenen, 1994 ; Gauthier et *al.*, 1996). Cette détérioration est problématique car elle peut entraîner :

- le développement de bactéries hétérotrophes et coliformes dans le réseau à des densités supérieures aux normes de potabilité si les reviviscences sont importantes.
- le développement d'une chaîne trophique susceptible de conduire à la prolifération d'organismes macroscopiques, dont la présence est incompatible avec les exigences esthétiques d'une eau potable. De plus, il a été constaté que ces organismes protègent les micro-organismes qui les recouvrent de la désinfection et leur servent également de moyen de transport dans le réseau (Geldreich, 1990)
- des plaintes des consommateurs au niveau des goûts et des odeurs, car la présence trop élevée de bactéries peut détériorer les qualités organoleptiques de l'eau distribuée.

### 1.2. Présentation des réservoirs d'eau potable de la Ville de Montréal

Le réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Montréal compte sept réservoirs répartis dans les six zones de distribution du territoire. La délimitation des différentes zones est réalisée selon l'élévation, les variations d'altitude étant importantes à Montréal. Pour équilibrer les pressions et les débits d'eaux dans les différentes zones

du réseau de distribution la présence des réservoirs et des stations de pompage est nécessaire. La figure 1.1 présente le plan d'une partie du réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Montréal.

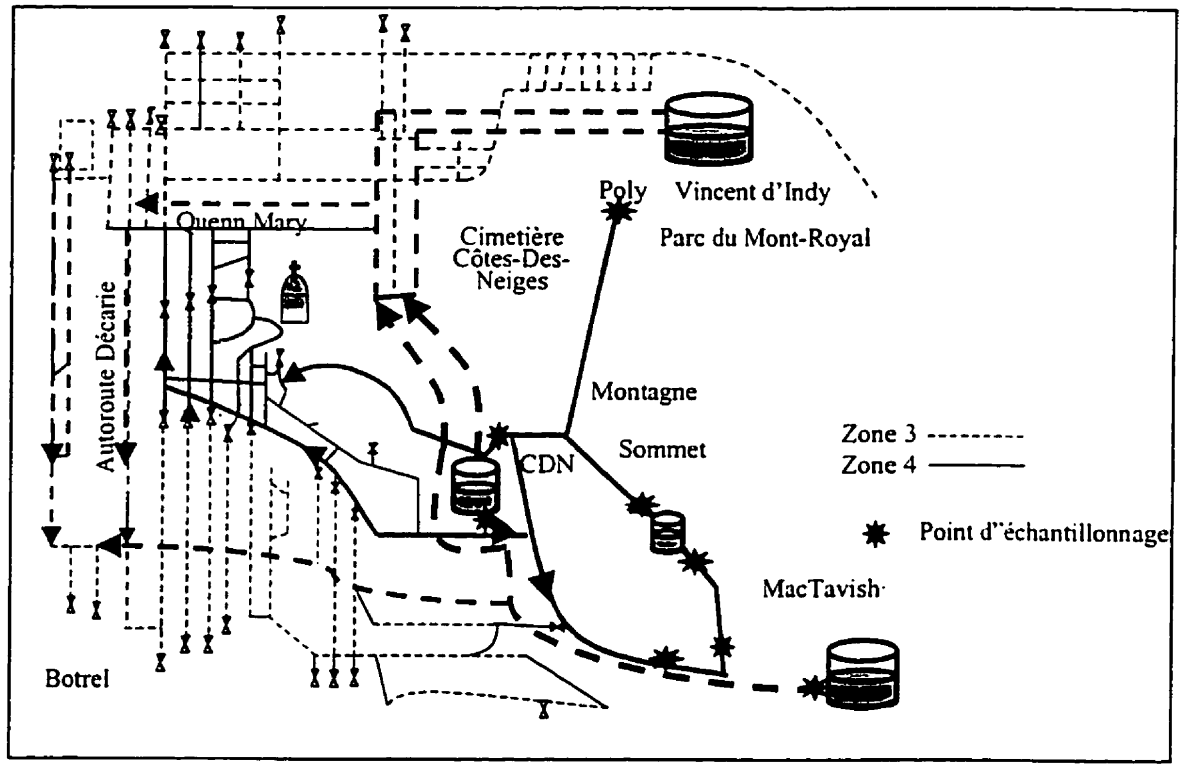



Figure 1-1: Plan d'une partie du réseau de la Ville de Montréal et position des trois réservoirs

Au cours des dernières années, la détection de bactéries coliformes est devenue importante dans certaines zones du réseau, surtout pendant la période estivale. Il s'agit des zones 3, 4 du réseau de distribution. Ces zones incluent seulement 28,5% du nombre de stations d'échantillonnage mais, 40 % du nombre total d'épisodes positifs en

coliformes y ont été détectés. De plus, 44,5% du nombre total d'avis d'ébullition émis sur l'ensemble du réseau concernent ces deux zones.

Généralement, la présence de bactéries en nombre important dans les réseaux de distribution est souvent attribuée à un défaut de traitement à l'usine ou à une post-contamination en aval de l'usine de traitement, et jusqu'à présent, les principaux réservoirs d'eau potable de la Ville de Montréal ont toujours été considérés comme neutres ou ayant peu d'effet sur la qualité de l'eau qui y transite. Pour cette raison, aucune étude portant sur les conséquences qualitatives du transit de l'eau dans ces réservoirs n'a été entreprise à ce jour.

### 1.3. Objectifs du projet

La présence sporadique de coliformes observée dans certaines zones du réseau de la Ville de Montréal, pourrait-elle être due à une dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs?

Pour vérifier cette hypothèse, des études ont été entreprises par la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique en collaboration avec la Ville de Montréal sur les réservoirs localisés dans les zones concernées (3 ; 4) afin de mieux comprendre leur fonctionnement et de quantifier leur impact sur la qualité de l'eau distribuée.

De façon plus précise, les objectifs de cette étude qui se déroule sur les réservoirs d'eau potable de la ville de Montréal sont les suivants :

- mieux comprendre les conditions hydrauliques dans les réservoirs
- comprendre et expliquer l'évolution des paramètres physico-chimiques et microbiologiques à l'intérieur et entre l'entrée et la sortie des réservoirs

- Identifier les principales causes de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs et estimer leur impact sur l'eau distribuée
- Proposer des mesures correctrices

# CHAPITRE 2

# REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

## 2.1 Types de réservoirs

Les réservoirs d'eau potable utilisés dans les réseaux de distribution sont généralement de deux types : ouverts ou fermés.

### 2.1.1 Les réservoirs ouverts

Ils sont constitués par des réserves d'eau de rivières ou de lacs servant à l'approvisionnement humain et sont le plus souvent localisés près des stations de traitement. Ce type de réservoir est beaucoup plus fréquent en Amérique du Nord et dans certains pays d'Europe de l'Est. Ces réservoirs sont très sensibles à la contamination microbienne parce qu'ils sont exposés aux éléments naturels (animaux, terres, humains, air). La prolifération d'algues microscopiques et de bactéries filamenteuses y est généralement fréquente à cause de la présence de lumière et de nutriments. De plus, ces réservoirs sont souvent contaminés par des oiseaux ou des mammifères qui y déposent leurs excréments contaminés par des microorganismes pathogènes. Plusieurs cas de contamination des eaux de réservoirs par les salmonelles ont été rapportés dans certaines régions des Etats Unis (Geldreich,1990).

Il a été montré que certains oiseaux, sans être eux-mêmes infectés, sont porteurs du protozoaire *Cryptosporidium,* et peuvent donc facilement contaminer l'eau distribuée avec leurs excréments (LeChevallier *et al.,* 1997). Les micro-organismes peuvent également s'introduire dans les réservoirs ouverts à travers la poussière et les débris transportés par le vent.

### 2.1.2 Les réservoirs fermés

Les réservoirs fermés constituent le deuxième type de réservoir rencontré dans les réseaux de distribution. Certains de ces réservoirs sont élevés (château d'eau) et d'autres sont construits au niveau du sol. Ils peuvent avoir des formes très variées (carrées, rectangulaires, cylindriques, ovoïdes, prismatiques, etc.) et sont mieux protégés que les réservoirs ouverts. Ces réservoirs sont localisés dans les différentes zones de pression du réseau. Ils sont plus ou moins loin des stations de traitement et l'eau qui y séjourne est à l'abri de la lumière. Cette étude porte essentiellement sur ce type de réservoir.

## 2.2 Principales causes de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs fermés

### 2.2.1 Intrusion directe

Bien qu'ils soient mieux protégés que les réservoirs ouverts, les réservoirs fermés restent sensibles à la contamination par des microorganismes véhiculés par l'air ou par les eaux de pluie qui peuvent pénétrer directement à travers les ouvertures aménagées sur les toits ou à travers les murs présentant des défauts d'étanchéité. Les micro-organismes peuvent également être introduits dans ces réservoirs à partir des eaux d'infiltration de surface. Les microorganismes pathogènes retrouvés dans les réservoirs d'eaux potables peuvent également provenir de l'usine de traitement si l'étape de désinfection finale n'a pas été effectuée correctement où si elle est insuffisante.

### 2.2.2 Colonisation interne

La colonisation bactérienne aux sein des réservoirs contribue à la dégradation de la qualité de l'eau qui y transite. Cette colonisation est influencée par :

- **les conditions hydrauliques**

La maîtrise du comportement hydraulique des réservoirs présents au sein du réseau de distribution est essentielle afin d'éviter la dégradation de la qualité de l'eau qui y transite. Il a été montré que la configuration du réservoir, sa localisation et le mode d'écoulement de l'eau à l'intérieur de celui-ci peuvent influencer la qualité de l'eau qu'il contient (Grayman et Clark, 1993).

Théoriquement, on s'attend à ce que toute eau qui pénètre dans un réservoir y séjourne pendant un temps théorique égal au volume divisé par le débit. Cependant, si la géométrie du réservoir n'a pas été conçue afin de permettre un écoulement piston de l'eau, des passages préférentiels peuvent se créer et entraîner l'apparition de zones mortes où l'eau peut stagner (Haslay et Leclerc, 1993). Cette stagnation de l'eau n'est pas souhaitée dans le réservoir, car elle favorise le dépôt des particules en suspension (Gauthier et al, 1997), et permet également la formation des biofilms sur les parois des réservoirs (Geidreich, 1990). Cette situation peut contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau au sein des réservoirs.

- **le temps de séjour**

L'étude des paramètres biologiques montre que l'augmentation du temps de séjour d'une eau dans un réseau de distribution ou un réservoir entraîne une dégradation de sa qualité. Les principaux signes de dégradation liés aux temps de séjour se traduisent

le plus souvent par une diminution de la concentration du désinfectant résiduel, une augmentation du nombre de bactéries planctoniques, et l'augmentation des concentrations de sous-produits de désinfection (Haslay et Leclerc, 1993).

Selon Grayman et Clark, 1993, le temps de séjour de l'eau serait le principal facteur responsable de la dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs. En effet, la diminution du désinfectant résiduel dans les réservoirs est un processus chimique qui est lié au temps de séjour de l'eau. Braekman *et al.*,(1995) constatent que dans les réservoirs, les temps de séjour de l'eau peuvent être relativement plus élevés que dans le reste du réseau, ce qui entraîne une réduction de la concentration en chlore libre en dessous du seuil permettant de contrôler la croissance bactérienne. De même, Kerneis *et al.*, (1995) montrent que les réservoirs qui présentent des temps de séjour de l'eau élevés ont un impact significatif sur la densité des bactéries hétérotrophes. Les concentrations de coliformes qui y sont mesurées sont généralement associées à l'absence ou à la faible concentration de désinfectant résiduel (LeChevalier, 1990). De plus, l'augmentation du temps de séjour de l'eau favorise la prolifération bactérienne et la dégradation des propriétés organoleptiques de l'eau (odeur, goût, et couleur) (Boulos et *al*, 1996).

- **les matériaux**

Plusieurs auteurs rapportent que la colonisation bactérienne dans les réseaux de distribution peut être influencée par la nature du matériau utilisé (Sonntag, 1986 ; Boudouresque, 1988). En effet, les bactéries peuvent se développer sur tous les matériaux utilisés dans la fabrication des conduites et des réservoirs (joints d'étanchéité, lubrifiants, matières plastiques, béton, ciment, fonte etc.) et représenter une source de

contamination et de dégradation de la qualité de l'eau traitée (Geldreich, 1990). Cependant, certains types de matériau se prêtent plus facilement à la colonisation que d'autres. Ainsi, il a été observé que les conduites de plastiques en PVC relarguent du carbone organique assimilable (COA) qui favorise la croissance des bactéries (van der Kooij et al., 1982). De plus, les mastics et les pâtes à joints servant à assurer l'étanchéité des revêtements de réservoirs et de conduites sont également utilisés comme support nutritionnel par certains microorganismes pour croître et se multiplier. Cette recroissance bactérienne peut aboutir à la formation des biofilms qui peuvent être colonisés par des bactéries coliformes (Braekman et *al*, 1995). Il est rapporté que certaines bactéries pathogènes opportunistes telles que *Entérobacter clocae, Aeromonas hydrophila, Legionella pneumophilia,* sont capables de survivre dans les réseaux de distribution en colonisant les biofilms et en utilisant une source de nutriment limitée (Geldreich, 1991 ; Principe et *al.*, 1995). Warnecke et *al*, (1996 ) ont démontré que les bioflms peuvent agir comme réservoir de bactéries pathogènes. En effet, ils ont constaté durant des essais effectués au laboratoire, que la bactérie pathogène *Salmonella thyphimurium* pouvait résister longtemps à des faibles concentrations de désinfectant et se reproduire sous des conditions optimales dans un bioflm. L'ordre décroissant des matériaux favorisant la croissance bactérienne est le suivant : fonte, acier galvanisé, ciment, acier inoxydable, et polycarbonate (Geldreich, 1990).

- **Influence de la température**

Dans les réseaux de distribution, la température joue un rôle important dans le développement des microorganismes. Divers auteurs remarquent que la température de

l'eau traitée est un facteur déterminant dans le phénomène de recroissance bactérienne. En effet, des augmentations de la flore bactérienne dans l'eau distribuée et la fréquence d'apparition des coliformes sont observées lorsque la température de l'eau est supérieure à 15 °C (LeChevallier et *al.*, 1991 ; Camper et *al.*, 1991). Cette recroissance bactérienne en période de fortes températures serait due à la diminution de la concentration du désinfectant dans l'eau. En effet, la cinétique de décroissance des désinfectants est beaucoup plus rapide lorsque la température de l'eau est élevée.

- **Influence des sédiments**

Les réservoirs d'eau potable représentent des lieux de dépôt et d'accumulation de plusieurs types de particules. L'origine de ces particules peut être soit exogène (introduction avec l'eau d'alimentation, ou par des pollutions extérieures), ou endogène (érosion ou corrosion de la surface du matériau constituant le réservoir, précipitation des matières dissoutes ou croissance biologique) (Gauthier et *al.*, 1999).

Les particules de matière qui se déposent dans le fond des réservoirs peuvent détériorer la qualité de l'eau distribuée. Une des conséquences de cette détérioration est la modification des propriétés organoleptiques de la qualité de l'eau traitée (problèmes de turbidité, de couleur et de goût). De plus, la présence d'organismes invertébrés dans les réseaux de distribution est souvent associée aux dépôts de particules. En effet, ces organismes ont une grande affinité pour la phase sédiment, car pour se multiplier dans les systèmes de distribution les invertébrés ont besoin de nourriture, et les bactéries qui ont elles-mêmes une grande affinité pour les sédiments, forment la base de cette chaîne alimentaire (van Lieverlo et *al*, 1997). Il faut cependant noter que le développement de

cette chaîne trophique de macroinvertébrés dépend de la disponibilité de la fraction biodégradable de la matière organique présente dans les sédiments. Il est constaté que la multiplication des bactéries et des invertébrés est limitée lorsque la matière biodégradable est peu disponible (van Lieverlo et *al*, 1997). De plus, étant dans les sédiments, les bactéries et les invertébrés sont protégés vis-à-vis des désinfectants. Cet attachement leur procure une protection contre l'inactivation par les désinfectants et aussi un support de transport dans le réseau durant la remise en suspension (Herson et *al.*, 1987). D'autre part, on constate que certains invertébrés peuvent ingérer des bactéries pathogènes et les protéger de l'inactivation par le chlore (Lévy et *a*l., 1986). Les invertébrés couramment rencontrés dans les réseaux de distribution incluent les crustacés, les protozoaires, les nématodes, les mites d'eau et les larves d'insectes. van Lieverlo et *al*, (1997) ont également trouvé des vers oligochètes, des *Asellus*, des larves de copépodes et des cladocères, dans la plupart des 36 systèmes de distribution étudiés en aux Pays Bas.

La remise en suspension des sédiments présents dans les réservoirs et dans les conduites peut conduire à la contamination microbiologique de l'eau traitée. Ce phénomène, provoqué par des changements de régime d'écoulement peut conduire à une augmentation de la concentration des bactéries supérieure aux normes, dans l'eau distribuée (Gauthier et *al.*, 1997).

# CHAPITRE 3

# MATERIELS ET METHODES

## 3.1 Description des réservoirs étudiés

L'étude est menée sur trois réservoirs d'eau potable situés dans les zones trois, quatre et cinq du réseau de distribution. Il s'agit des réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet.

### 3.1.1 Réservoir McTavish

Il a d'abord été construit à la fin du 19 ème siècle (1878) et reconstruit en 1948, pour répondre aux besoins croissants de la population. Ce réservoir, est situé dans la zone de distribution n° 1 du réseau où l'élévation se situe entre 30 et 85 m (figure 1). Cette zone occupe la partie Sud du réseau de Montréal et est limitée au sud et au sud-est par une ligne variant du niveau de 30 m à celui de 45 m. Le réservoir Vincent d'Indy, situé dans la zone de distribution n° 2 permet d'équilibrer les pressions et les débits.

Alimenté par les usines Atwater et Charles-J Des Baillets, le réservoir McTavish a une capacité de 150 000 $m^3$, et est divisé en six cuves (figure 3.1). L'alimentation de ce réservoir est assurée par cinq conduites principales: des conduites de 37 mm (60 pouces) et 1200 mm (48 pouces) alimentent respectivement les cuves 4 et 5. Les deux principales conduites de succion (sortie des réservoirs) sont branchées sur les cuves 1 et 6 du réservoir. Au réservoir McTavish, se trouve une station de pompage constituée de dix pompes qui permettent d'alimenter la zone de distribution no 2 et 3 du réseau. Du réservoir McTavish part une autre conduite maîtresse de 22 mm (36 pouces) qui

alimente la troisième zone de distribution du réseau où est situé le réservoir Côtes-des-Neiges.

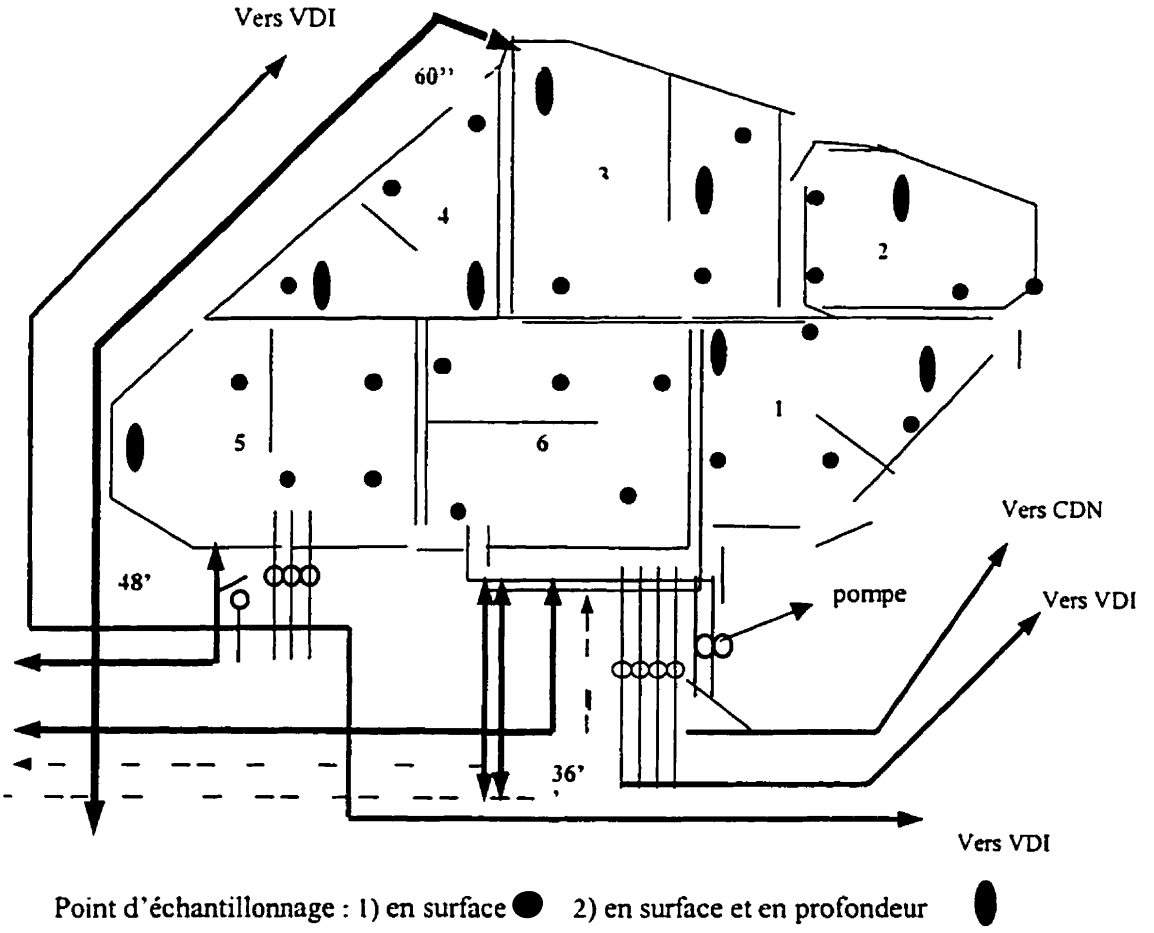



Figure 3-1 : Structure du réservoir McTavish

### 3.1.2 Réservoir Côte-des-Neiges

Le réservoir Côtes-Des-Neiges a un volume de 32 000 $m^3$ et est localisé dans la troisième zone du réseau de distribution. Cette zone comprend la partie de l'île de Montréal entourant le Mont-Royal, entre les niveau d'élévation 85 m et de 115 m. Elle

est alimentée par la station de pompage McTavish et le poste Édouard Mont-Petit situé au réservoir Vincent d'Indy.

Composé de deux cuves plus ou moins rectangulaires, le réservoir Côte-des-Neiges est muni de plusieurs chicanes qui permettent de réduire l'importance des zones mortes et qui favorisent un écoulement uniforme dans toutes les parties du réservoir (figure 3.2).

En fonctionnement normal, le réservoir Côtes-des-Neiges est alimenté par une conduite maîtresse de 900 mm (36 pouces) de diamètre provenant de la station de pompage McTavish.

Au réservoir Côte-des-Neiges, se trouve une autre station de pompage constituée de quatre pompes d'où partent quatre conduites qui permettent de refouler l'eau vers les réservoirs Sommet et Montagne (deux pompes vers chacun). Cependant, les quatre pompes de la station ne fonctionnent pas nécessairement en même temps: au moins une pompe sur quatre est toujours en arrêt. Une deuxième conduite maîtresse de 900 mm (36 pouces) allant vers le réservoir Vincent d'Indy, passe à travers la station de pompage de Côtes-Des-Neiges et permet d'alimenter une grande partie de la troisième zone de distribution.

Il arrive que les pompes vers la station Côtes-des-Neiges soient mises hors service pour des raisons d'entretien. Dans ce cas, l'alimentation en eau du réservoir Côtes-des-Neiges est assurée par les pompes situées au réservoir Vincent d'Indy à travers la conduite de 900 mm (36 pouces). Les conduites d'entrée et de sortie n'étant plus les mêmes, des changements peuvent donc être observés au niveau de la vitesse et de la direction des

flux à l'intérieur du réservoir. Ce mode de fonctionnement a d'ailleurs été observé durant les campagnes d'échantillonnage qui ont eu lieu durant le mois de juin 1998.

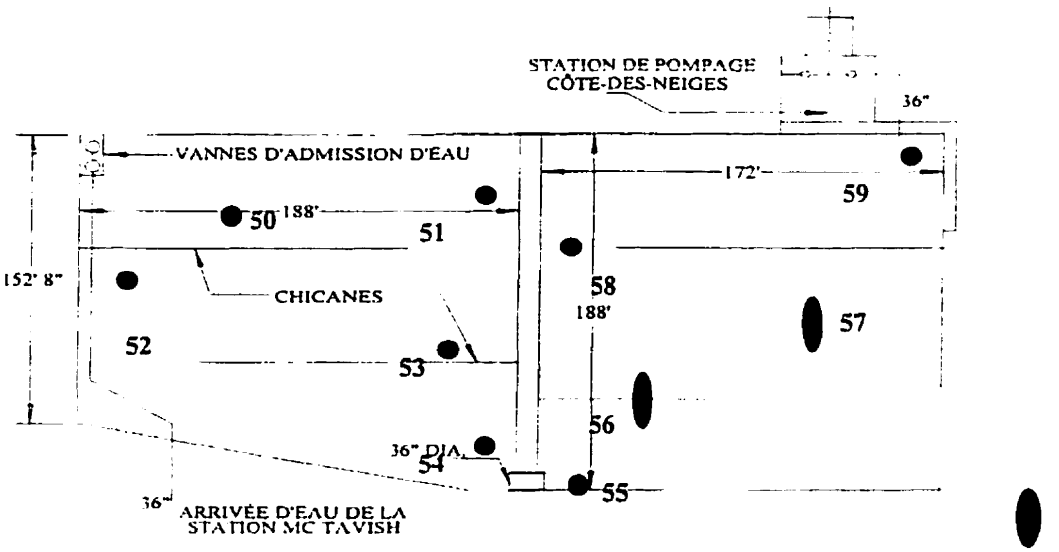



Figure 3-2 : Structure du réservoir Côtes-des-Neiges

### 3.1.3 Réservoir sommet

Avec une capacité de 14 000 m³, ce réservoir est situé dans la quatrième zone du réseau de distribution comprenant la partie de la ville de Montréal située sur le mont Royal, entre les élévations 115 mètres et 170 mètres. Il est constitué de deux cuves rectangulaires, et l'eau y est amenée via le réservoir Côtes-Des-Neiges à travers une seule conduite, servant également à vider le réservoir (Figure 3.3). La plupart du temps, l'eau transite dans la conduite et n'entre pas dans le réservoir. De plus, il y a un mélange entre l'eau à l'entrée du réservoir et l'eau qui s'y trouve. La station de pompage Côtes-Des-Neiges permet également d'alimenter la cinquième zone de l'île de Montréal, située sur le mont Royal au-dessus du niveau d'élévation 170 mètres via le réservoir montagne.

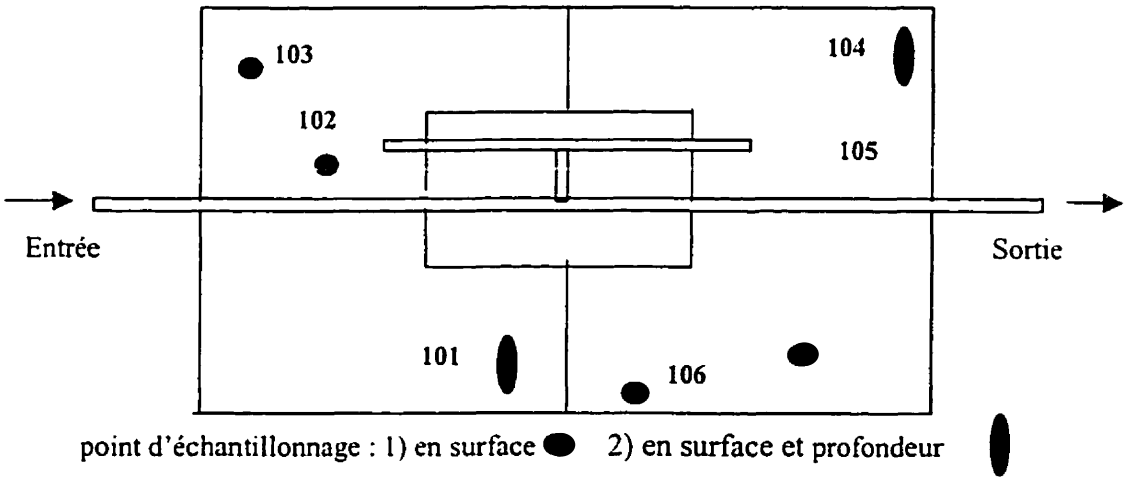



Figure 3-3: Structure du réservoir Sommet

## 3.2 Echantillonnage périodique à l'entrée et à la sortie des réservoirs

### 3.2.1 Choix des points d'échantillonnage

Une seule station de prélèvement est choisie au réservoir McTavish (McT-OUT). Elle est localisée à la sortie de l'une des pompes (l'entrée du réservoir étant inaccessible durant la période de l'étude). Quatre stations d'échantillonnage ont été choisies au réservoir Côtes-des-Neiges. La première station (CDN-IN) est située sur la conduite d'alimentation venant du réservoir McTavish. La seconde (CDN-VDI) est localisée sur la conduite allant vers le réservoir Vincent-d'Indy, et les deux dernières (CDN-Som) et (CDN-Mont) sont situées en aval des chlorateurs automatiques, sur les conduites alimentant respectivement les réservoirs Sommet et Montagne. La figure 3.4 présente l'emplacement des différents points de prélèvement au réservoir Côtes-des Neiges.

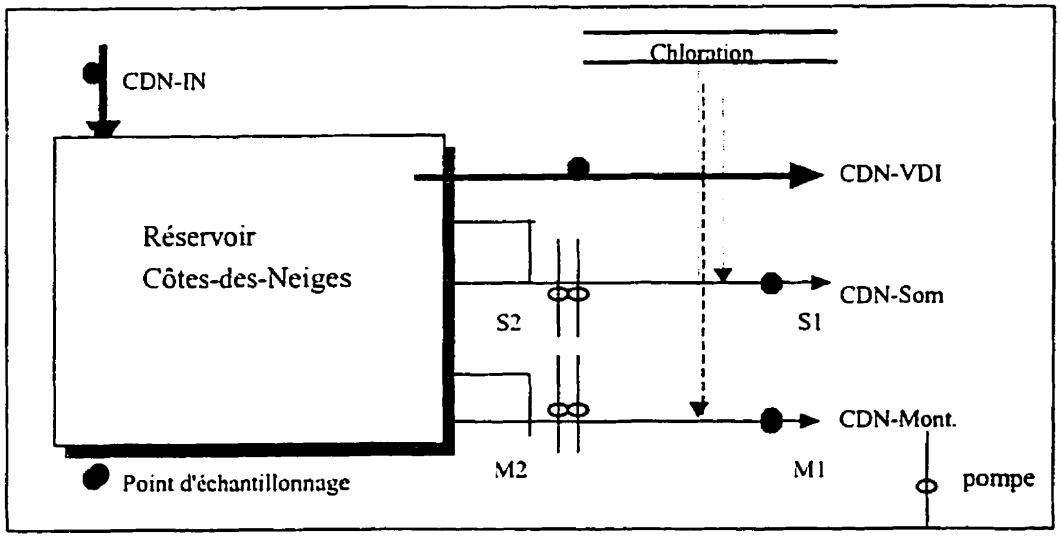



Figure 3-4: Emplacement des points d'échantillonnage au réservoir Côte-des-Neiges

Le réservoir Sommet étant pourvu d'une seule conduite servant à la fois à l'entrée et à la sortie de l'eau, les prélèvements sont effectués sur les deux points d'échantillonnage considérés comme entrée (SOM-IN) et sortie (SOM-OUT) du réservoir (Figure 3.3).

### 3.2.2 Procédure d'échantillonnage

Lors de chaque campagne, l'eau est prélevée aux différents points au moyen d'un tube de téflon raccordé à un arrêt de corporation. A certaines stations, lorsque l'écoulement n'est pas continu, la prise est ouverte à l'aide de pinces, et le système est purgé 10 minutes avant d'effectuer le prélèvement. Seules les mesures de température, de chlore libre et total sont effectuées sur place. Les autres échantillons sont transportés dans des glacières et analysés le jour même au laboratoire.

Avant chaque échantillonnage, le matériel utilisé pour les analyses est préparé : pour les analyses physico-chimiques, les bouteilles en plastiques Nalgène de 125 ml ou de 250 ml sont lavées avec du savon, puis rincées 3 fois à l'eau déminéralisée. Pour l'analyse des paramètres microbiologiques, les flacons en plastique de 1 litre sont stérilisés à l'autoclave (15 min) et 1 ml de thiosulfate de sodium 10% permettant de neutraliser le résiduel de chlore est ajouté.

Les paramètres analysés ainsi que les méthodes standards utilisées sont résumés au tableau 3.1.

Tableau 3-1 : Paramètres étudiés et méthodes analytiques

| Paramètres | Méthodes analytiques | Références |
|---|---|---|
| Température, pH et Turbidité | | APHA et al., (1998) |
| Chlore résiduel et Chlore total | Méthode colorimétrique à la DPD | APHA et al., (1998) |
| COD et CODB | Filtration sur 0,22 µm et oxydation UV-Persulfate | Servais et al., (1987) |
| BHA | Filtration sur membrane (incubation R2A, 20° C, 7d) | APHA et al., (1998) |
| Comptes totaux | Microscope à épifluoresence (BacLight™) | Boulos et al., (1999) |
| Coliformes totaux | Filtration sur membrane (incubation M-T7 et M-Endo 35°C, 24 h) Confirmation (Oxydase, Colilert, glucose) Identification (API 20E Biomérieux) | APHA et al., (1998) |

#### 3.2.2.1 Description des méthodes analytiques

Les méthodes non standards qui ont été utilisées sont décrites ci-dessous.

- **Carbone organique dissous (COD) et le carbone organique dissous biodégradable (CODB)**

Le COD a été dosé oxydation au persulfate sous rayon ultra-violet après élimination du $C0_2$ (Total Carbon Analyser Dorhman 180). Le CODB a été dosé selon la méthode décrite par Servais et *al.*, (1987). L'échantillon dont on veut déterminer la teneur en CODB est stérilisé par filtration sur une memebrane Millipore de 0,22 µm de porosité, ensuite on ajoute un inoculum de bactéries. Le CODB est mesuré par différence entre la concentration du COD en début et en fin d'une incubation de 30 jours.

- **Dénombrements des bactéries totales et viables par *Bac*Light™**

Les comptes totaux et viables ont été dénombrés en utilisant le *Bac*Light™ Kit fournie par Molecular Probes. Les deux colorants BacLight™ (SYTO 9 et le propidium iodide) ont d'abord été dissous dans du DMSO. La solution stock a été constituée en mélangeant 300 µl de chaque colorant, puis conservée à - 20 °C. Un volume de 3µl est ajouté èa 1 ml d'échantillon et incubé à l'abri de la lumière pendant 15 min. Après incubation, l'échantillon est filtré à travers une membrane en polycarbonate noire de 0,22 µm de porosité (Millipore) puis rincée avec de la saline (0.85%). Ensuite la membrane est montée entre lame et lamelle et observée au microscope à épifluosrescence avec l'huile à immersion *Bac*Light™.

### 3.2.3 Description de l'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des réservoirs

Les campagnes d'échantillonnage visant à étudier l'évolution de la qualité de l'eau entre l'entrée et à la sortie des différents réservoirs ont été effectués sur une base hebdomadaire. Elles ont débuté en mars 1998 sur le réservoir Côtes-des-Neiges, et se sont poursuivis en été, pour les réservoirs McTavish et Sommet.

Le tableau 3.2 présente la liste des différentes campagnes d'échantillonnage effectuées durant le printemps et l'été 1998.

Tableau 3-2 : Campagnes d'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant le printemps et l'été 1998

Date d'échantillonnage

| ***Printemps 1998*** | 3/3 | 12/3* | 19/3 | 26/3 | 31/3 | 9/4 | 16/4 | 20/4 | 29/4 | 5/5 | 15/5 | 22/5 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Abréviation | | | | | | | | | | | | | |
| CDN-IN | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | | |
| CDN-VDI | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| CDN-Som | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | |
| CDN-Mont | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | |
| ***Été 1998*** | | | | | | | | | | | | | |
| | 10/6 | 23/6* | 2/7 | 8/7 | 22/7 | 29/7 | 4/8 | 13/8 | 19/8 | 26/8 | 8/9 | 9/9 | 24/9 |
| McT-OUT | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| CDN-IN | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | | x | |
| CDN-VDI | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | | x | |
| CDN-Som | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | | x | |
| CDN-Mont | x | x | x | x | x | x | | x | | | | | |
| SOM-IN | | x | x | x | x | x | | | x | x | | | |
| SOM-OUT | | x | x | x | x | x | | | x | x | | | |

x : échantillonnage * Sens d'écoulement McT-VDI-CDN

### 3.2.4 Prélèvement des niveaux d'eau et des débits de pompage

Afin d'étudier l'impact du fonctionnement hydraulique des différents réservoirs, la hauteur de l'eau (en pieds) ainsi que le débit de pompage (millions de gallons impériaux MGI) ont été également mesurés durant les différentes campagnes d'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des réservoirs

## 3.3 Description d'un échantillonnage ponctuel à l'intérieur des réservoirs

Deux campagnes ont été réalisées à l'intérieur des réservoirs. Lors de la première campagne, le réservoir McTavish a été étudié, et durant la seconde, ce sont les réservoirs McTavish, Côtes-des-neiges et Sommet qui ont été visités (Tableau 3.3). C'était la première fois depuis leur construction que des campagnes d'échantillonnage avaient lieu au sein de ces réservoirs.

Tableau 3-3 : Date et le lieu des différentes campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs

| | Date d'échantillonnage | Réservoir |
|---|---|---|
| Campagne 1 | 1, 2 et 3 /06/98 | McTavish |
| Campagne 2 | 31/08/ au 01/09/98 | McTavish |
| | 2 et 3/09/98 | Côtes-Des-Neiges |
| | 10/09/98 | Sommet |

### 3.3.1 Choix des points d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs ont débuté sur le réservoir McTavish qui comprend six cuves. Le choix des points d'échantillonnage à l'intérieur de ce réservoir s'est fait en tenant compte des profils de vitesse d'écoulement de l'eau obtenus à l'aide d'une simulation hydraulique réalisée à l'aide du logiciel

SERUM développée par la compagnie TAXE Inc.(voir figure 3.5). A partir de là, trois solutions étaient possibles quant aux choix des points:

1) prélever aux endroits où l'eau circule avec une vitesse élevée, 2) prélever là où l'eau ne circule quasi pas, 3) ou alors prélever aux deux types d'endroits. Cette dernière solution a été retenue, et cinq points d'échantillonnage ont été choisis dans chacune des cuves. Afin d'étudier la variation de l'eau en fonction de la hauteur, certains points ont été prélevés en surface, mais également en profondeur (2m et 4m ).

Le réservoir Côtes-des-Neiges comprend deux cuves. Les points d'échantillonnage ont été choisis en tenant compte du trajet de l'eau au sein des réservoirs, mais aussi pour échantillonner des zones où l'eau est stagnante. Cinq points ont été choisis dans chaque cuve (voir figure 3.2). Certains points ont été échantillonnés en surface, d'autres en profondeur. Au réservoir Sommet, trois points d'échantillonnage ont été choisis dans chacune des cuves (voir figure 3.3). L'eau a été prélevée en surface à certains points, mais aussi en profondeur à d'autres.

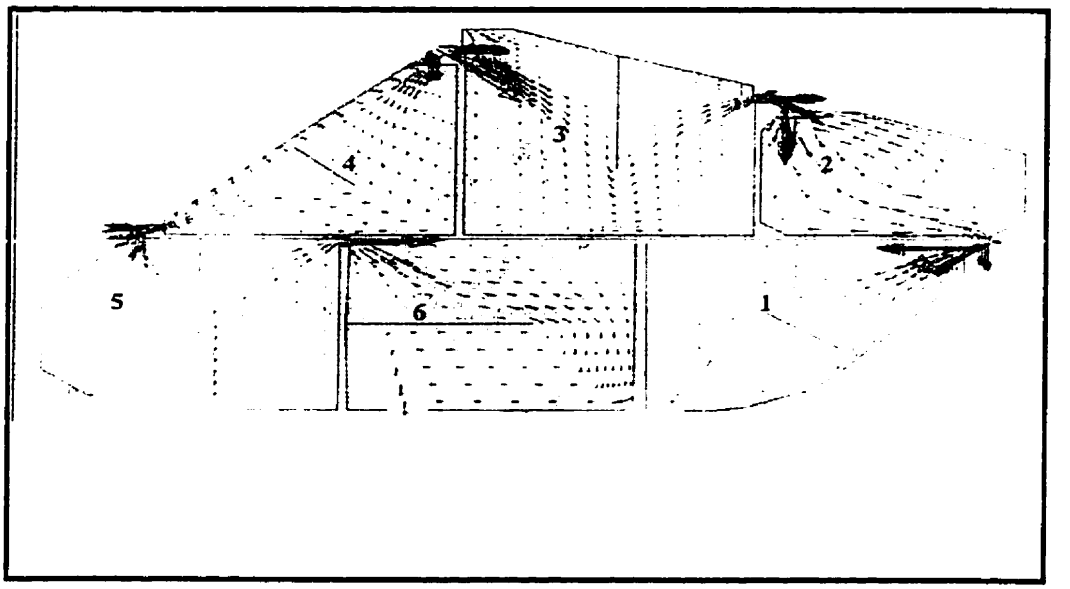
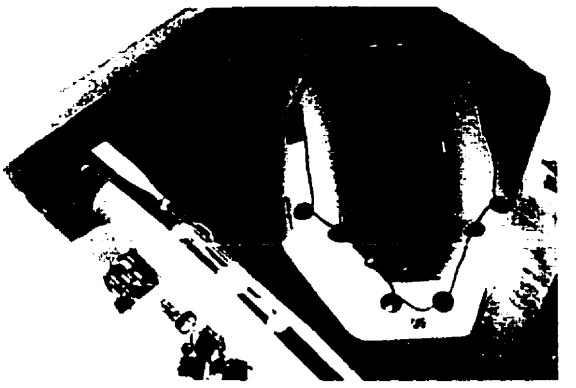



Figure 3-5 : Profils de vitesse de l'eau à l'intérieur du réservoir McTavish réalisé à l'aide du logiciel SERUM

### 3.3.2 Procédure d'échantillonnage

Les différentes campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs ont nécessité la mobilisation de deux équipes et de nombreux équipements. La première équipe était constituée par le personnel de la ville de Montréal, qui à l'aide d'une grue, a dégagé les dalles de béton couvrant l'entrée des différents réservoirs. Ensuite, elle a fourni les deux zodiacs permettant d'effectuer les échantillonnages à l'intérieur des réservoirs. La deuxième équipe, constituée par les membres de la Chaire, était chargée d'effectuer les prélèvements des échantillons. Les images de ces campagnes sont présentées à la figure 3.6.

A



B

Figure3-6 : Campagne d'échantillonnage à l'intérieur du réservoir McTavish (juin 1998). A: Enlèvement des dalles de béton couvrant l'entrée du réservoir, B: Zodiacs utilisés pour prélever des échantillons d'eau et de sédiments dans le réservoir.

Les prélèvements suivants ont été effectués :

- **Prélèvement des échantillons liquides**

Avant chaque échantillonnage, tout le matériel utilisé pour le prélèvement des échantillons est lavé et désinfecté. Les deux zodiacs sont chlorés avant d'être descendus dans les réservoirs. Le tube, le plongeur, ainsi que toute la vaisselle utilisée pour recueillir les échantillons sont trempés depuis la veille dans une solution désinfectante et rincés avant d'être utilisé. Les prélèvements liquides sont effectués en surface ou en surface et à deux profondeurs (2 m et 4 m) selon les stations. En surface, l'eau est prélevée directement dans les bouteilles stériles de 1 litre (paramètres bactériologiques) et de 250 ml (paramètres physico-chimiques). Du liquide est également prélevé dans les tubes de 125 ml pour l'analyse du COT.

Le dispositif utilisé pour le prélèvement de l'eau en profondeur est constitué d'une pompe à main et d'un vase d'expansion prolongé par un tube gradué. Le tube est descendu à la profondeur désirée, l'eau est recueillie dans le vase, puis transférée dans les bouteilles d'échantillonnage. Pour chaque point, la température de l'eau est mesurée dans le réservoir et le chlore libre et combiné à l'extérieur du réservoir. Les échantillons sont ensuite déposés dans les glacières et envoyés au laboratoire pour le reste des analyses.

- **Prélèvement des sédiments**

La procédure de prélèvement des échantillons de sédiments est semblable à celle des liquides en profondeur : le tube est descendu dans le fond du réservoir, les sédiments sont prélevés avec du liquide puis transférés dans les bouteilles stériles en verre (1L), contenant 1 ml de thiosulfate de sodium à 10 %. La quantité de sédiments prélevée dépend de l'épaisseur du dépôt présent dans le fond du réservoir, et celle-ci varie d'un point d'échantillonnage à l'autre.

- **Grattage des parois**

Les parois des réservoirs ou des piliers de soutien sont grattées sur une surface de 4 $cm^2$ environ à l'aide d'un gabarit de carton. Le dépôt raclé est déposé dans des bouteilles stériles en verre contenant 100 ml de solution saline (0,85%). Deux grattages sont effectués par cuve, pour un total de 12 pour l'ensemble du réservoir McTavish.

Lors de la seconde campagne d'échantillonnage dans les réservoirs McTavish, Côtes-Des- Neiges et Sommet, il n'y a pas eu grattage sur les parois. En outre, un dispositif (bouteille NISKIN) permettant le prélèvement de l'eau à différentes profondeurs a été

utilisé à la place de la pompe à main pour l'échantillonnage du liquide en profondeur. Le prélèvement des liquides en surface a été effectué à l'aide d'un bras extensible pour éviter de contaminer les échantillons. Pour les sédiments on a utilisé une pompe électrique à la place de la pompe à main. Le tableau 3.4 présente la liste des paramètres analysés ainsi que les méthodes utilisées lors des campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs. Le milieu m-T7 a été utilisé seulement lors de la première campagne, il a été ensuite remplacé par le milieu m-Endo lors des campagnes suivantes, parce qu'il est moins sélectif que le m-T7.

Tableau 3-4 : Méthodes analytiques utilisées sur les liquides, les sédiments le grattage de parois prélevés dans les réservoirs lors des différentes campagnes

| Paramètres | Méthodes analytiques | Références |
|---|---|---|
| | ***Échantillons liquides*** | |
| Température, pH et turbidité | | (APHA *et al.* 1998) |
| Chlore résiduel et total | Méthode colorimétrique à DPD | (APHA, *et al* 1998) |
| BHA | [1]Filtration, incubation sur R2A 35° C, 48 h [1] | (APHA, *et al* 1998) |
| Coliformes totaux | [2]Filtration, incubation sur M-T7[2],°C, 24 h | (APHA, *et al* 1998) |
| | ***Échantillons de sédiments*** | |
| Poids secs | • Agitation intense du mélange eau- sédiments, Prélèvement de 20 ml et séchage au four à 103 °C (24h). Après séchage, pesage de la proportion de solide dans 20 ml de mélange | Labo Chaire |
| COT | • Pesage de 1 g de solide, mise dans une fiole pour analyse du COT | |
| Coliformes totaux | • Agitation intense du mélange eau-sédiments Prélèvement de 20 ml de mélange + 80 ml de saline + Colilert Test, lecture après 24 h | |
| BHA | • Agitation intense du mélange eau-sédiments Prélèvement de 20 ml de mélange + 80 ml de saline. Dilution $10^{-1}$ à $10^{-4}$, incubation R2A, 7 d, 20°C | |
| | ***Parois réservoirs (échantillons de grattage)*** | |
| BHA | • Homogénéisation de l'échantillon, prélèvement de (100 ml de saline + dépôt de grattage). Dilution $10^{-1}$ à $10^{-4}$, incubation R2A,48h, 35°C | |
| Coliformes totaux | • Agitation intense du mélange eau-sédiments. Prélèvement de 20 ml de mélange + 80 ml de saline + Colilert Test, lecture après 24 h | |

1. Incubation, 7d, à 20°C lors de la 2[e] campagne. 2. M-7 a été remplacé par le M-Endo lors de la 2[e] campagne

# CHAPITRE 4

# RÉSULTATS ET DISCUSSION

La première partie de chapitre est consacrée à la description du fonctionnement hydraulique des différents réservoirs étudiés. L'évolution de la qualité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs est présentée dans la deuxième partie. Les résultats des deux campagnes d'échantillonnage réalisées à l'intérieur des réservoirs durant l'été 1998 sont présentés dans la dernière partie.

## 4.1. Influence des conditions hydrauliques sur la qualité de l'eau dans les réservoirs

Afin d'évaluer l'influence des conditions hydrauliques sur la qualité de l'eau qui transite au sein des réservoirs, nous avons analysé les variations journalières des niveaux d'eau et les débits de pompages à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant la première semaine du mois d'août et la dernière semaine du mois de septembre 1998. Ces deux périodes ont été choisies pour montrer la régularité dans la variation des niveaux d'eau. Les niveaux d'eaux dans les différents réservoirs sont relevés chaque heure. Le tableau 4.1 présente les données de niveaux d'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant le premier jour du mois d'août. On constate que les niveaux d'eau sont assez élevés dans tous les réservoirs (au moins 3 m d'eau ). De plus, on remarque que les niveaux d'eau sont plus élevés durant la nuit (période de remplissage) et diminuent le jour (période de distribution) et ceci dans tous les réservoirs.

Tableau 4-1 : Niveau d'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la journée du 1er août

| Jour/Heure 01/08/98 | McTavish Niveau(m) | Côtes-des-neiges Niveau(m) | Sommet Niveau(m) |
|---|---|---|---|
| 03:00 | 6,98 | 4,85 | 4,11 |
| 04:00 | 7,16 | 4,94 | 4,11 |
| 05:00 | 7,28 | 5,09 | 4,08 |
| 06:00 | 7,32 | 5,15 | 4,11 |
| 07:00 | 7,13 | 5,21 | 4,11 |
| 08:00 | 6,8 | 5,3 | 4,11 |
| 09:00 | 6,49 | 5,15 | 4,15 |
| 10:00 | 6,31 | 5,09 | 4,08 |
| 11:00 | 6,25 | 5 | 4,11 |
| 12:00 | 6,25 | 4,91 | 4,02 |
| 13:00 | 6,28 | 4,91 | 4,02 |
| 14:00 | 6,25 | 4,91 | 3,96 |
| 15:00 | 6,19 | 4,94 | 3,96 |
| 16:00 | 6,04 | 5 | 3,93 |
| 17:00 | 5,85 | 4,97 | 3,96 |
| 18:00 | 5,67 | 4,97 | 3,96 |

Les figures 4.1, 4.2 et 4.3 présentent respectivement les courbes de variation de niveaux d'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la première semaine du mois d'août et la dernière semaine du mois de septembre 1998.

- **Réservoir McTavish**

Le réservoir McTavish (figure 4.1) présente le niveau d'eau le plus élevé. La hauteur de l'eau varie journalièrement entre 4,9 et 7,5 m. Les cycles de remplissage et vidange sont irréguliers. Les débits d'eau entrant dans le réservoir McTavish ne sont pas

connus car plusieurs des canalisations servent à la fois au remplissage et à la distribution et ces dernières n'étaient pas équipées de débitmètres lors de cette étude. L'absence de cette information ne nous a pas permis de déterminer le temps de séjour moyen de l'eau à l'intérieur de ce réservoir.

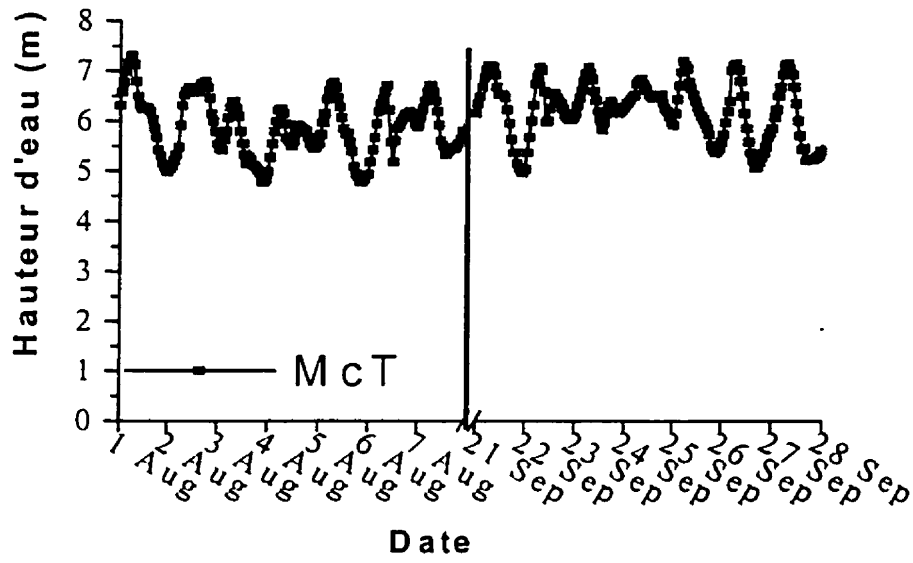



Figure 4-1 Variation journalière du niveau d'eau dans le réservoir McTavish

- **Réservoir Côtes-des Neiges**

Dans le réservoir Côtes-des-Neiges ,la hauteur de l'eau varie entre 3,6 et 5,5 m. On constate que les cycles de remplissage et de distribution sont fréquents (figure 4.2). Le temps de séjour de l'eau est de 10 heures en moyenne dans ce réservoir.

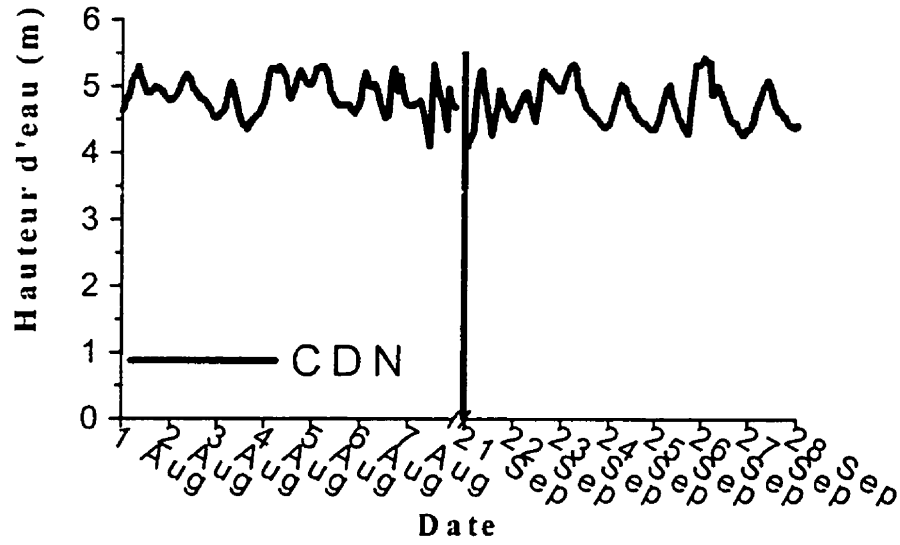



Figure 4-2: Variation journalière du niveau d'eau dans le réservoir Côtes-des-Neiges

- **Réservoir Sommet**

L'alimentation de ce réservoir est assurée par deux pompes situées à la station de pompage du réservoir Côtes-des-Neiges. L'eau pénètre dans le réservoir par une seule canalisation qui sert également au refoulement de l'eau dans la zone desservie. La hauteur de l'eau est comprise entre 3,36 m et 5,2 m. On constate que les cycles de remplissage et de vidange ne sont pas fréquents (figure 4.3). La variation des niveaux d'eau dans le réservoir Sommet est étroitement liée au mode de fonctionnement des deux pompes qui assurent son alimentation.

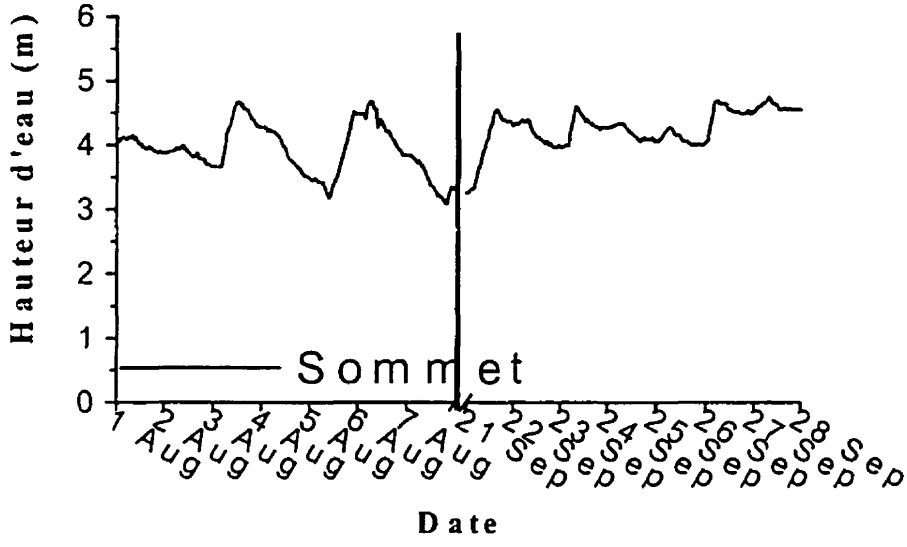



Figure 4-3 : Variation journalière des niveaux d'eau dans le réservoir Sommet

En effet, les données recueillies sur les débits de pompage et sur les variations de niveaux du réservoir Sommet durant la période du 1er au 11 août 1998 montrent que:

- une seule pompe fonctionne en mode permanent. Le fonctionnement simultané des deux pompes se produisant seulement pendant 10 à 20 % du temps.
- lorsqu'une seule pompe est en marche, le réservoir se vide tout le temps (même en période de faible demande), et la hauteur de l'eau descend jusqu'à son plus bas niveau (3,36 m). Par contre, lorsque les deux pompes sont en marche, le réservoir se remplit rapidement et atteint son niveau le plus élevé qui se situe autour de 5,2 m environ (figure 4.4).
- Le plus bas niveau de l'eau dans le réservoir Sommet correspond au deux tiers de sa capacité maximale. Cette quantité d'eau suffit pour assurer les

besoins en eau en cas de forte demande (incendies) et permet de réduire les variations de pression dans les zones desservies.

- Le temps de séjour moyen de l'eau à l'intérieur du réservoir Sommet calculé à partir des débits et des variations de niveaux a été évalué entre 5 à 10 jours environ (Gauthier *et al.*, 1999). L'eau étant un produit périssable, on peut donc s'attendre à ce que ces temps de séjour élevés au sein de ce réservoir aient un impact significatif sur la qualité de l'eau distribuée.

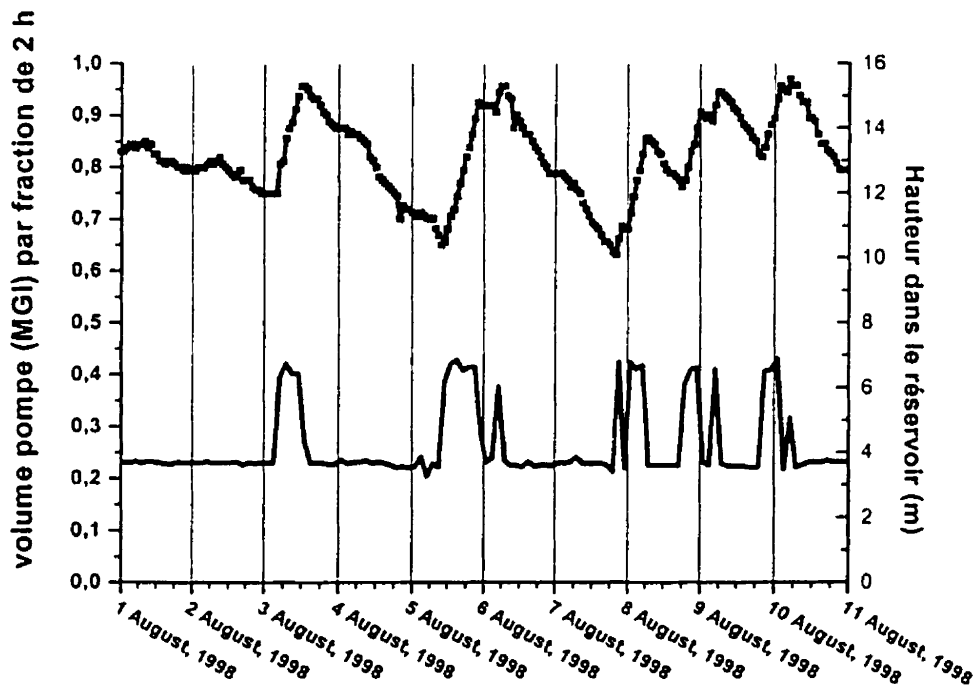



Figure 4-4 : Fonctionnement des pompes et variations des niveaux d'eau au réservoir Sommet durant les premiers jours du mois d'août 1998

## 4.2 Evolution de la qualité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs

Au cours de cette étude, nous avons suivis les paramètres physico-chimiques (température, pH, turbidité, chlore libre résiduel, COD et CODB) et microbiologiques (BHA en UFC/ml, coliformes totaux (UFC/ml) et les bactéries viables et totales en log/ml) afin de comprendre l'évolution de la qualité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs étudiés. Par la suite, des relations ont été établies entre les différents de paramètres afin d'identifier ceux qui influencent le développement bactérien au niveau des réservoirs.

Les résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées de façon hebdomadaire à l'entrée et à la sortie des réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet entre juin 1998 et septembre 1998 sont analysés dans cette partie. Les résultats bruts sont présentés à l'annexe A.

### 4.2.1 Évolution des paramètres physico-chimiques

- **Température**

La figure 4.5 présente l'évolution de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet. On constate que la température de l'eau est passée de 22 °C à 24 °C entre le mois de juillet et le mois d'août, puis est descendue à 19 °C durant le mois de septembre. Cependant, la température de l'eau reste stable tout au long de son parcours depuis la sortie du réservoir McTavish (McT-OUT) jusqu'au réservoir Sommet. Par ailleurs, on constate que la température de l'eau ne varie pas entre l'entrée et la sortie des réservoirs.

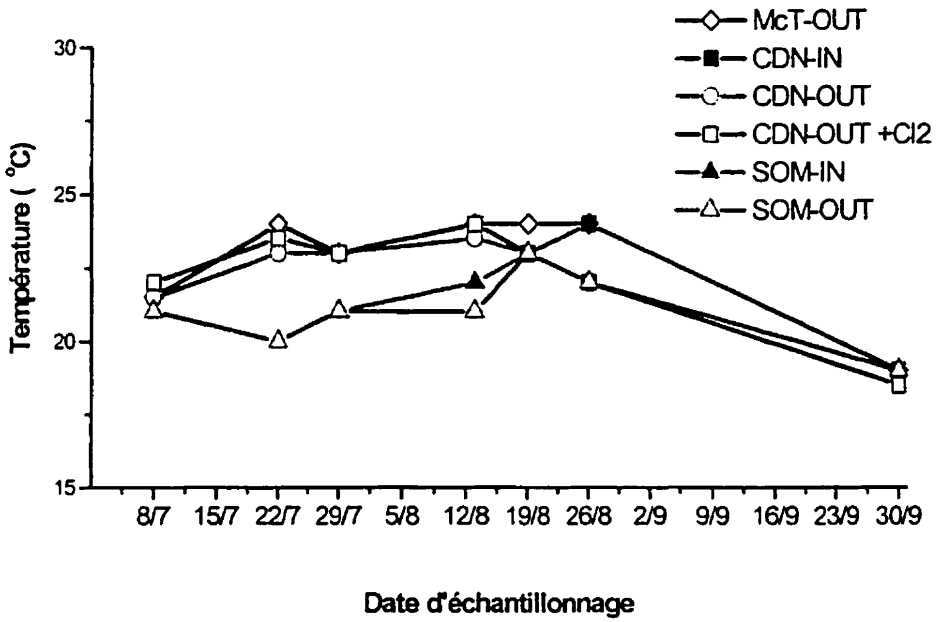



Figure 4-5 : Évolution de la température de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998

- **pH**

L'évolution du pH à l'entrée et à la sortie des réservoirs est présentée à la figure 4.6.

Dans l'ensemble, on constate que le pH de l'eau reste assez stable. Les variations observées selon les dates d'échantillonnage sont inférieures à l'unité pour l'ensemble des points d'échantillonnage, la précision de la mesure étant de ± 0,1unité de pH. Cela indique que l'eau est chimiquement stable du point de vue du pH dans le réseau.

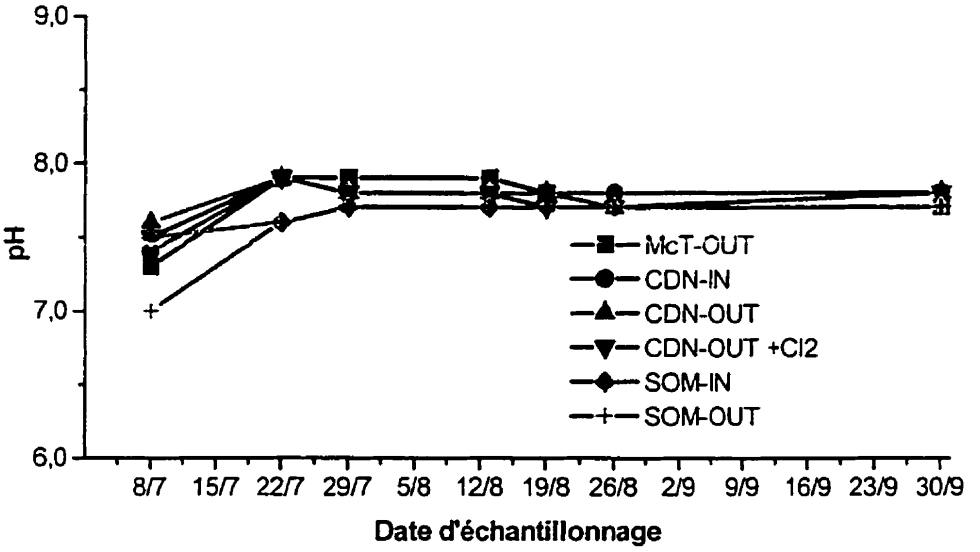



Figure 4-6 : Évolution du pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998

**Turbidité**

La figure 4.7 présente l'évolution de la turbidité à l'entrée et à la sortie des réservoirs. Aucune variation importante n'est observée en ce qui concerne la turbidité de l'eau entre l'entrée et la sortie des réservoirs. La turbidité reste relativement faible (< 0,2 UTN) pour tous les points sauf un (McT-OUT, 22/07/98). On constate cependant qu'elle est un peu plus élevée durant le mois de juillet et diminue pendant les mois d'août et septembre. Cette variation est certainement liée aux changements lors du transit dans le réseau. Néanmoins, elle reste très en dessous de la valeur dans les normes québécoises

(5 UTN) et dans les recommandations sur la qualité sur la qualité de l'eau potable (Desjardins, 1997).

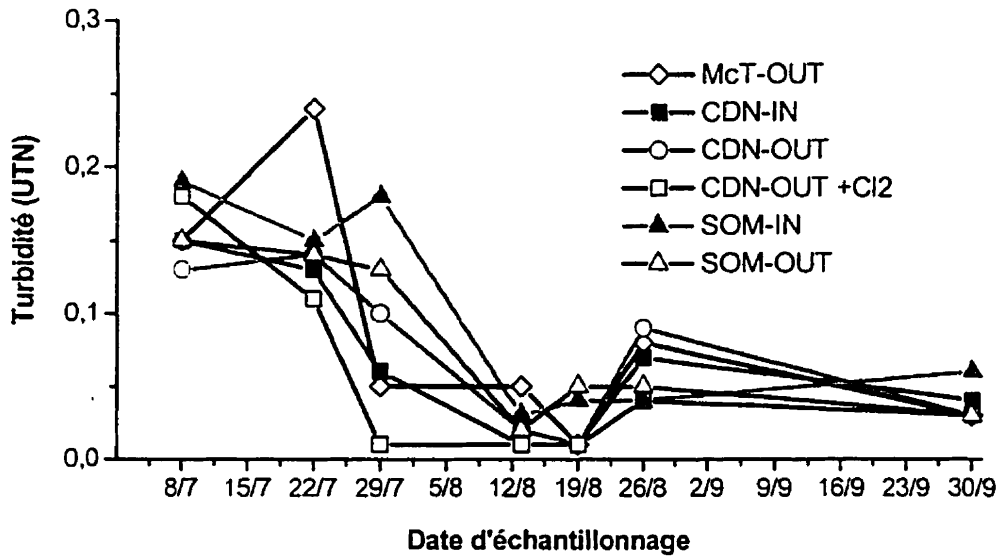



Figure 4-7 : Évolution de la turbidité de l'eau à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998

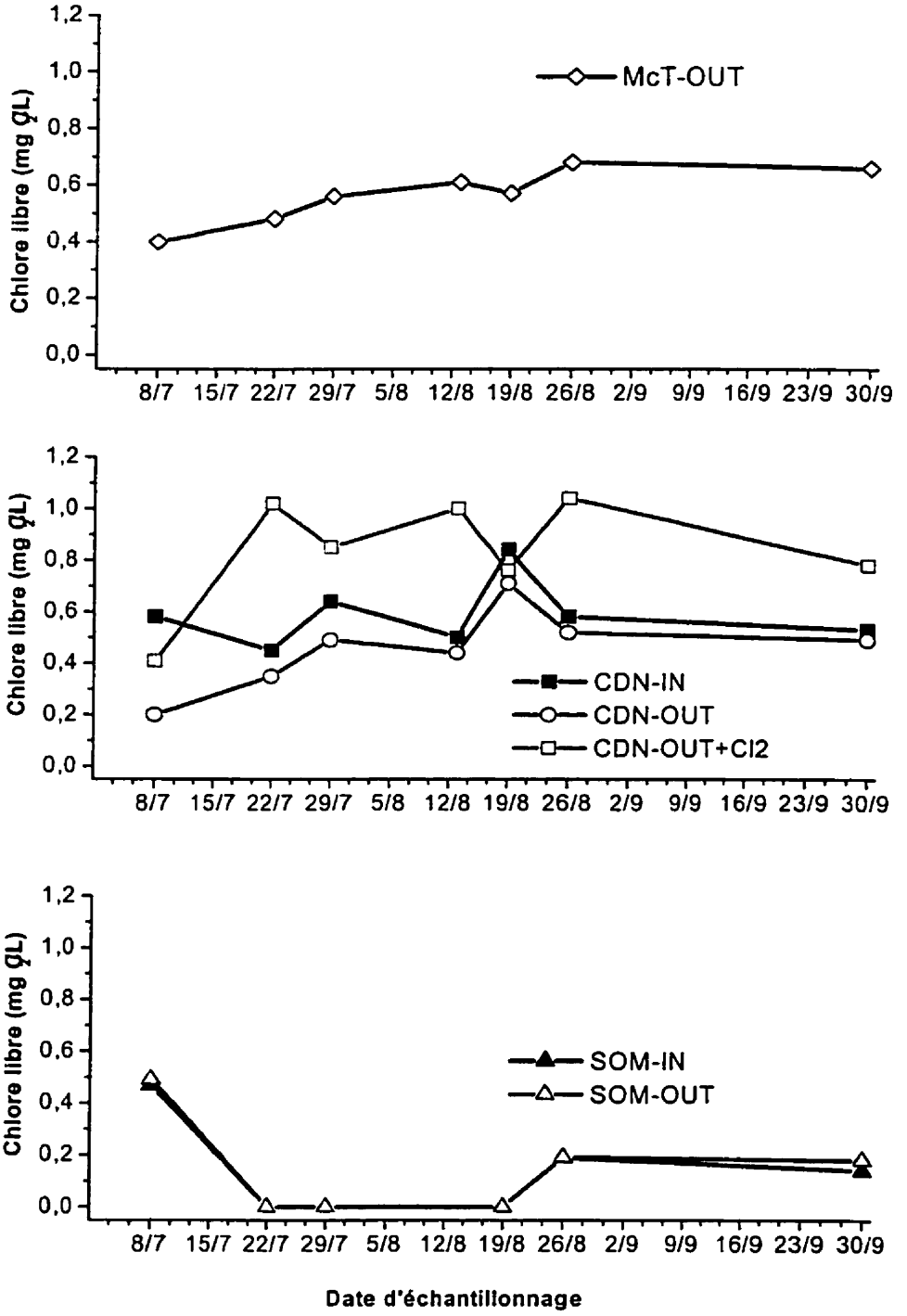



Figure 4-8 : Évolution du chlore libre dans les réservoirs McTavish (a), Côtes-des-Neiges (b) et Sommet (c) durant l'été 1998

Nous présentons à la figure 4.8 les valeurs de chlore libre à l'entrée et à la sortie des réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet. L'entrée du réservoir McTavish n'étant pas accessible durant l'étude, les mesures de chlore ont été effectuées uniquement à la sortie des pompes. Les concentrations de chlore libre mesurées à la sortie des pompes sont comprises entre 0,4 et 0,7 mg $Cl_2$/L. Ces variations de concentration en chlore libre sont peut être dues au fait que la Ville de Montréal ajuste les concentrations de chlore appliquées à l'usine pendant l'été afin de maintenir un résiduel de chlore élevé dans le réseau. Durant l'été les taux de chlore libre appliqués à l'usine sont plus élevés que l'hiver, car la vitesse de réaction du chlore libre est influencée par la température de l'eau.

Au réservoir Sommet, les profils de chlore libre sont identiques à l'entrée et à la sortie du réservoir, car la plupart du temps, l'eau n'entre pas dans le réservoir, elle transite seulement (figure 4.8). L'évolution du chlore libre y est très irrégulière, notamment à cause de son fonctionnement hydraulique qui est particulier (c.f paragraphe 4.1). Les concentrations de chlore mesurés varient entre 0 et 0,50 mg $Cl_2$ /L. Les valeurs nulles de chlore s'expliquent pas des temps de séjour de l'eau très élevés dans ce réservoir (5,6 à 10 jours). De plus, son mode de fonctionnement hydraulique étant lié au fonctionnement des pompes situées à la station de pompage Côtes-des-Neiges, nous avons constaté que lorsque les deux pompes fonctionnent de façon simultanée, il y a un apport d'eau riche en chlore au niveau du réservoir. Ce qui explique les fortes concentrations de chlore mesurées lors de certains prélèvements.

D'autre part, l'entrée et la sortie du réservoir étant situées sur la même conduite, les variations en chlore libre ne sont pas significatives entre ces deux points.

La figure 4.9 présente l'évolution du chlore libre à l'entrée et à la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges, ainsi que la consommation de chlore exercée par le réservoir.

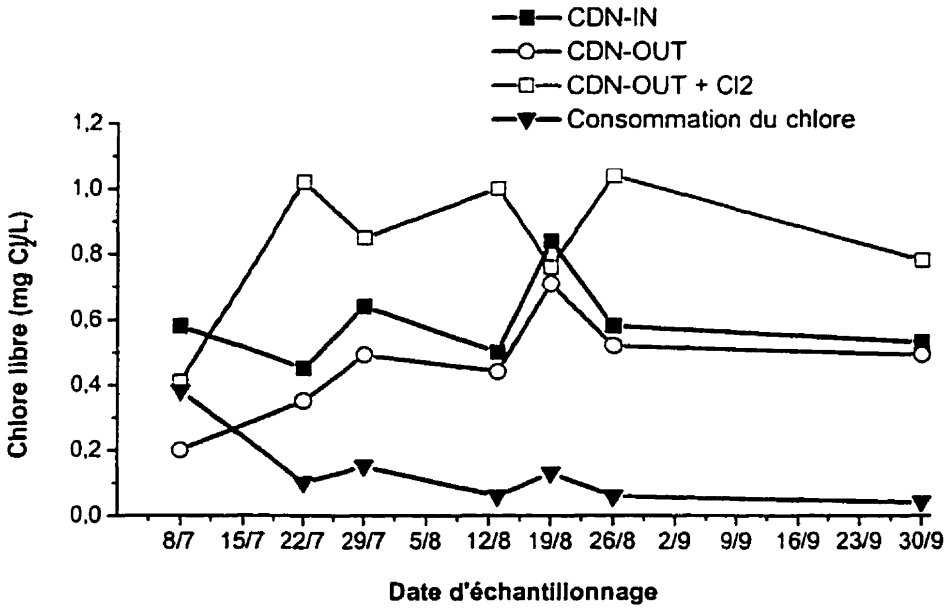



Figure 4-9 : Évolution du chlore libre entre l'entrée et la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges durant l'été 1998

Rappelons que ce réservoir possède une entrée et deux sorties. Une rechloration est effectuée à l'une des deux sorties, afin de maintenir un résiduel de chlore libre assez élevé dans la zone desservie. La consommation de chlore exercée par le réservoir a été obtenue en faisant la différence entre les concentrations de chlore à l'entrée et à la sortie sans rechloration du réservoir. Les concentrations de chlore libre à l'entrée du réservoir

Côtes-des-Neiges varient entre 0,45 et 0,84 mg $Cl_2$/L. A la sortie sans rechloration les valeurs mesurées se situent entre 0,2 et 0,7 mg $Cl_2$/L puis à celle avec rechloration elles se situent entre 0,41 et 1,04 mg $Cl_2$/L.

L'évolution du chlore total (non représentée ici), suit la même tendance.

En ce qui concerne la consommation exercée par le réservoir, on constate qu'elle est élevée (0,38 mg $Cl_2$/L) au tout début de l'été durant la première campagne (08/07/1998), puis baisse par la suite autour de 0,1mg $Cl_2$/L en moyenne. Rappelons que le temps de séjour de l'eau n'est que de quelques heures dans ce réservoir (9 à 10 heures), ce qui explique la faible consommation en chlore libre observée.

### 4.2.2 Évolution du carbone organique dissous (COD) et du carbone organique biodégradable (CODB) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

Le carbone organique dissous (COD) et le carbone organique dissous biodégradable (CODB) ont été mesurés durant trois campagnes d'échantillonnage. Toutes les valeurs brutes sont présentées à l'annexe A.

La figures 4.10 présente les mesures de carbone organique dissous (COD) dans l'eau refoulée par les usines (Atwater et C. J DesBaillets) et dans les réservoirs durant les trois campagnes d'échantillonnage. On constate que les valeurs de COD varient en fonction des périodes d'échantillonnage. Elles sont plus élevées durant la première campagne du 8/7/98 (température de l'eau supérieure à 20°C) et diminuent au cours des campagnes de septembre et octobre (température de l'eau inférieure à 20°C). Cette variation du COD peut s'expliquer soit par une défaillance de la filière de traitement, soit par les

caractéristiques des eaux brutes ou par a une difficulté de mesure au laboratoire. Les concentrations moyennes de COD mesurées au cours des trois campagnes d'échantillonnage varient entre 2,78 et 1,70 mg C/L au niveau de tous les points.

La valeur la plus élevée (2.78 mg C/L) est mesurée durant la deuxième campagne (29/07).

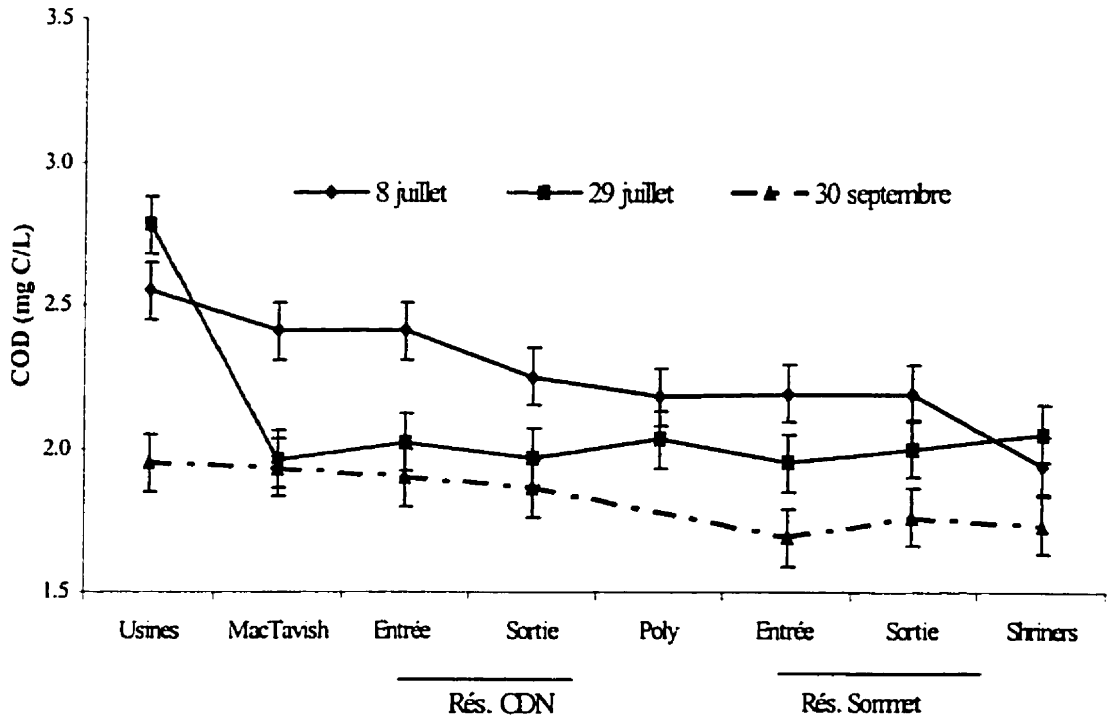



Figure 4-10 : Évolution du COD à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998)

Dans les réservoirs, la concentration moyenne en COD mesurée lors des trois campagnes est stable entre la sortie du réservoir McTavish (2,1mg C/L ) et l'entrée du

réservoir Côtes-des-Neiges (2,10 mg C/L). Dans le réservoir Côtes-des-Neiges, les valeurs varient entre 2,10 mg C/L à l'entrée à 2,03 mg C/L à la sortie. La baisse de COD est faible dans les réservoirs et ne peut pas s'expliquer par une consommation du CODB. Dans le réservoir Sommet, aucune variation significative de COD n'est observée entre l'entrée et la sortie de ce réservoir. Les valeurs moyennes sont respectivement de 1,94 ± 0,25 mg C/L à l'entrée et de 1,98 ± 0,22 mg C/L à la sortie. On constate que le COD est stable dans le réseau, aucune variation n'est observée au niveau des deux points du réseau Poly situé sur une conduite allant au réservoir Sommet et du point Shriners situé à la sortie du réservoir Sommet.

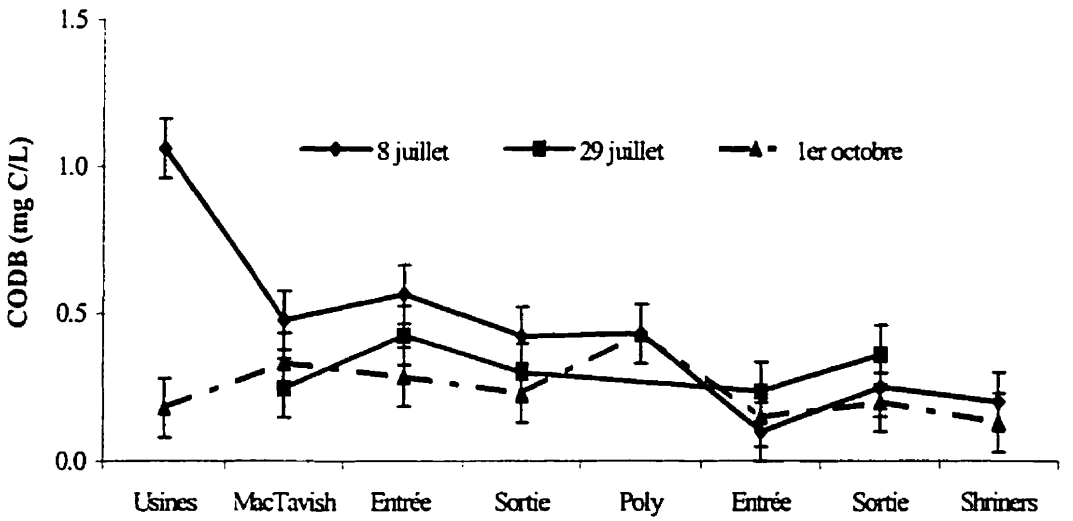



Figure 4-11 : Évolution du CODB à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998)

Les concentrations de CODB dans l'eau refoulée par les deux usines (Atwater et J.C. DesBaillets) et au niveau des réservoirs est présentée à la figure 4.11. Outre un pic de CODB observée au niveau des usines durant la première campagne (08/7/98), les

variations de CODB observées durant les trois campagnes sont toujours inférieures ou égales à 0,15 mg C/L au niveau de chaque point d'échantillonnage. Cependant, on constate que les valeurs de CODB sont plus élevées entre la sortie des usines et le point Poly. Dans les réservoirs, aucune variation significative de CODB n'est observée entre la sortie du réservoir McTavish et l'entrée du réservoir Côtes-des-Neiges. Les valeurs de CODB se situent entre (0,35 ± 0,12 mg C/L) et (0,42 ± 0,14 mg C/L) respectivement. Cette faible variabilité du CODB entre ces deux points peut être expliquée par la présence importante de chlore libre qui empêche la croissance importante de bactéries. De même, entre l'entrée et de la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges, il n'y a pas de variation significative du CODB. Les concentrations moyennes varient entre (0,42 ± 0,14 mg C/L) à l'entrée et (0,32 ± 0,10 mg C/L) à la sortie. Il n'y a donc pas de consommation de CODB dans ce réservoir. Entre l'entrée et la sortie du réservoir Sommet, les variations observées sont inférieures ou égales à 0,10 mg C/L.

D'une façon générale, la consommation globale de COD dans le réseau n'est pas majeure, les valeurs observées sont comprises entre 0,2 et 0,5 mg C/L et sont semblables a celles précédemment observées par Desjardins et *al.*, (1997).

### 4.2.3 Évolution des paramètres microbiologiques

Les tableaux 4.2 présente les concentrations de BHA (UFC/ml) dénombrés sur milieu R2A à 20° C pendant 7 jours lors des différentes campagnes de prélèvement à l'entrée et à la sortie des réservoirs.

Tableau 4-2 : Évolution des BHA (UFC/ml) entre l'entrée et la sortie des réservoirs

| | Date d'échantillonnage | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Point de prélèvement | 8/7 | 22/7 | 29/7 | 13/8 | 26/8 | 9/9 | 24/9 | 30/9 |
| McT-OUT | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-IN | 13 | 12 | 2 | 24 | 16 | 15 | 5 | 0 |
| CDN-OUT | 18 | 11 | 30 | 288 | 327 | 60 | 2 | 0 |
| CDN-OUT + $Cl_2$ | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-IN | 1 | 7 | 2 | ND | 1 | ND | ND | 42 |
| SOM-OUT | 0 | 1 | 3 | ND | 0 | 7 | ND | 9 |

ND : Non détecté

Le tableau 4.2 montre qu'il n'y a pas d'augmentation des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) dans le réservoir McTavish notamment à cause d'un résiduel de chlore élevé (0,56 mg $Cl_2$/L en moyenne). Une faible augmentation est ensuite observée dans le réseau soit de 2 à 24 UFC/ml à l'entrée du réservoir Côtes-des-Neiges. On note de fortes concentrations des BHA durant les campagnes du 13/08 et du 26/08. Ces fortes valeurs sont dues, après vérification, à une contamination de la prise d'échantillonnage. Dans l'ensemble, le développement des BHA est faible dans les réservoirs et peut être expliqué par la présence constante de chlore libre.

En ce qui concerne les coliformes totaux, seulement deux échantillons prélevés à la sortie du réservoir McTavish se sont avérés positifs lors de dates différentes et sur des

milieux différents (m-T7 et m-Endo). Ce faible dénombrement de coliformes peut être expliqué d'une part par la présence des concentrations de chlore relativement élevées à l'entrée et à la sortie des réservoirs (c.f figure 4.9), mais aussi à cause du manque de sensibilité et de spécificité des méthodes de mise en culture qui sous estiment fortement le nombre exact de bactéries dans les échantillons (Byrd et *al.*, 1991; Roszak et Colwell, 1987). Cependant, nous avons remarqué au cours de l'étude que le milieu m-T7 était beaucoup moins sélectif que le m-Endo. En effet, aucun des présumés coliformes retrouvés sur M-T7, n'a pu être identifié comme tel par des tests de confirmation biochimiques. Le nombre de faux positifs était beaucoup plus fréquent sur m-T7 que sur m-Endo. La figure 4.12 présente l'évolution spatiale du chlore libre et des bactéries viables et totales (*Bac*Light™) mesurées en épifluoresence entre l'entrée et la sortie des réservoirs.

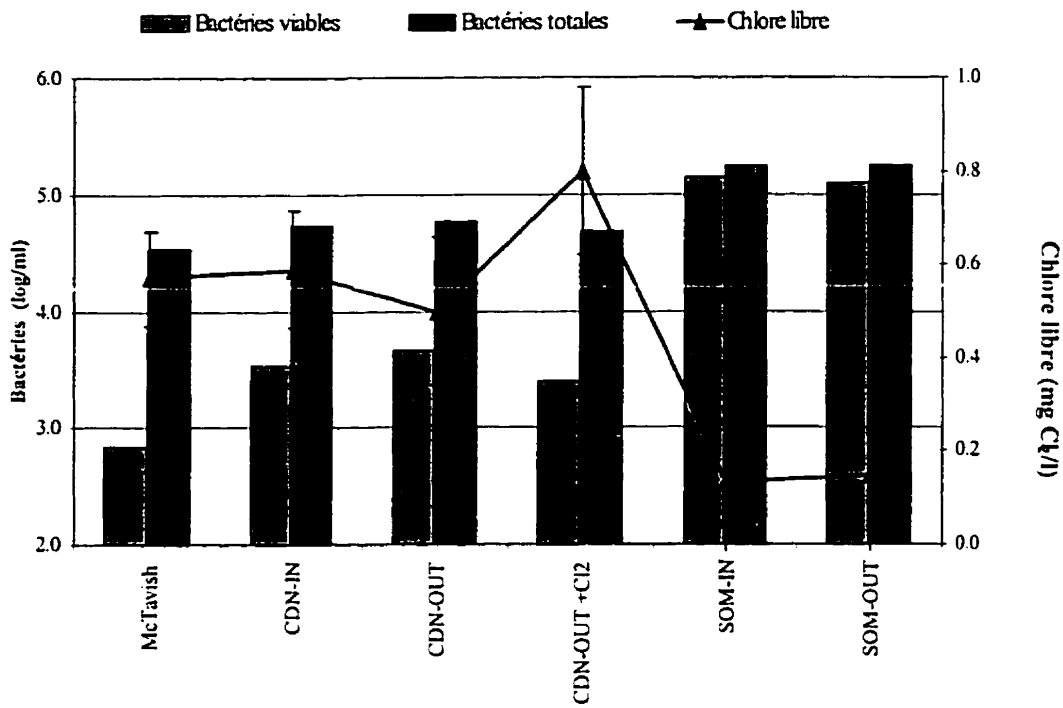



Figure 4-12 : Évolution spatiale des bactéries viables et totales entre l'entrée et la sortie des réservoirs (été 1998)

Il s'agit des valeurs moyennes sur sept campagnes effectuées durant l'été 1998. On constate que le nombre des bactéries viables augmente au fur et à mesure que l'eau progresse dans le réseau. En effet, leur nombre passe de 2,8 log/ml, (61,5 % des bactéries totales) à la sortie du réservoir McTavish, pour atteindre des valeurs de 3,5 log/ml (75 % des bactéries totales) à l'entrée du réservoir Côtes-des-Neiges.

Ensuite, malgré la présence d'un résiduel de chlore à la sortie du réservoir Côtes-des-Neiges (0,5 mg $Cl_2$/L en moyenne), la densité bactérienne viable par *Bac*Light augmente passant de 3,5 log/ml, (75 % des bactéries totales) à l'entrée, à 3,7 log (77 % des bactéries totales) à la sortie. Ensuite, leur nombre diminue sensiblement à 3,4 log/ml (72 % des bactéries totales) suite à la rechloration. Des valeurs importantes (5,15 log/ml, 98 % des bactéries totales) sont atteintes dans le réservoir Sommet lorsque la concentration

en chlore chute sous 0,2 mg $Cl_2$/l. Aucune variation significative des bactéries viables n'est observée entre l'entrée (5,2 log/ml, 98 % des bactéries totales) et la sortie (5,1 log/ml, 98 % des bactéries totales) du réservoir Sommet. Rappelons que les deux points sont situés sur la même conduite.

### 4.2.4 Corrélation entre les divers paramètres

La température, la concentration résiduelle de chlore et le CODB sont considérés comme des paramètres importants dans le phénomène de recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution (Volk, C. 1994; Servais et *al.*,1992; Mathieu et *al.*, 1992). Nous présentons dans cette partie les relations entre ces paramètres mesurés à l'entrée et à la sortie des réservoirs. La relation entre la température de l'eau et les BHA (figure 4.13) est présentée uniquement pour le réservoir Côtes-des-Neiges. Sur cette figure, nous avons ajouté les résultats obtenus par Bavencoffe (1998).

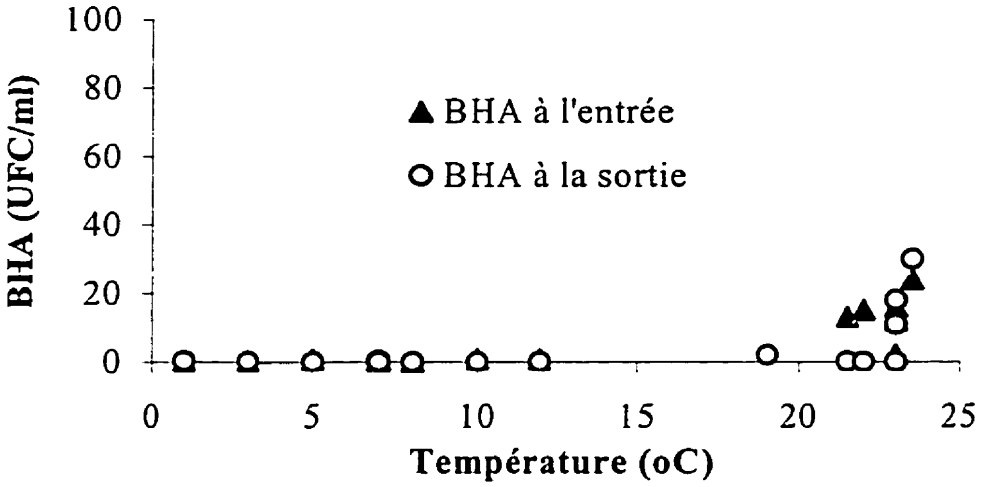



Figure 4-13 : Relation entre la température et la concentration de BHA dans le réservoir Côtes-des-Neiges durant le printemps et l'été 1998

La figure 4.13 montre que les dénombrements élevés de BHA dans l'eau coïncident avec des températures supérieures à supérieure à 20° C. Cette augmentation de BHA est plus marquée à la sortie du réservoir qu'à l'entrée. D'autres études ont montré qu'il existe un lien entre la température de l'eau et le nombre des BHA ( LeChevallier et *al.*, 1991).

La relation entre le chlore libre et les nombres totaux de bactéries exprimés en log/ml et mesurés en épifluorescence (BacLight) dans les réservoirs est présentée sur la figure 4.14. Ce sont les valeurs moyennes pour l'ensemble des campagnes effectuées durant l'été.

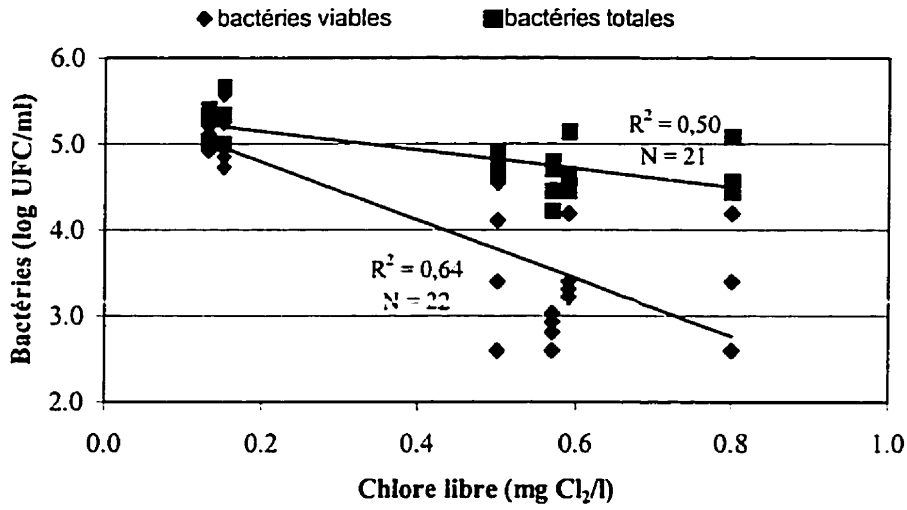



Figure 4-14 : Lien entre la densité des bactéries (comptes totaux et viables par *Bac*Light) et le chlore libre à l'entrée et à la sortie des réservoirs (été 1998)

La figure 4.14 suggère qu'il existe un lien entre l'augmentation de la concentration en chlore libre et la diminution des nombres de bactéries viables et totales. La présence importante du chlore libre dans l'eau distribuée inhibe le développement des bactéries libres. Avec des concentrations en chlore comprises entre 0,5 et 0,6 mg $Cl_2$/L, les nombres des bactéries viables dans l'eau sont inférieurs à 4 log bactéries/ml. Ce n'est que lorsque la concentration en chlore diminue en dessous de 0,2 mg $Cl_2$ /L que les nombres de bactéries augmente à plus de 5 log bactéries/ml.

## 4.3 Résultats des campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs

### 4.3.1 Campagne d'échantillonnage de juin 1998

#### A) Caractéristiques physico-chimiques des eaux des réservoirs

Lors de cette campagne d'échantillonnage, 48 échantillons liquides ont été prélevés dans les six cuves du réservoir McTavish, soit 33 échantillons en surface, 7 échantillons à 2m de profondeur et 8 échantillons à 4m. (voir l'annexe B pour les résultats bruts). Le tableau 4.3 présente les valeurs moyennes obtenues pour les paramètres physico-chimiques mesurés sur l'eau, les écart-types étant entre parenthèses.

Sur le tableau 4.3, on note que le chlore libre est présent dans toutes les cuves du réservoir, les valeurs moyennes étant comprises entre 0,31 et 0,61mg $Cl_2$/L. Lorsqu'on compare les valeurs de chlore libre mesurées dans les différentes cuves du réservoir, on constate que les cuves 3 et 4 sont celles ou les concentrations de chlore les plus élevées (respectivement 0,56 et 0,61 mg $Cl_2$/L) en moyenne. Ces valeurs élevées sont vraisemblablement dues au fait que ces cuves sont situées près des conduites d'entrée, et sont donc alimentées par une eau qui vient d'entrer dans le réservoir (figure 3.1). Par ailleurs, les cuves 1 et 2 situées plus loin des conduites d'entrée, présentent des taux de chlore plus faibles (0,38 et 0,31 mg $Cl_2$/L). Le chlore libre n'ayant pas été mesuré à l'entrée du réservoir, il n'a pas été possible de déterminer la consommation réelle de chlore exercée par le réservoir. Aucune stratification du chlore libre n'est observée dans le réservoir. De même, aucune variation importante des autres paramètres physico-chimiques, ni de stratification verticale n'apparaît dans le réservoir (tableau 4.3).

Tableau 4-3 : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux prélevées dans les différentes cuves du réservoir McTavish (Juin 1998).

| Date | Nombre d'échantillon | Chlore libre (mg $Cl_2$/L) | Chlore total (mg $Cl_2$/L) | Température (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1/6/98 | **Cuve 1** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,33 ± 0,04 | 0.4± 0,05 | 16.5± 0,01 | 7.73 ± 0,01 | 0.16 ± 0,01 |
| | 2 m (N =1) | 0,42 | NM | 17.0 | 7.72 | 0.28 |
| | 4 m(N =2) | 0,47 ± 0,03 | 0.51± 0,03 | NM | NM | NM |
| | **Moyenne** | **0,41 ± 0,02** | **0.46± 0,01** | **16.8 ± 0,00** | **7.73 ± 0,00** | **0.22 ± 0,00** |
| 2/6/98 | **Cuve 2** | | | | | |
| | Surface (N =4) | 0,36± 0,02 | 0,48± 0,01 | 16,0±0,01 | 7.54 ± 0,02 | 0.34 ± 0,01 |
| | 2 m (N =1) | 0,00 | 0,00 | 16,5 | 7.64 | 0.3 |
| | 4 m(N =1) | 0,42 | 0,50 | 16,0 | 7.57 | 0.53 |
| | **Moyenne** | **0.26± 0,01** | **0,33± 0,00** | **16.2± 0,00** | **7.6 ± 0,01** | **0.39 ± 0,00** |
| | **Cuve 3** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0.56 ± 0.04 | 0.64± 0.05 | 16.0± 0,0 | 7.68± 0,01 | 0,16± 0,01 |
| | 2 m (N =2) | 0.54± 0.03 | 0.64± 0.04 | 16.0± 0,0 | 7.76± 0,03 | 0.2± 0,0 |
| | 4 m (N =2) | 0.56± 0.00 | 0.63 ± 0.01 | 16.0± 0,0 | 7.8± 0,01 | 0.10± 0,1 |
| | **Moyenne** | **0.55± 0,02** | **0,63 ± 0,02** | **16.0 ± 0,0** | **7.7± 0,01** | **0.15± 0,0** |
| | **Cuve 4** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,60± 0,15 | 0.69± 0.01 | 16,0± 0,0 | 7.75±0,03 | 0.16±0,01 |
| | 2 m (N =2) | 0,60 ± 0,08 | 0.69± 0.03 | 16,0± 0,0 | 7,75±0,03 | 0.31±0,01 |
| | 4 m(N =2) | 0,64 ± 0,05 | 0.68± 0.02 | 16,0± 0,0 | 7,66±0,01 | 0.1± 0,0 |
| | **Moyenne** | **0.55± 0,05** | **0,67± 0,01** | **16,0± 0,0** | **7.75±0,01** | **0.19±0,01** |
| 3/6/98 | **Cuve 5** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,48± 0,19 | 0.64 ± 0.01 | 16± 0,01 | 7,60±0,01 | 0.16±0,01 |
| | 2 m (N =1) | 0,46 | 0.62 | 17 | 7,71 | 0.25 |
| | 4 m(N =1) | 0,44 | 0.62 | 16,.5 | 7,71 | 0.2 |
| | **Moyenne** | **0.46 ± 0,10** | **0,63± 0,00** | **16,5± 0,00** | **7.75±0,00** | **0.20 ± 0,00** |
| | **Cuve 6** | | | | | |
| | Surface (N =9) | 0.42 ±0.09 | 0.58 ± 0.04 | 16.0 ± 0,0 | 7.56 ± 0,01 | 0.26 ± 0,01 |
| | Entrée 60 po | 0.47 | NM | NM | NM | NM |
| | Trappe 4 | 0.42 | NM | NM | NM | NM |
| | Sortie Trappe 6 | 0.44 | NM | NM | NM | NM |

NM: non mesuré

**B) Carbone organique total (COT) dans les eaux du réservoir**

Les analyses de COT ont été effectuées sur 18 échantillons liquides (9 en surface et 9 en profondeur) prélevés dans les différentes cuves du réservoir McTavish, excepté la cuve 6 en raison de problèmes techniques. Les concentrations moyennes en COT sont stables dans les différentes cuves (valeurs comprises entre 1,87 ± 0,03 et 2,03 ± 0,06 mg C/L), la précision de la méthode étant de 0,05 mg C/L (figure 4.15). Aucune stratification verticale marquée n'est observée. D'autre part, on remarque que ces valeurs de COT se situent dans la gamme de valeurs (1,80 et 2,40 mg C/L) précédemment observées dans le reste du réseau de distribution lors d'une étude antérieure (Desjardins et *al*, 1997).

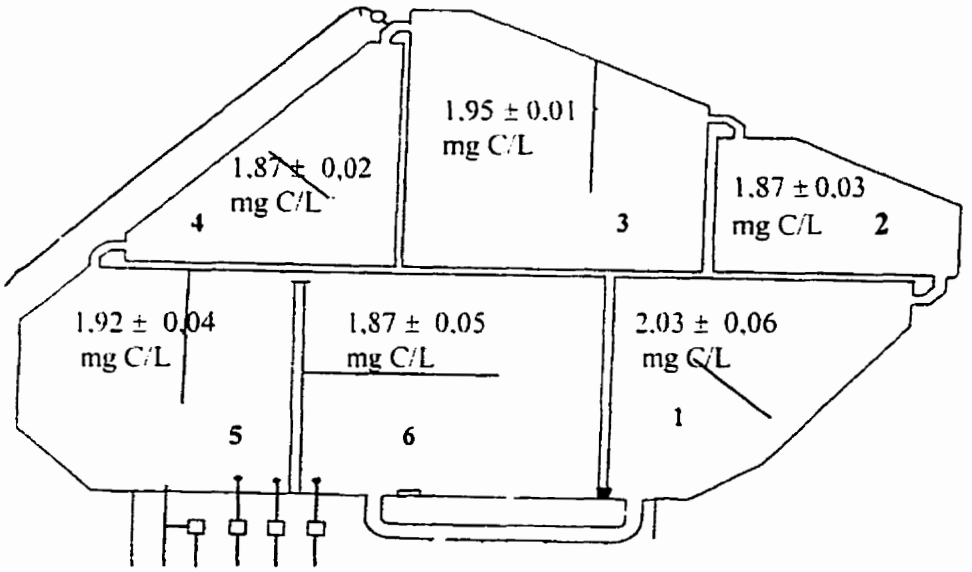



Figure 4-15 : Évolution spatiale du carbone organique total dans le réservoir McTavish durant la première campagne (juin 1998)

## C) Caractéristiques microbiologiques des eaux des réservoirs

- **Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies**

Tableau 4-4 : Concentrations moyennes des BHA dans les cuves du réservoir McTavish (juin 1998)

| Date | Nombre d'échantillon | BHA (UFC/100ml) |
|---|---|---|
| 1/6/98 | Cuve 1 : N= 8 | 710 ± 80 |
| 2/6/98 | Cuve 2 : N= 6 | 1450± 147 |
| " | Cuve 3 : N= 9 | 30 ± 52 |
| " | Cuve 4 : N= 9 | 70 ± 94 |
| 3/6/98 | Cuve 5 : N= 7 | 1040 ± 567 |
| " | Cuve 6 : N= 9 | 120 ± 175 |
| " | Entrée 60 po Trappe T4 | 255 ± 35 |
| " | Sortie Trappe T6 | 695 ±7 |

Le tableau 4.4 présente les concentrations moyennes en BHA mesurées lors de la première campagne d'échantillonnage dans le réservoir McTavish.

Les valeurs obtenues à l'entrée de la conduite de 36 pouces de diamètre, située au niveau de la trappe 4, ainsi qu'à la sortie près de la trappe 6 sont également présentées. On constate que le nombre de BHA est plus élevé à la sortie (695 UFC/100ml) du réservoir qu'à l'entrée (255 UFC/100ml).

Dans le réservoir lui même on constate que le nombre moyen de BHA varie entre 30 et 1040 UFC/100 ml dans les différentes cuves. Ce sont les cuves 1, 2 et 5 qui présentent les valeurs de BHA les plus élevées. D'autre part, on remarque que les dénombrements en BHA dans l'eau du réservoir sont similaires à ceux qui ont été mesurés dans le reste du réseau (de l'ordre de 1000 UFC/100ml), sauf dans les culs- de-sac du réseau de distribution où ils sont plus élevées (58* $10^2$ UFC/100 ml à 17*$10^5$

UFC/100ml) à cause de l'absence de chlore résiduel (Desjardins et *al.*, 1997). Cette situation est attribuable à la présence permanente de chlore libre dans l'eau du réservoir.

La figure 4.16 présente la relation entre la concentration de chlore libre et le nombre de bactérie dans le réservoir McTavish durant la première campagne.

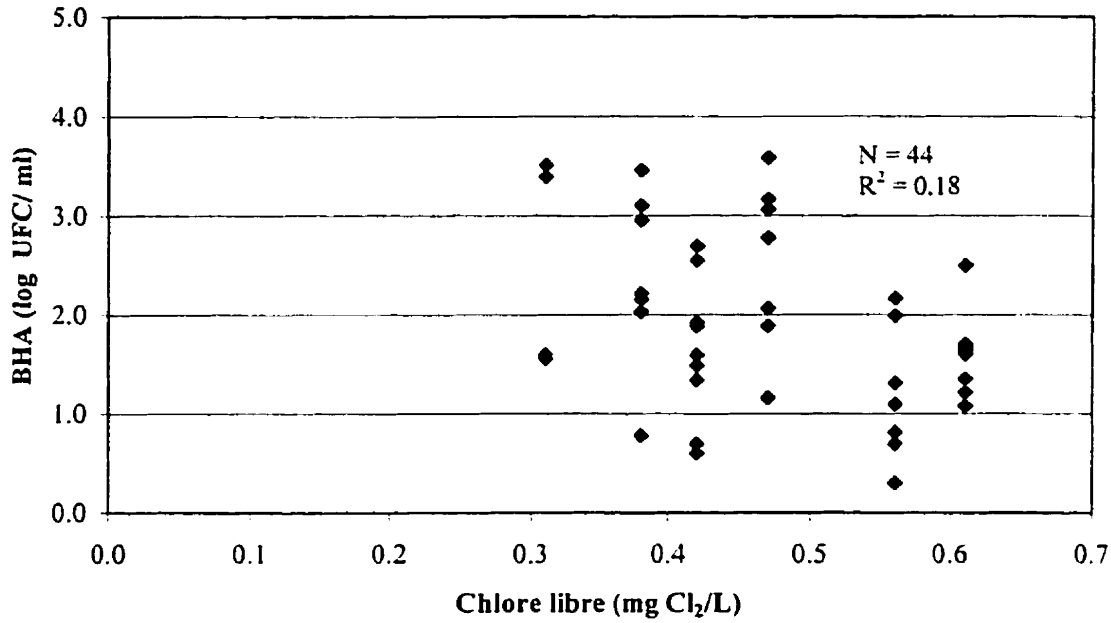



Figure 4-16: Relation entre la concentration de chlore libre et le nombre de BHA dans le réservoir McTavish durant la campagne de juin 1998

On constate qu'il n'y a pas de relation directe entre les dénombrements de BHA et la concentration de chlore libre dans le réservoir. En effet, la présence des concentrations élevées (> 0,6 mg $Cl_2$/l) de chlore libre dans le réservoir n'empêche pas le développement des BHA.

- **Mesures des coliformes totaux**

Le tableau 4.5 présente les dénombrements en coliformes totaux (m-T7,35°C, 24 h) mesurés dans le réservoir McTavish durant la première campagne d'échantillonnage ainsi que les espèces identifiées. McTavish

Tableau 4-5 : Coliformes totaux détectés dans les eaux du réservoir

| Date | | Coliformes totaux UFC/100ml | Espèces identifiées |
|---|---|---|---|
| 1/6/98 | **Cuve 1** | | |
| | Surface | TNPC;13,5 | *Enterobacter cloacae* |
| | 4 m | 2,2 | *Enterobacter sakasaki* |
| 3/6/98 | **Cuve 5** | | |
| | surface | 2,4 | Non identifiée |
| | 2 m | 1 | *Aeromonas hydrophyla* |
| | **Cuve 6** | | |
| | surface | 0,1 | *Citrobacter freundii* |

Des coliformes ont été détectés dans les cuves 1, 5 et 6 du réservoir. Les dénombrements les plus élevés ont été obtenus dans la cuve 1 (dont un échantillon contenant trop de colonies pour être comptées). Aucun coliforme n'a été détecté dans les cuves 2, 3 et 4. Aucune corrélation significative n'a pu être établie entre la présence des coliformes dans les six cuves et les différents paramètres physico-chimiques (chlore libre, température, turbidité et pH). De même, aucun lien n'a pu être mis en évidence entre le nombre de coliforme et la profondeur de l'eau car les points de prélèvements positifs en terme de coliforme étaient localisés à la fois en surface et en profondeur. En effet, lorsqu'on compare le nombre d'échantillon positif en coliforme avec les nombres totaux d'échantillons prélevés, on obtient sensiblement le même pourcentage quelque

soit la profondeur du liquide. Sur les 48 échantillons prélevés dans les différentes cuves du réservoir, 33 étaient localisés en surface, et 4 échantillons étaient positifs, soit 12 %. A 2 m de profondeur, 7 échantillons ont été prélevés dont un positif soit 14 %, et à 4 m de profondeur, un échantillon sur huit était positif, soit 13%.

En ce qui concerne l'identification des souches de bactéries détectées, elle a été réalisée à l'aide des galeries API (Biomérieux). Trois espèces de coliformes ont été identifiées: *Enterobacter cloacae*, *Enterobacter sakasaki*, *Citrobacter freundi*, ainsi qu'un *Aeromonas hydrophyla* (tableau 4.5). Toutes les espèces identifiées font parties de celles fréquemment identifiées sur le réseau de distribution à l'exception d'une seule (*Enterobacter sakazaki*).

**D) Mesures effectuées sur les parois des réservoirs**

Les parois des réservoirs ont été grattées en 11 stations, deux stations dans chaque cuve, à l'exception de la cuve 2 où une seule station a été grattée. La surface grattée est de 4 $cm^2$ environ, ensuite le dépôt grattée est transféré dans des bouteilles stériles contenant de la solution saline 0.85%. La méthodologie utilisée pour mesurer les BHA et les coliformes totaux sur les dépôts de biofilm est expliquée dans le chapitre 3.

Les valeurs moyennes en BHA et en coliformes totaux dans chaque cuve sont présentées au tableau 4.6.

Tableau 4-6 : Valeurs moyennes de BHA et des coliformes totaux mesurés par grattage des parois du réservoir McTavish (Juin 1998).

| Date | McTavish | BHA (UFC/cm$^2$) | Coliformes totaux (%) |
|---|---|---|---|
| 1/6/98 | Cuve 1(n = 2) | 125 ± 13 | ND |
| 2/6/98 | Cuve 2 (n = 1) | 625 ± 63 | ND |
| | Cuve 3 (n = 2) | 438 ± 187,5 | ND |
| | Cuve 4 (n = 2) | 2188 ± 312 | ND |
| 3/6/98 | Cuve 5 (n = 2) | 15250 ± 2750 | ND |
| | Cuve 6 (n = 2) | 63 ± 7 | ND |

NM: non détecté

La colonisation bactérienne des parois des réservoirs en terme de BHA est variable d'une station à l'autre, mais reste limitée. Les valeurs moyennes en BHA par cuve se situent entre 63 (cuve 6) et 15250 UFC/cm$^2$ (cuve 5). Aucun coliforme n'a été détecté (test de Colilert). Ces résultats peuvent s'expliquer par la présence permanente de chlore à des concentrations élevées qui empêche le développement important d'un biofilm susceptible d'abriter les bactéries de types coliformes.

**E) Analyse des sédiments**

Des sédiments ont été prélevés à 10 stations, soit deux par cuve, à l'exception de la cuve 6 en raison de difficultés techniques. Le dépôt de sédiments présent dans le fond du réservoir n'était pas important (quelques centimètres ou moins selon les stations sachant qu'il a plus de cinquante ans et qu'il n'a jamais été nettoyé). Ces dépôts avaient une couleur brunâtre et une texture sablonneuse.

Les analyses physico-chimiques, bactériologiques et des examens microscopiques ont été effectués sur les différents dépôts prélevés et les résultats en sont présentés au tableau 4.7.

Tableau 4-7: Analyse des dépôts de sédiments prélevés dans les cuves du réservoir McTavish (juin 1998)

| Cuves | Proportion de matière sèche (mg/l) | BHA (log UFC/100 ml) de suspension | Coliformes totaux % |
|---|---|---|---|
| 1 | 475 ± 177 | 4.28 ± 1.45 | ND |
| 2 | 1550± 155 | 3.70 ± 0.78 | ND |
| 3 | 1289± 111 | 4.63 ± 1.81 | ND |
| 4 | 4526± 453 | 5.47 ± 2.48 | ND |
| 5 | 3316± 332 | 4.93 ± 1.93 | ND |
| 6 | NM | NM | NM |

NM: non mesuré, ND : non détecté

En ce qui concerne l'analyse physico-chimique, seule la proportion de matière sèche contenue dans les sédiments a été déterminée. Les valeurs moyennes obtenues sont comprises entre 475 et 4526 mg de matière sèche par litre. Les réservoirs n'étaient pas vidés durant l'étude, l'épaisseur du dépôt n'a pas pu être mesuré. Cependant, elle a été estimée à quelques centimètres ou moins selon les stations.

Pour ce qui est des mesures de BHA, les valeurs moyennes par cuve varient entre 3.70 et 4.93 log/100 ml de suspension. On constate que la colonisation des sédiments présents dans le réservoir McTavish est faible. En effet, des valeurs plus élevées ont été rapportées dans d'autres études ($10^6$ UFC/ml ) (Gauthier et *al.*, (1997), Schreiber and Shoenen (1994)). Ces valeurs sont plus élevées que celles qui ont été

mesurées sur le liquide (30 et 1450 UFC/100ml). En ce qui concerne les coliformes totaux, aucun résultat positif n'a été observé sur l'ensemble des échantillons prélevés.

L'observation microscopique de certains dépôts a révélé la présence de plusieurs espèces d'algues et de quelques invertébrés (nématodes et protozoaires). La présence des algues peut s'expliquer par l'absence de décantation dans la filière des usines Atwater et Débaillets. La présence de ces organismes indique donc qu'une seule étape de filtration n'est pas suffisante pour empêcher leur passage dans l'eau de distribution. La plupart des algues observées étaient des diatomées (figure 4.18). Quelques invertébrés (nématodes ) étaient aussi présents dans les dépôts, mais ils étaient pour la plupart morts ou inactifs.

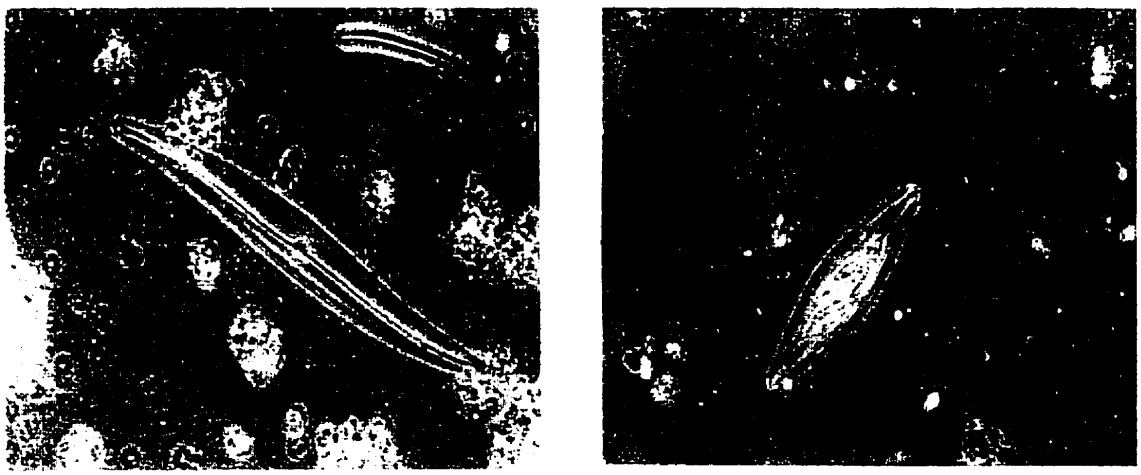


Figure 4-17: a et b, algues (diatomées) observées dans les sédiments prélevés dans le réservoir McTavish (juin 1998)

## 4.3 Deuxième série de campagne d'échantillonnage dans les réservoirs (Sept. 1998)

Les résultats de la deuxième campagne d'échantillonnage qui s'est déroulée en septembre 1998 dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet sont présentés dans cette partie. Les résultats bruts sont présentés en annexe C.

### 4.3.1 Réservoir McTavish

**A) Mesures des paramètres physico-chimiques sur les prélèvements liquides**

Seulement trois des six cuves (1, 5 et 6) du réservoir ont été visitées durant la deuxième campagne. Il s'agissait des cuves où des échantillons positifs en coliforme ont été détecté au cours de la première campagne. Les mesures de chlore libre et total, de température, de pH de turbidité ont été effectuées sur les échantillons prélevés en surface et à différentes profondeurs (2m et 4m) dans les trois cuves. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 4.8

Tableau 4-8: Paramètres physico-chimiques à différentes profondeurs dans le réservoir McTavish durant la deuxième campagne d'échantillonnage (septembre 1998)

| Date | Nombre d'échantillon | Chlore libre (mg $Cl_2$/L) | Chlore total (mg $Cl_2$/L) | Température (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 31/08/98 | **Cuve 1** | | | | | |
| | surface (N =5) | 0,41 ± 0,09 | 0,55 ± 0,06 | NM | 7.78 ± 0,01 | 0,06± 0,04 |
| | 2 m (N =1) | 0,42 | 0,53 | NM | 7.78 | 0,04 |
| | 4 m (N =2) | 0,47 ± 0,03 | 0,53 ± 0,01 | NM | 7,79± 0,01 | 0,04 ± 0,07 |
| | **Moyenne** | **0,43 ± 0,04** | **0,54 ± 0,03** | | **7,78 ± 0,0** | **0,05 ± 0,02** |
| 01/09/98 | **Cuve 5** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,36 ± 0,25 | 0,64± 0,25 | 21,7± 0,09 | 7,78 ± 0,01 | 0,06 ± 0,01 |
| | 2 m (N =1) | 0,48 | 0,61 | 21,8 | 7,78 | 0,06 |
| | 4 m(N =2) | 0,36 ± 0,28 | 0,49 ± 0,26 | 21,7± 0,02 | 7,79 ± 0,01 | 0,06 ± 0,01 |
| | **Moyenne** | **0,40 ± 0,02** | **0,58 ± 0,0** | **21,7 ± 0,04** | **7,78 ± 0,0** | **0,06 ± 0,0** |
| 01/09/98 | **Cuve 6** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,68 ± 0,12 | 0,77± 0,12 | 22,0± 0,10 | 7,90 ± 0,02 | 0,05± 0,01 |
| | 2 m (N =2) | 0,66 ± 0,18 | 0,78 ± 0,20 | 21,8 | 7,90± 0,01 | 0,06 ± 0,01 |
| | 4 m(N =2) | 0,60 ± 0,11 | 0,72± 0,10 | 21,7 | 7,90 ± 0,01 | 0,04 ± 0,0 |
| | **Moyenne** | **0,64 ± 0,04** | **0,76 ± 0,05** | **21,8 ± 0,10** | **7,9 ± 0,0** | **0,05 ± 0,0** |
| | **Sortie pompes** | 0,58 ± 0,05 | 0,71± 0,05 | NM | NM | NM |

NM : Non mesuré

En ce qui concerne le chlore libre, les valeurs moyennes par cuve étaient comprises entre 0,40 (cuve 5) et 0,60 mg $Cl_2$/L (cuve 6). La température moyenne de l'eau était plus élevée (22 ° C) versus 16 °C, et la turbidité plus faible (0,05 UTN) en moyenne versus 0,25 UTN durant la première campagne. Aucune stratification selon la profondeur n'a été observée en ce qui concerne l'ensemble des paramètres mesurés dans le réservoir.

**B) Mesure du carbone organique total**

Comme pour la première campagne, nous avons déterminé la matière organique présente dans les échantillons d'eau prélevés dans les différentes cuves a été mesurées sous forme de carbone organique total (COT). Quatre mesures ont été effectuées dans chacune des trois cuves : deux en surface, et deux en profondeur (2 m et 4 m). La matière organique est stable dans les différentes cuves, les valeurs moyennes par cuve varient entre 1,80 ± 0,06 mg C/l (cuve 1) à 1,93 ± 0,04 mg C/l (cuve 6).

**C) Mesures des paramètres microbiologiques**

Le tableau 4.9 présente les valeurs moyennes en BHA (UFC/100ml), en colifomes totaux (UFC/100ml) et en COT (carbone organique total mg C/L) par cuve lors de la deuxième campagne d'échantillonnage.

Tableau 4-9: Valeurs moyennes en BHA (UFC/100ml) et Colifomes totaux (UFC/100ml) par cuve lors de la deuxième campagne d'échantillonnage

| Date | McTavish | BHA (UFC/100 ml) | Coliformes totaux (UFC/100 ml) | COT (mg C/l) |
|---|---|---|---|---|
| 31/8/98 | Cuve 1(n = 8) | 78 (75) | ND | 1,80 ± 0,06 |
| 01/9/98 | Cuve 5 (n = 8) | 25 (16) | ND | 1,88 ± 0,03 |
| 01/9/98 | Cuve 6 (n= 9) | 9 (6) | ND | 1,93 ± 0,04 |
| 01/9/98 | Sortie des pompes (n = 4) | 21 (1) | ND | ND |

ND :Non détecté

Aucun coliforme n'a été détecté sur les 25 échantillons prélevés dans les trois cuves. La même observation a été faite sur les quatre échantillons prélevés à la sortie des pompes.

Pour ce qui est des BHA, leur nombre était beaucoup plus faible (valeurs comprises entre 9 à 78 UFC/100 ml) que lors de la première campagne (30 et 1450 UFC/100 ml).

Le carbone organique total variait de 1,80 ± 0,06 à 1,93 ± 0,04 mg C/l

### 4.3.2 Réservoir Côtes-des-Neiges

Les deux cuves du réservoir Côtes-des-Neiges ont été visitées lors de la deuxième campagne de prélèvements dans les réservoirs. Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques ont été mesurés sur les dix-huit échantillons prélevés en surface et en profondeur dans les deux cuves du réservoir.

#### A) Mesures des paramètres physico-chimiques

Le tableau 4.10 présente les valeurs moyennes selon la profondeur des paramètres physico-chimiques obtenues dans le réservoir Côtes-des-Neiges durant la deuxième campagne.

Tableau 4-10: Paramètres physico-chimiques dans le réservoir Côtes-des-Neiges durant la deuxième campagne (septembre 1998)

| Date | Nombre d'échantillon | Chlore libre (mg $Cl_2$/L) | Chlore total mg $Cl_2$/L) | Température (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 02/09/98 | **Cuve 1** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,43 ± 0,04 | 0,55± 0,06 | 22,0 ± 0,0 | 7,80± 0,01 | 0,06± 0,01 |
| | 2 m (N =2) | 0,38 ± 0,0 | 0,53 ± 0,0 | 22,0± 0,0 | 7,80 ± 0,01 | 0,04± 0,0 |
| | 3 m (N =2) | 0,40 ± 0,02 | 0,53 ± 0,01 | 22,0 ± 0,0 | 7,80 ± 0,01 | 0,04± 0,0 |
| | **Moyenne** | **0,40 ± 0,02** | **0,53 ± 0,03** | **22,0 ± 0,0** | **7,80 ± 0,0** | **0,05 ± 0,0** |
| 02/09/98 | **Cuve 2** | | | | | |
| | Surface (N =5) | 0,37± 0,25 | 0,46± 0,06 | 22,0± 0,0 | 7,78 ± 0,01 | 0,06 ± 0,01 |
| | 2 m (N =2) | 0,35± 0,05 | 0,61± 0,02 | 22,0± 0,0 | 7,80 ± 0,0 | 0,06 ± 0,01 |
| | 3 m(N =2) | 0,37± 0,02 | 0,49 ± 0,26 | 22,0 ± 0,0 | 7,79± 0,0 | 0,06 ±0,01 |
| | **Moyenne** | **0,36 ± 0,02** | **0,52 ± 0,02** | **22,0 ± 0,0** | **7,80 ± 0,0** | **0,07 ± 0,0** |
| 02/09/98 | Entrée | 0,42 | 0,47 | 22,0 | 7,78 | 0,07 |
| | Sortie | 0,27 | 0,40 | 22,0 | 7,80 | 0,06 |
| | Sortie + $Cl_2$ | 0,72 | 0,79 | 22,0 | 7,79 | 0,06 |

En ce qui concerne l'ensemble des paramètres physico-chimiques mesurés dans chacune des cuves, aucune variation marquée en fonction du trajet de l'eau (passage de la cuve 1 vers la cuve 2, ni de différence en fonction de la profondeur n'ont été observées. La concentration de chlore libre était de 0,40 mg $Cl_2$/L en moyenne dans la cuve 1 et de 0,36 mg $Cl_2$/L en moyenne dans la cuve 2. A l'entrée du réservoir le résiduel de chlore était de 0,42 mg $Cl_2$/L et de 0,27 mg $Cl_2$/L à la sortie sans chloration. A la seconde sortie, le résiduel de chlore est assez élevé (0,72 mg $Cl_2$/L) suite à la rechloration.

## B) Mesure du carbone organique total

Comme pour le réservoir McTavish, la matière organique présente dans les échantillons d'eau prélevés dans le réservoir Côtes-des-Neiges a été mesurée sous la forme de carbone organique total. Quatre mesures ont été effectuées par cuves (deux en surface et deux en profondeur) (voir tableau 4.11). Dans la première cuve du réservoir, la valeur moyenne en COT est de 1,88 mg ± 0,04 C/l, et dans la deuxième cuve, elle est de 1,82 ± 0,07 mg C/l (Tableau 4.12).

## C) Mesures des paramètres microbiologiques

Le tableau 4.11 présente les résultats des coliformes totaux et de BHA obtenus dans les deux cuves du réservoir Côtes-des-Neiges, ainsi que les valeurs de COT.

Tableau 4-11 : Valeurs moyennes en BHA, en coliformes totaux et en COT (mg C/L) dans le réservoir Côtes-des-neiges durant la deuxième campagne (septembre 1998)

| Date | Côtes-des-neiges | BHA (UFC/100 ml) | Coliformes totaux (UFC/100 ml) | COT (mg C/L) |
|---|---|---|---|---|
| 02/09/98 | **Cuve 1** | | | |
| | Surface (N= 5) | 42 ±4 | NM | 1,88 ±0,04 |
| | 2 m : (N = 2) | 14 ±5 | NM | |
| | 3 m (N= 2) | 39 ± | NM | |
| | **Moyenne** | **33 ± 2** | | |
| 02/09/98 | **Cuve 2;** | | | |
| | Surface (N = 5) | 12 ±5 | 0,2 ±0,27 | 1,82 ±0,07 |
| | 2 m (N= 2) | 16 ±8 | | |
| | 3 m (N= 2) | 12 ± 10 | | |
| | **Moyenne** | **13 ± 3** | | |
| | Entrée | 87,5 | NM | |
| | Sortie | 111 | NM | |
| | Sortie + $Cl_2$ | 17 | NM | |

NM :non mesuré

En ce qui concerne les coliformes, aucun n'a été détecté dans la première cuve du réservoir. Par contre, dans la deuxième cuve, deux échantillons prélevés en surface étaient positifs. Au total, 11% d'échantillons liquides ont été détectés positifs dans les deux cuves (2/18). Pour ce qui est des BHA, leur nombre était très faible dans les deux cuves: 33 UFC/100 ml en moyenne dans la cuve 1 et 13 UFC/100 ml en moyenne dans la cuve 2. Les BHA étaient de 87, 5 UFC/100 ml dans l'eau d'entrée et de 111 UFC/.100 ml a la sortie sans rechloration. A la seconde sortie avec rechloration leur nombre est plus faible (11 UFC/100 ml). On constate que la rechloration en sortie de ce réservoir permet de limiter le développement des BHA dans l'eau.

### 4.3.3 Réservoir Sommet

#### A) Mesures des paramètres physico-chimiques au réservoir Sommet

Le tableau 4.12 présente les mesures des paramètres physico-chimiques au réservoir Sommet durant la deuxième campagne d'échantillonnage.

Tableau 4-12: Paramètres physico-chimiques au réservoir Sommet durant la seconde campagne (septembre 1998)

| Date | Nombre d'échantillon | Chlore libre (mg $Cl_2$/L) | Chlore total (mg $Cl_2$/L) | Température (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 10/09/98 | **Cuve 1** | | | | | |
| | Surface (n =3) | 0,00 | 0,12 ± 0,02 | 22,0 ± 0,3 | NM | 0,06 ± 0,01 |
| | 2 m (n =1) | 0,00 | 0,10 | 22,0 | NM | 0,05 |
| | 2,75 m (n =1) | 0,00 | 0,12 | 21,5 | NM | 0,07 |
| | **Moyenne (n =3)** | **0,00** | **0,11 ± 0,00** | **22,0 ± 0,1** | | **0,06 ± 0,00** |
| 10/09/98 | **Cuve 2** | | | | | |
| | Surface (n =2) | 0,00 | 0,00 | 21,5 ± 0,0 | NM | 0,06 ± 0,01 |
| | 2 m (n =1) | 0,00 | 0,00 | 21,5 | NM | 0,05 |
| | 2,75 m (n =1) | 0,00 | 0,00 | 21,5 | NM | 0,05 |
| | **Moyenne (n= 3)** | **0,00** | **0,00** | **21,5 ± 0,00** | | **0,05 ± 0,00** |

NM: non mesuré

Le résiduel de chlore libre est nul dans les dix échantillons prélevés dans les deux cuves du réservoir. Ces concentrations nulles sont probablement dues aux très grands temps de séjour (5,6 et 7,6 jours) dans ce réservoir, attribuables au mode de fonctionnement hydraulique des pompes qui assurent son alimentation et à sa configuration d'après Gauthier et *al.*, (1999).

**B) Mesure du carbone organique total**

Les valeurs moyennes en carbone organique total obtenues sur les 3 mesures effectuées dans chaque cuve du réservoir Sommet sont présentées au tableau 4.13. La valeur moyenne en COT était de 1,66 ± 0,05 mg C/l dans la cuve 1 et de 1,74 ± 0,06 mg C/l dans la cuve 2.

## C) Mesures des paramètres microbiologiques

L'absence de chlore libre dans le réservoir Sommet entraîne le développement des bactéries hétérotrophes dans l'eau du réservoir Sommet. Dans la première cuve leur nombre s'élève à 425 UFC/100 ml en moyenne, et dans la deuxième cuve, il est de 295 UFC/100ml. Cependant, aucun coliforme n'a été détecté dans les dix échantillons liquides prélevés dans les deux cuves du réservoir .

Tableau 4-13 : Mesures des BHA, des coliformes totaux et du COT dans le réservoir Sommet durant la seconde campagne

| Date | Sommet | BHA (UFC/100 ml) | Coliformes totaux (UFC/100 ml) | COT (mg C/l) |
|---|---|---|---|---|
| 02/09/98 | **Cuve 1** | | | |
| | Surface (n = 3) | 433 ± 44 | NM | 1,66 ±0,05 |
| | 2 m : (n = 1) | 690 ±70 | NM | |
| | 2,75 m (n = 1) | 137,5 ±3 | NM | |
| | **Moyenne (n =3)** | **425± 28** | | |
| 02/09/98 | **Cuve 2** | | | |
| | Surface (n = 5) | 64,5± 46 | NM | 1,74 ± 0,06 |
| | 2 m (n = 2) | 1155 ±8 | NM | |
| | 2,75 m (n = 2) | 124 ± 10 | NM | |
| | **Moyenne (n =3)** | **295 ±21** | | |

NM :non mesuré

## D) Analyse des sédiments

Des sédiments ont été prélevés sur le fond, dans les réservoirs McTavish (six), Côtes-des-Neiges (quatre) et Sommet (deux) au cours de la deuxième campagne. L'épaisseur des sédiments n'a pas été estimée de façon précise parce que les réservoirs étaient en fonction durant les échantillonnages, mais ne semblait pas dépasser quelques centimètres au maximum. En ce qui concerne les analyses physico-chimiques, la fraction

de matière organique présente dans les différents dépôts a été déterminée sous forme de matières volatiles. L'analyse minéralogique des sédiments déterminée par absorption atomique est présentée à la figure 4.18.

Les sédiments avaient tous une couleur brunâtre et une texture sablonneuse. L'analyse des sédiments étudiés montre qu'ils contiennent peu de matière organique. Seulement 7 à 13 % en moyenne de matière volatile sont mesurés dans les différents dépôts (figure 4.19). Cependant, ces teneurs en matière organique sont classiques des dépôts des réservoirs et supportent habituellement des quantités importantes de bactéries et de macroinvertébrés (Gauthier *et al,.* 1999). L'analyse minéralogique montre que les sédiments sont en majorité constitués par des métaux tels l'aluminium (8-15 %), le fer (8-10%), le calcium (8-10%) et le manganèse (0,3-0,6%). D'autres métaux tels que le cuivre, le plomb, et zinc sont présents sous forme de trace (< 0,1 %). Cependant, une très large fraction (59-66%) de ces dépôts n'a pas été identifiée par la procédure analytique mise en œuvre, mais semble être composée essentiellement de composés silicieux (sables et argiles, insolubles avec le procédé de minéralisation employé).

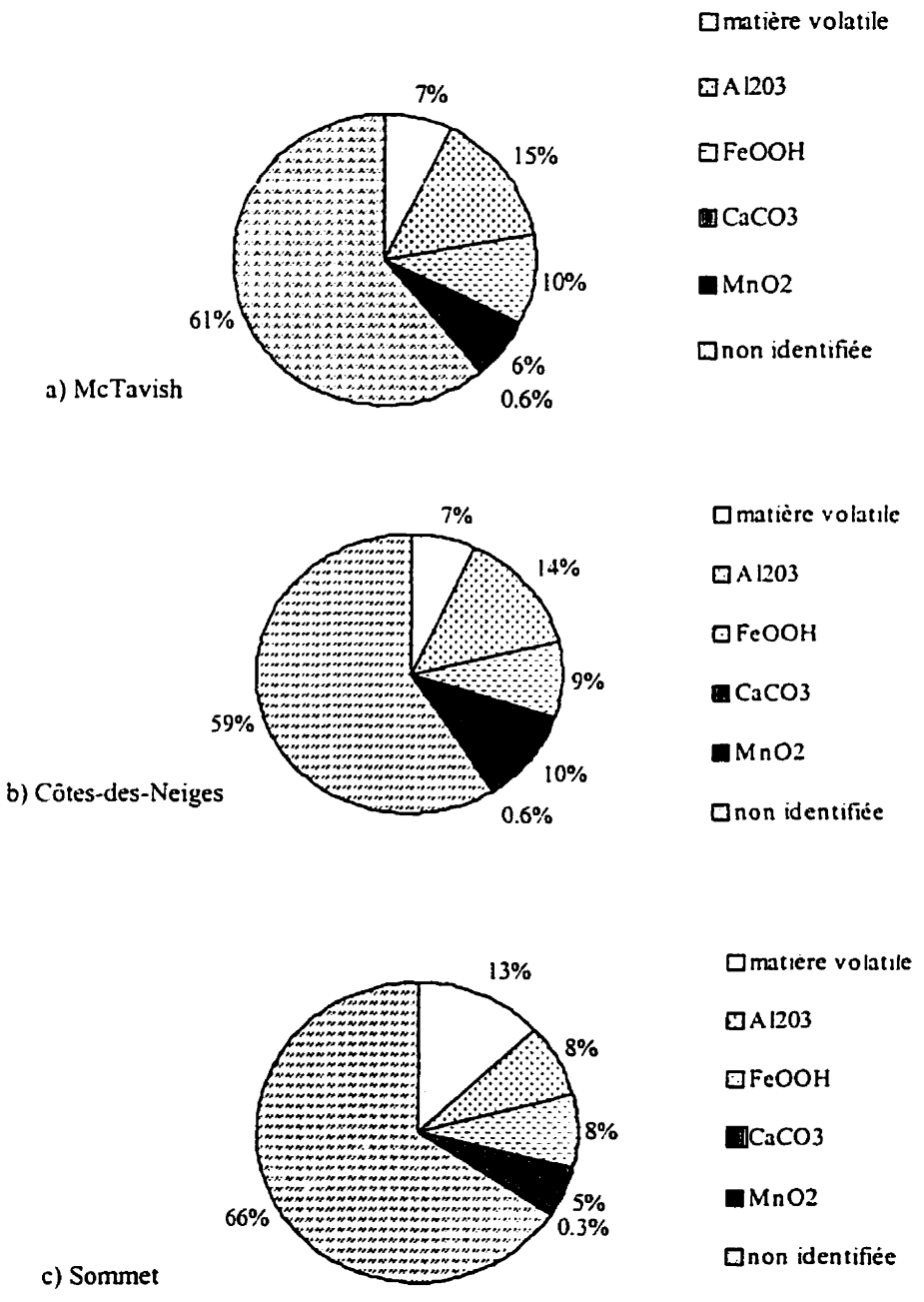



Figure4-18: Composition minéralogique moyenne des sédiments dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet (septembre 98)

La prédominance des composés minéraux dans les sédiments des réservoirs a déjà été rapportés par d'autres auteurs (Gauthier et *al.*, 1999, Schreiber et Schoenen, 1994), et peut s'expliquer par le fait que ces derniers ont une densité plus grande qui favorise leur sédimentation, ce qui n'est pas le cas des particules organiques. Le tableau 4.14 présente les résultats des analyses microbiologiques effectuées sur les différents sédiments prélevés en septembre.

Tableau 4-14: Mesure des paramètres microbiologiques sur les sédiments (Sept.98)

| Réservoirs (Sept.98, 22° C) | Nombre d'échantillon | Coliformes totaux échantillon positif /échantillons totaux | BHA (UFC/ 100 ml) |
|---|---|---|---|
| McTavish | 6 | 0/6 | NM |
| Côtes-des-neiges | 4 | 1/4 | 8200 ± 107 |
| Sommet | 2 | 1/2 | 50800 ± 81 |

NM : Non mesuré

Au réservoir McTavish, aucun coliforme n'a été détecté dans les six dépôts de sédiments prélevés. Au réservoir Côtes-des-Neiges, un échantillon sur les quatre sédiments prélevés s'est avéré positif en terme de coliforme et le nombre de BHA était de 8200 UFC/100 ml en moyenne dans les sédiments.

Au réservoir Sommet un des deux échantillons de dépôt prélevé était positif en coliforme. Les BHA étaient plus nombreux (508 UFC/ ml en moyenne) dans les dépôts prélevés dans les deux cuves. Cette présence importante de bactéries dans les dépôts de sédiments peut affecter la qualité de l'eau distribuée dans le réseau lors d'une remise en

suspension éventuelle des sédiments. Des auteurs ont mentionné que la colonisation microbienne des dépôts de sédiments présents dans les réservoirs est en relation avec l'apparition des micro-organismes dans le réseau car, une remise en suspension de ces dépôts peut entraîner une augmentation du nombre de bactéries dans le réseau, affectant ainsi la qualité de l'eau distribuée (Gauthier et *al.*, 1996 et Schoenen, 1994).

Il faut cependant remarquer que les dépôts de sédiments prélevés au réservoir Sommet contenaient la plus grande fraction de matière volatile, cette situation peut s'expliquer par le fait qu'au réservoir Sommet, les dépôts lorsqu'ils sont prélevés, ne sont pas exposés à de l'eau chlorée (contrairement aux réservoirs Côtes-des-Neiges et McTavish) et les bactéries cultivables de ces dépôts étant peu ou pas inactivées, contribuent à augmenter la matière volatile présente dans ces dépôts.

# CHAPITRE 5

# DISCUSSION DE SYNTHÈSE

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées à l'intérieur du réservoir (McTavish) et une autre sur deux autres réservoirs (Côtes-des-Neiges et Sommet) afin d'évaluer la variation des différents paramètres physico-chimiques et microbiologiques de la qualité de l'eau lors du stockage à l'intérieur des réservoirs. Ce chapitre présente une synthèse et une discussion des résultats obtenus durant les deux campagnes d'échantillonnage à l'intérieur du réservoir McTavish ainsi que l'évolution de la qualité de l'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la deuxième campagne d'échantillonnage.

## 5.1 Campagnes d'échantillonnage dans le réservoir McTavish

Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées durant les mois de juin (16°C) et septembre 1998 (22°C) à l'intérieur du réservoir McTavish. Aucune stratification de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur n'a été observée pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques (température, pH, turbidité, chlore libre résiduel, carbone organique total) et microbiologiques (BHA, coliformes totaux) mesurés. Cependant, des variations des concentrations moyennes en chlore libre (allant de 0,31 à 0,61 mg $Cl_2$/L) d'une cuve à l'autre ont été notées lors de la première campagne d'échantillonnage. Ces variations reflètent certainement les temps de séjour différents de l'eau présente dans chacune des cuves. Par ailleurs, la turbidité de l'eau dans les réservoirs était plus élevée que la moyenne (0,08 UTN) mesurée dans l'eau d'entrée, de plus elle variait de façon significative dans les réservoirs (entre 0,15 et 0,39

UTN en moyenne) durant cette campagne. Au cours de la deuxième campagne, la concentration en chlore libre variait entre 0,41 et 0,65 mg $Cl_2$/ml en moyenne dans les trois cuves du réservoir qui ont été échantillonnées, cependant, la turbidité de l'eau était stable et beaucoup plus faible (entre 0,05 et 0,06 UTN) que lors de la campagne précédente (tableau 5.1). En ce qui concerne les paramètres microbiologiques, 13 % des échantillons liquides (6/48) étaient positifs en coliformes totaux durant la première campagne. Par contre, aucun échantillon (0/25) n'a été détecté comme positif durant la deuxième. L'origine des coliformes mesurés au cours de la première campagne ne semble pas provenir d'une colonisation interne dans le réservoir, car aucune corrélation n'a été observée entre la présence des coliformes et les paramètres physico-chimiques mesurés. Trois hypothèses ont cependant été retenues pour expliquer l'origine de ces coliformes: il s'agit soit d'une intrusion provenant de l'usine, d'une contamination du réseau ou bien d'une contamination par les eaux d'intrusion. Les BHA variaient entre 30 et 1450 UFC/ 100 ml en moyenne dans les différentes cuves durant la première campagne. Tandis que lors de la seconde campagne, leurs nombres étaient plus faibles et variaient entre 9 et 78 UFC/100 ml et peuvent s'expliquer par les concentrations en chlore libre élevées présentes dans chaque cuve à cette période. LeChevallier et *al.*, (1991) ont observé que les températures élevées favorisent la croissance bactérienne. Cependant, au cours de cette étude, bien que la température de l'eau soit différente entre la première (16°C) et la deuxième campagne (22°C), cette tendance n'a été observée ni pour les BHA, ni pour les coliformes à cause de la présence importante de chlore libre qui, a permis de limiter le développement des bactéries hétérotrophes dans l'eau.

L'influence du désinfectant sur le développement des bactéries libres a déjà été observée dans d'autres études effectuées sur le réseau de distribution (Mathieu et *al.*, 1992, Power *et al.*, 1999). Par ailleurs, les parois des réservoirs ont été examinées durant la première campagne seulement et ne semblent pas être une source de contamination importante de l'eau qui transite au sein du réservoir, car aucun échantillon positif en coliforme n'a été observé sur le biofilm prélevé sur les parois. Cependant, nous avons constaté que les parois étaient colonisées par des BHA, dont les nombres variaient de façon significative d'une station à l'autre (entre 63 à 15250 UFC/cm$^2$). Au niveau des sédiments, aucun coliforme n'a été détecté au cours des deux campagnes d'échantillonnage réalisées dans le réservoir McTavish. 'une façon générale, en terme de bactéries cultivables, la qualité de l'eau était meilleure au cours de la deuxième campagne, car aucun coliforme n'a été détecté dans les différents échantillons prélevés.

Tableau 5-1 : Caractéristiques moyennes de l'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant les deux campagnes d'échantillonnage

| | **Juin 98** | | | | | | **Septembre 98** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Réservoir | McTavish | | | | | | McTavish | | | Côtes-des-Neiges | | Sommet | |
| Cuve | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1 | 5 | 6 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Nbre N | 8 | 6 | 9 | 9 | 7 | 9 | 8 | 8 | 9 | 9 | 9 | 5 | 5 |
| Temp. (°C) | 16,5 | 16,0 | 16,0 | 16,0 | 16,0 | 16,0 | 22,0 | 22,0 | 22,0 | 22,0 | 22,0 | 22,0 | 21,5 |
| pH | 7,77 | 7,68 | 7,78 | 7,80 | 7,76 | 7,65 | 7,80 | 7,80 | 7,9 | 7,80 | 7,80 | 7,79 | 7,8 |
| Turbidité(UTN) | 0,20 | 0,39 | 0,15 | 0,27 | 0,20 | 0,26 | 0,05 | 0,06 | 0,05 | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,05 |
| Chlore libre (mg $Cl_2$/L) | 0,38 | 0,31 | 0,56 | 0,61 | 0,47 | 0,42 | 0,41 | 0,48 | 0,65 | 0,42 | 0,37 | 0,00 | 0,00 |
| Chlore total (mg $Cl_2$/L) | 0,45 | 0,33 | 0,64 | 0,69 | 0,63 | 0,58 | 0,54 | 0,58 | 0,76 | 0,33 | 0,13 | 0,11 | 0,10 |
| BHA (UFC/100 ml) | 710 | 1450 | 30 | 70 | 1040 | 120 | 78 | 25 | 9 | 33 | 13 | 425 | 295 |
| % positif (coliforme) | 6,5 | 0 | 0 | 0 | 4,3 | 2,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0 | 0 |

## 5.2 Évolution de la qualité de l'eau dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la deuxième campagne

Durant la deuxième campagne d'échantillonnage, les trois réservoirs ont été visités successivement. La température de l'eau était de 22 °C en moyenne dans tous les réservoirs. Seul le chlore libre présentait des variations significatives d'un réservoir a l'autre, donc selon le temps de séjour de l'eau dans le réseau. Les valeurs moyennes étaient de 0,55 mg $Cl_2$/l dans le réservoir McTavish, de 0,39 mg $Cl_2$/l dans le réservoir Côtes-des-Neiges et de 0,0 mg $Cl_2$/l dans le réservoir Sommet. Au niveau des paramètres bactériologiques aucun coliforme n'a été détecté dans les liquides et de sédiments prélevés dans le réservoir McTavish. Par contre dans le réservoir Côtes-des-Neiges, la faible diminution du chlore libre due a l'augmentation du temps de séjour de l'eau entraîne l'apparition des coliformes dans l'eau et les sédiments. Deux échantillons liquides (2/18) se sont avérés positifs en coliformes. Dans le réservoir Sommet, magré l'absence du chlore, aucun échantillon n'était positif en coliforme.

Bien qu'une augmentation des BHA après le passage de l'eau dans les réservoirs ait été observée par Kerneis *et al.*, (1995), les valeurs moyennes de BHA mesurées dans cette étude ne présentent pas de variation significative au niveau des réservoirs étudiés et se situent dans la gamme des valeurs précédemment mesurées dans le reste du réseau (Desjardins et al., 1997). Cependant, l'absence de chlore libre dans le réservoir Sommet due au long temps de séjour entraîne une augmentation des bactéries hétérotrophes dans l'eau .(figure 5.1). Ces résultats sont en accord avec les observations faites par Kerneis

*et al.*, (1995), et confirment dont l'impact significatif des temps de séjours sur le développement des BHA.

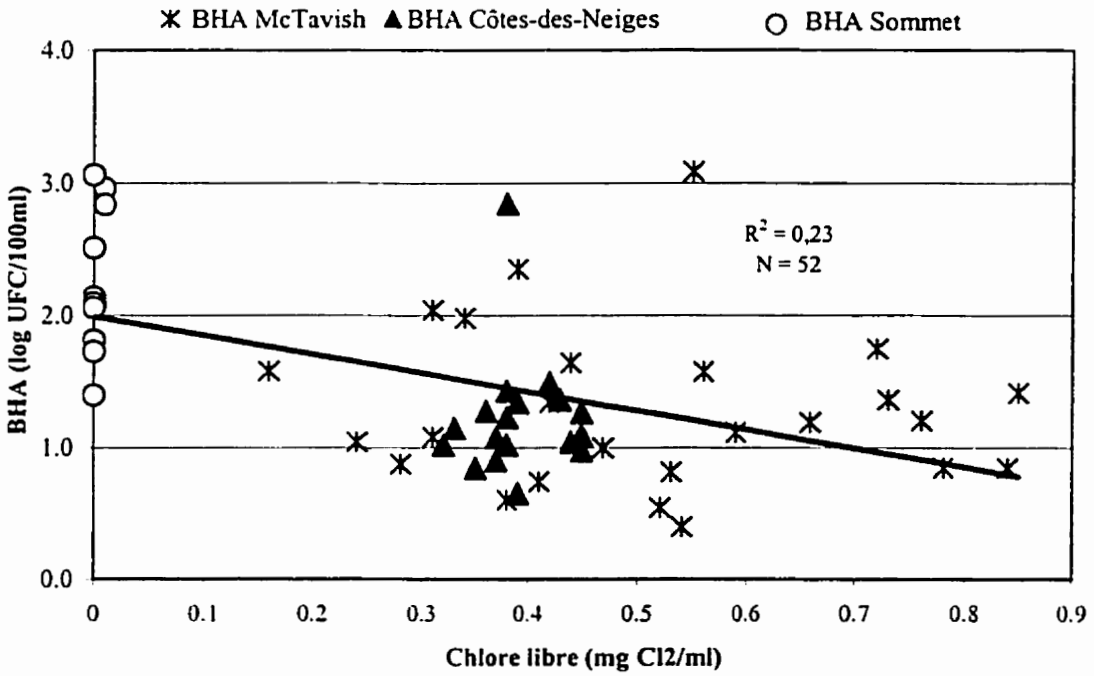



Figure 5-1: Relation entre le chlore libre et les BHA dans les réservoirs McTavish, Côtes-des-Neiges et Sommet durant la deuxième campagne (septembre 1998)

La figure 5.1 montre que la présence régulière de chlore dans les réservoirs McTavish et Côtes-des-Neiges permet de limiter le nombre de BHA dans l'eau ce qui n'est pas le cas dans le réservoir Sommet à cause de l'absence de chlore libre.

Le tableau 5.2, présente les résultats moyens des paramètres physico-chimiques mesurés sur les dépôts de sédiments prélevés durant la deuxième campagne.

Tableau 5-2 : Résultats moyens des paramètres microbiologiques mesurés sur les sédiments prélevés durant les deux campagnes d'échantillonnage dans les réservoirs

| | Juin 98 | Septembre 98 | | |
|---|---|---|---|---|
| Réservoir | McTavish | McTavish | Côtes-des-Neiges | Sommet |
| Nombre d'échantillons | 10 | 6 | 4 | 2 |
| BHA (log UFC/100 ml) | 7500 | NM | 8000 | 5000 |
| Echantillon positif en coliforme | 0 | 0 | 1/4 | 50 |

NM : non mesuré

Les sédiments prélevés dans le fond des réservoirs étaient colonisés par les coliformes et par les BHA. Cependant, la densité bactérienne présente dans ces sédiments était relativement faibles, des valeurs plus élevées (de l'ordre $10^6$ UFC/ml) ayant été rapportées par d'autres auteurs (Gauthier *et al.*, 1996 ; Shoenen et Shreiber, 1994). Cette faible colonisation des dépôts indique que la fraction de matière organique est faible dans les particules de matières qui sédimentent dans les réservoirs étudiés.

# CHAPITRE 6

# DEVELOPPEMENT ET APPLICATION DE LA TECHNIQUE D'HYBRIDATION IN-SITU (FISH) POUR LA DETECTION DES BACTERIES COLIFORMES DANS L'EAU POTABLE

## 6.1 Introduction

Depuis de nombreuses années, les bactéries coliformes sont utiliseés comme indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau potable, mais aussi pour évaluer l'efficacité et l'intégrité d'un système de distribution. Les bactéries coliformes sont présentes dans la flore intestinale des hommes, chez les animaux à sang chaud et dans l'environnement. A l'exception de quelques espèces (*Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*) la plupart des coliformes ne sont pas pathogènes (coliformes totaux). Cependant, il existe des normes et des règlements en ce qui concerne leur présence dans l'eau distribuée. Selon le U.S. Environnmental Protection Agency (U.S.EPA), seulement 5% des échantillons prélevés au cours d'un mois devraient être positifs en coliformes totaux. En général, la plupart des normes bactériologiques en terme de potabilité de l'eau reposent encore sur l'utilisation des méthodes traditionnelles. Ces méthodes sont basées sur la mise en culture des échantillons sur des milieux sélectifs tels que le M-Endo ou le m-T7 pour la détection des bactéries coliformes.

Suite aux résultats obtenus durant les différentes campagnes d'échantillonnage réalisées sur les réservoirs, il nous est apparu que ces méthodes étaient peu sensibles pour la détection des bactéries coliformes en réseau de distribution. De nombreuses bactéries blessées lors de la désinfection sont incapables de former des colonies sur des

milieux de culture qui sont souvent très sélectifs (McFeters, 1990). Cependant des études ont montré que ces coliformes blessés peuvent réparer leurs lésions cellulaires et se multiplier plus loin dans le réseau de distribution, lorsque le désinfectant résiduel diminue (Waters, S et *al.*,1989; Brazos, B.J et *al.*, 1985). En effet, il est de plus en plus reconnu que l'utilisation des méthodes traditionnelles dans le cadre du suivi de la qualité bactériologique de l'eau potable présente plusieurs limites. Ces méthodes sous-estiment fortement le nombre de bactéries totales présentes dans un échantillon. Plusieurs études ont montré que la majorité des bactéries des milieux aquatiques oligotrophes étaient métaboliquement actives, et que leur nombre réel est plus élevé que celui obtenu par les méthodes de mise en culture (Roszak et Colwell, 1987; Coallier et *al*, 1994). Selon Coallier et *al.*, (1994), moins de 1% des bactéries sont cultivables sur des milieux de culture. L'incapacité des bactéries des milieux oligotrophes a former des colonies sur les milieux nutritifs peut être due 1) à l'entrée transitoire des cellules dans un état viable mais non cultivable (Roszak et Colwell, 1987) ou 2) à des conditions de culture inadéquates. Byrd et *al*, (1991) ont montré que les bactéries des genres *Klebsiella* et *Enterobacter* peuvent perdre rapidement leur capacité de se développer sur un milieu de culture après un séjour dans l'eau tout en restant viables. Ces résultats suggèrent que des micro-organismes pathogènes peuvent survivre dans le réseau de distribution sans pour autant être détectés par les méthodes traditionnelles lors du suivi microbiologique. De plus, le temps requis pour la détection et l'identification des micro-organismes par les méthodes traditionnelles est très long (minimum de 24 h). Afin de limiter les risques

d'épidémies dues à l'ingestion d'une eau contaminée par des pathogènes, il faut disposer des méthodes sensibles et rapides.

D'autres méthodes alternatives de détection de coliformes ont donc été développées. Certaines de ces méthodes telles que le Colilert sont basées sur l'activité enzymatique des bactéries et nécessite encore une mise en culture de l'échantillon. D'autres méthodes directes de détection de coliformes telles que l'immunofluorescence ou le PCR ont été suggérées cependant, elles sont très spécifiques et peu sensibles (Richardson et *al.*, 1991; Bej, et *al.*, 1990).

Au cours des dernières années, la technique d'hybridation fluorescente in-situ (Fluorescent In-Situ Hybridization) ou FISH a révolutionné le domaine de l'écologie microbienne. Cette technique permet de détecter et d'énumérer les bactéries dans leur écosystème sans nécessiter d'étape de culture (Olson et *al.*, 1986). L'un des principaux avantages de la technique FISH comparativement aux méthodes de culture est qu'elle permet la détection rapide des microorganismes.

### 6.1.1 Principe de la technique d'hybridation in-situ (FISH)

Cette technique utilise les propriétés de l'ARN ribosomique (ARNr) pour détecter et identifier les bactéries. Elle consiste à cibler l'ARNr des cellules bactériennes entières qui ont été préalablement fixées par des sondes oligonucléotidiques marquées par des fluorochromes (Bidnenko et *al.*, 1998). Les ARNr sont des molécules bien conservées chez les bactéries et présentent des caractéristiques plus ou moins communes qui permettent de différencier des groupes bactériens à différents niveaux phylogénétiques (Giovannoni et *al.*, 1988). Ces molécules possèdent donc l'information génétique permettant de connaître l'identité de la bactérie à laquelle ils appartiennent (Amann et *al.*, 1990). L'activité métabolique de la bactérie est mesurée à travers son abondance relative en ARNr (Amann et *al.*,1997). Le FISH est une technique intéressante par le fait que les bactéries contiennent des quantités importantes de ribosomes ($10^3$ à $10^5$ par cellule chez les bactéries en croissance exponentielle) contenant des ARN ribosomiques qui sont autant de sites de fixation pour les sondes oligonucléotidiques, ce qui augmente la sensibilité de la méthode (Giovannoni et *al.*, 1988; Betzl, et *al.*, 1990 ; Amann et *al.*, 1997).

En pratique, le FISH se déroule en plusieurs étapes. La première étape consiste à fixer l'échantillon. Le but de la fixation est de rendre les cellules perméables aux sondes oligonucléotiodes. La fixation est faite à l'aide des solvants organiques tels que le paraformaldéhyde ou l'éthanol. Par la suite les cellules sont déshydratées à l'aide de différentes concentrations d'éthanol. Après la déshydratation, on procède à l'hybridation qui consiste à ajouter en concentration saturante les sondes marquées sur l'échantillon

fixé et à contrôler la température et la composition du milieu afin de favoriser l'appariement non équivoque de la sonde à la séquence cible. Les sondes en excès sont ensuite enlevées par un tampon de lavage et les bactéries marquées sont visualisées à l'aide d'un microscope à épifluorescence (Amann, et *al.*,1997). La température d'hybridation et de lavage, la concentration des sels et de formamide sont des conditions strictes et spécifiques à chaque sonde et doivent être respectées pour éviter des appariements non spécifiques ou l'absence de détection des cellules hybridées.

De nos jours, l'hybridation in-situ est un outil de plus en plus utilisé pour l'analyse phylogénétique des groupes bactériens dans leur habitats naturels et l'identification in-situ des microorganismes non cultivables (Amann, 1995; Amann, et *al.*,1995 ; Amann et *al.*, 1991). Dans les systèmes oligotrophes tels que l'eau potable, l'application du FISH peut être limitée à cause du faible contenu en ribosomes des cellules (Amann et *al.*,1995b). Cependant, dans plusieurs études récentes, le FISH a été appliqué avec succès pour la caractérisation phylogénétique des communautés microbiennes présents dans les milieux oligotrophes tels que les lacs, l'eau potable et les biofilms (Glöckner et *al.*, 1996; Manz et *al.*, 1993; Kalmbach et *al.*, 1997). Etant donné que la technique FISH présente de grands potentiels pour l'étude microbiologique de l'eau potable, nous l'avons donc développé et appliqué pour la détection des bactéries coliformes dans les échantillons d'eau potable. La sonde spécifique utilisée dans cette étude est complémentaire à l'ARNr 16S des membres de la famille des *Enterobacteriaceae* dont font partie les coliformes. Cette sonde a été pour la première fois utilisée pour détecter des *Enterobacteriaceae* dans l'urine des patientes ayant des

infections urinaires (Mittleman et *al.*, 1997). Elle a été également utilisé pour détecter les coliformes dans un effluent d'eau municipal (Rockabrand et *al.*, 1999). Selon nos recherches, c'est la première fois qu'elle est appliquée pour la détection des bactéries coliformes dans l'eau potable.

## 6.2 Matériels et méthodes

### 6.2.1 Choix des oligonucléotides

Les sondes oligonucléotidiques et les marqueurs utilisés dans cette étude sont présentés au tableau 6.1. Il s'agit de la sonde EUB338 complémentaire à la région de l'ARNr 16S de toutes les eubactéries (Amann et *al.*,1990) et sert de contrôle positif. La deuxième sonde est la sonde ENTERO, spécifique aux *Enterobacteriaceae* et chez quelques espèces non *Enterobacteriaceae* tels que *Plesiomonas shigelloides* et les insectes endosymbionts. La troisième sonde utilisée est la sonde AER66 complémentaire à la région de l'ARNr 16S des *Aéromonas* sp. et qui a servi comme contrôle négatif pour les souches de coliformes (Snaidr et al, 1997). Toutes ces sondes ont été synthétisées par INTERACTIVA Biotechnologie Gmbh en Allemagne et marquées par un fluorochrome (CY3 ou fluorescéine) en position 5'.

Tableau 6-1: Sondes oligonucléotidiques utilisées et leur spécificité

| Sonde | Séquences | Fluorochromes | Spécificité |
|---|---|---|---|
| EUB338 | 5'-GCTGCCTCCCGTAGGAGT-3' | Fluorescéine, CY3 | ARNr 16S (338-355) de toutes les eubactéries |
| ENTERO | 5'-CATGAATCACAAAGTGGTAAGCGCC-3' | CY3 | ARNr 16S de nombreuses *Enterobacteriaceae* |
| AER66 | 5'-CTACTTTCCCGCTGCCGC-3' | CY3 | ARNr 16S des *Aeromonas sp.* |

### 6.2.2 Préparation des souches de bactéries

Les différentes souches pures de bactéries testées sont présentées au tableau 6.2. Ce sont toutes des souches environnementales. Chaque souche pure de bactérie utilisée dans cette étude a été cultivée dans du TSB (Trytic Soy Broth, Difco Laboratories, Detroit, Michigan) et incubée pendant 24 h à 35 °C. Ensuite, 1 ml de chaque suspension cellulaire a été centrifugé pendant 1min. dans une microcentrifugeuse (3000 x g) à la température de la pièce, puis lavé deux fois dans du PBS (phosphate-buffered saline) frais à pH 7,2. Après lavage, les cellules sont mises en suspension dans 1 ml de PBS. La concentration des bactéries était comprise entre $10^2$- $10^7$ UFC/ml selon les souches.

Tableau 6-2 : Souches de bactéries testées

| Souches de bactéries | Origine |
|---|---|
| *Citrobacter freundii* | Réseau de Montréal |
| *Enterobacter cloacae* | Réseau de Montréal |
| *Enterobacter Agglomerans* | Réseau de Montréal |
| *Escherichia coli* | Réseau de Montréal |
| *Klebsiella pneumonia* | Réseau de Montréal |
| *Aeromonas sp.* | Réseau de Montréal |
| *Methylobacterium sp.* | ATCC 21372 |
| *Ancylobacter aquaticus* | ATCC 25396 |
| *Alcaligenes faecalis* | ATCC 337 |
| *Pseudomonas aeruginosa* | Réseau de Laval |

### 6.2.3 Préparation des réactifs et des solutions

- **Solution tampon PBS**

Il est constitué d'un mélange de NaCl (130 Mm) et de $Na_2$ $HPO_4$ (10 mM) (Sigma Chemical, St. Louis, Mo) et le pH est ajusté à 7,2. Ensuite la solution est autoclavée pendant 20 min à 121°C.

- **Solution de paraformaldéhyde**

La solution de para-formaldéhyde 4 % est préparée dans du tampon PBS à pH 7,2. Pour la dissoudre, elle est légèrement chauffée sous agitation constante. Les manipulations sont effectuées sous une hotte avec des gants.

- **Les sondes oligonucléotidiques marquées avec un fluorochrome**

Toutes les sondes livrées sous forme lyophilisées ont été diluées dans une solution de 10mM TRIS-0,5 mM EDTA afin de constituer une solution -mère de 1,5 µg/µl. Ensuite, des solutions de travail d'une concentration de 25 ng/µl ont été constituées, en diluant 1 µl de la solution-mère avec de l'eau stérile, puis stockées en aliquots de 60 µl à -20° C.

- **La solution d'hybridation**

Elle est constituée de formamide (35%), NaCl (0,9 M), TRIS-HCl (20 mM) à pH 7,2, et de SDS (0,01%). Ensuite la solution est filtrée sur du 0,22 µm GS Millex filter (Millipore Corp.) puis stockée en aliquots de 10 ml à -20° C.

- **La solution de lavage**

Elle est constituée de TRIS-HCl (20 mM) à pH 7,2, de SDS (0,01%), de NaCl (40 mM), EDTA (5mM), puis autoclavée pendant 20 min à 121°C.

### 6.2.4 Procédure d'hybridation in-situ

#### 6.2.4.1 Cas des souches pures de bactéries

1- Étape de fixation (Amann et *al.*, 1990)

La fixation de chaque souche est effectuée en incubant 1 ml d'une suspension cellulaire préalablement lavée au PBS avec 500 µl de para-formaldéhyde 4% pendant 15 min à la température de la pièce. Ensuite une centrifugation est effectuée à 3000 x g (Eppendorf microfuge) pendant 1 min et le surnageant est jeté. Une seconde incubation de 15 min est effectuée suivie d'une centrifugation de 1 min à 3000 x g (Eppendorf microfuge). Par la suite, on effectue une dernière incubation qui dure 2,5 heures. Après cette dernière incubation, les cellules sont lavées dans du PBS puis centrifugées à 3000 x g (Eppendorf microfuge). Après lavage, les cellules sont mises en suspension dans 100 µl de PBS/ éthanol 95 % (1:1), puis conservées à -20° C

2- Étape de déshydratation

Les cellules sont décongelées en les plaçant dans de la glace à 4°C. Ensuite, 10 µl de la suspension cellulaire est déposée dans les puits des lames microscopiques (Cel-Line Associates Inc, Newfield, NJ). Des dilutions sont effectuées avec du PBS si la suspension est trop concentrée. On veut obtenir environ 25 bact./champ microscopique. Pour les

essais sur les filtres, on dilue 10 µl de la suspension dans 1ml de PBS. Ensuite, l'échantillon est filtré sur des membranes en polycarbonate de couleur blanche de (25 mm de diamètre et de 0.22 µm de porossité, Millipore) avec des sous filtres en nitrocellulose (0.45 µm . Whatman). Une fois que la suspension est séchée, on procède à la déshydratation à l'aide de différentes concentrations d'éthanol (50, 70, 94%). On couvre la suspension avec chaque solution d'éthanol (10 µl environ) en commençant par la plus faible concentration. Ensuite on compte 3 minutes, puis on récupère l'excédent si possible. Après la déshydratation, on laisse sécher les lames ou les filtres à la température ambiante.

3- Étape d'hybridation in-situ (Amann et *al.*, 1990)

L'hybridation s'effectue en ajoutant 9µl de la solution d'hybridation et 1µl de sonde à 25 ng/µl dans les puits des lames microscopiques. On prépare également un puits témoin (contrôle négatif), dans lequel on ajoute seulement la solution d'hybridation. Lorsque les essais sont effectués sur les filtres, on ajoute 48 µl de solution d'hybridation et 2µl de sonde à 50 ng/µl. Les lames sont ensuite déposées dans la chambre d'hybridation, qui est constituée par une boîte fermée, dont le fond est couvert d'un papier adsorbant imbibé d'eau afin de préserver l'humidité de la chambre. Si la boîte est translucide, on l'entoure avec du papier aluminium, les fluorochromes étant sensibles à la lumière, l'hybridation est effectuée à l'abri de la lumière.

Ensuite la boîte est déposée délicatement dans le bain-marie, tout en évitant de faire entrer l'eau à l'intérieur de la boîte. L'incubation est effectuée à 46° C pendant 90 minutes.

4- Étape de lavage

Les lames ou les filtres sont déposés dans une boite de Pétri, puis recouverts avec 10 ml de solution de lavage, préchauffée à 46°C. Ils sont ensuite placés dans la boîte et incubés pendant 15 minutes à 48°C. Après incubation, les lames sont retirées de la boîte et rincées avec 5 ml d'eau stérile, puis séchées à l'abri de la lumière et du fade retardant (Citifluor) est ajouté. Ensuite, les cellules sont visualisées sous un microscope à épifluorescence de marque Nikon équipée d'une lampe a mercure avec des filtres de type Omega (XF 108 et). Pour les essais sur les membranes, après incubation, elles sont à nouveau rincées en les filtrant avec 3 ml de solution de lavage préchauffée, et 3 ml d'eau stérile. Le comptage des cellules est effectué au grossissement 100 X, cinq champs en moyenne sont comptés par lame. Les images ont été prises à l'aide d'un microscope Leitz muni d'une caméra CCD (Cool charge deviced).

#### 6.2.4.2 Cas des échantillons environnementaux

L'application du FISH a été effectuée sur différents échantillons environnementaux:

**1. Eau d'intrusion**

De l'eau d'intrusion s'écoulant dans les drains installés sur les toits des réservoirs d'eaux filtrées du réseau de distribution a été prélevée durant la période de fonte (avril 1999)

dans une bouteille stérile puis analysée. Des volumes de 1 ml et 3 ml ont été filtrés pour la détection des bactéries coliformes par hybridation avec la sonde ENTERO.

**2. Eau brute, filtrée, traitée et du réservoir**

Des échantillons (eau brute, eau filtrée, eau traitée et eau du réservoir) ont été prélevés entre le 29/09/99 et le 06/10/99 sur le réseau de distribution. Des bouteilles stériles de 100 ml sont utilisées pour les échantillons d'eaux brutes et filtrées et les bouteilles stériles duplicata 1 litre contenant du thiosulfate de sodium (10% ) pour les échantillons d'eau traitée et des réservoirs. Des volumes de 10 ml (eau brute et filtrée ) et 100 ml (eau traitée et réservoir ) ont été filtrés en duplicata pour la détection des coliformes par hybridation avec la sonde ENTERO.

**3. Eau de source**

Un litre d'eau de source (Evian) acheté dans le commerce a été analysé pour la détection des bactéries coliformes par hybridation avec la sonde ENTERO. Le volume d'eau filtré était de 100 ml.

**Procédure expérimentale**

1. Chaque échantillon d'eau est filtré sur des membranes en polycarbonate de couleur blanche (pore 0.2 µm ; type GTP 2500 ; Millipore) qui sont placées sur des supports de filtres de type nitrocellulose (0.45 µm ; Whatman) en appliquant un vide. Pour les échantillons d'eaux d'intrusion, brute et filtrée, les membranes de 25 mm de diamètre

sont utilisées. Pour les échantillons d'eau traitée, réservoir et source, les membranes de 47 mm de diamètre ont été utilisées. Chaque filtre est ensuite recouvert avec 3 ml de tampon PBS frais (pH 7.2) contenant 4% de paraformaldehyde ( Sigma ) pendant 30 min à la température de la pièce.

2. Le fixatif est enlevé en appliquant le vide et le filtre est ensuite recouvert avec 3 ml de tampon PBS et 3 ml d'eau distillée stérile qui sont enlevés tous les deux en appliquant le vide
3. Après séchage par le vide, les membranes fixées peuvent être hybridées tout de suite ou conservées dans des boîtes de pétri au congélateur à -20°C. Avant de procéder à l'hybridation, les membranes sont déposées sur des lames microscopiques, puis déshydratées avec différentes concentrations d'éthanol tel que mentionné ci-dessus. Les membranes de 47 mm de diamètre sont sectionnées en quatre avant d'être hybridées. L'hybridation et le lavage sont effectuées tel que décrit pour les souches pures.

### 6.2.5 Dénombrement des bactéries totales

#### 6.2.5.1 Bactéries totales par Acridine Orange

L'acridine orange a été utilisé pour énumérer les bactéries totales présentes dans l'échantillon d'eau d'intrusion. 1 ml d'échantillon dilué ($10^{-1}$) a été filtré sur une membrane en polycarbonate de couleur noir (pore 0.2 µm; 25 mm de diamètre, Millipore). La membrane a été recouverte avec 1 ml d'orange acridine (0.01% w/v) pendant 2 min. puis

rincée avec 4 ml d'eau Milli Q. Ensuite elle a été montée entre lame et lamelle avec une goutte d'huile à immersion (Hobbie et *al.*1977)

#### 6.2.5.2 Bactéries totales par DAPI

Le protocole proposé par Glöckner et *al.* (1996 ) a été modifié pour le dénombrement des bactéries par DAPI. Après hybridation et lavage, les membranes sont colorées en ajoutant 50 µl de solution de 4', 6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) à une concentration de 1µg/ml. Après 5min. d'incubation à l'abri de la lumière, les membranes sont rincées avec 1 ml d'eau stérile, puis séchées à l'air libre. Ensuite, elles sont déposées sur une lame et de l'antifade ( Citifluor) est ajouté entre lame et lamelle avant d'être comptées au microscope à épifluorescence. Les images sont prises à l'aide d'une caméra digitale et le temps d'exposition était de 2 secondes.

### 6.2.6 Dénombrement des bactéries par les méthodes de culture

Parallèlement à la méthode FISH, les méthodes de culture ont été utilisées pour le dénombrement des coliformes totaux sur M-Endo (Difco, Detroit, Mi) et des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHA) sur R2A dans les différents échantillons d'eaux testés. Tous les échantillons sont filtrés en duplicata à travers des membranes de 0,45 µm de porosité (Millipore) puis incubés pendant 24 h à 35°C pour les coliformes totaux et pendant 7 jours à 20°C pour les BHA.

### 6.2.7 Modification des conditions d'hybridation

Suite aux difficultés rencontrées lors des essais sur les échantillons environnementaux, quleques changements ont été faits pour optimiser les conditions d'hybridation. En effet, on trouvait plusieurs petites particules qui hybridaient avec la sonde spécifique ENTERO et qui n'étaient pas visualisées au DAPI. De plus, il était difficile de compter les bactéries détectées par la sonde EUB338 marquée avec la fluorescéine, car l'intensité du signal lumineux des cellules hybridées était faible. Des modifications suivantes ont été apportées au protocole expérimental en suivant les conditions décrites dans le protocole de Mittelman et *al.*, (1997). Un nouveau tampon sans formamide a été constitué et la concentration de NaCl dans la solution de lavage a été augmentée, passant de 0,04M, à 0,9 M. Du diethylpyrocarbonate à 0,2% a été ajouté dans la solution de lavage et la température de lavage a été augmentée à 55°C. Ensuite, après hybridation, les membranes sont rincées avec 1ml de solution de lavage et 1ml d'eau distillée au lieu de 3ml pour éviter de baisser le pH, la fluorescéine étant sensible au pH. Avec ces nouvelles conditions, nous avons observé que les cellules qui hybridaient avec la sonde EUB338-Fluos étaient plus visibles et il n'y avait plus d'hybridation non spécifique entre la sonde spécifique et les particules de matière présentes dans les échantillons.

### 6.2.8 Essai de désinfection au chlore

Pour évaluer l'effet de la désinfection sur la viabilité des bactéries coliformes, 20µl d'une suspension cellulaire *E. coli* cultivée la veille dans du TSB (Trytic Soy Broth) ont été mélangé avec 20 ml de tampon PBS à pH 7.2. Pour préparer les échantillons témoins sans

chlore, 4 ml du mélange précédent ont été transféré dans une éprouvette stérile et des analyses ont été effectuées pour les coliformes totaux sur m-Endo, BHA sur R2A, *Bac*Light, DAPI et FISH.

Ensuite, une solution de chlore a été ajoutée au reste du mélange pour une concentration finale de 0,5 mg $Cl_2$/ml, puis la bouteille a été agitée. Après 2 min. de temps de contact, du thiosulfate à 10 % a été ajouté dans la bouteille pour arrêter la réaction du chlore, suivie d'une agitation. Le bouchon a été légèrement desserré pour permettre l'évaporation du chlore et la bouteille a été placée sur le comptoir à la température de la pièce. Ensuite, 1ml du mélange a été prélevé pour les différentes analyses (coliformes totaux sur m-Endo, BHA sur R2A, DAPI et FISH) en fonction des différents temps d'incubation (2 min, 16 h, 24 h, 36 h, 48 h, 72 h, 98 h et 120 h). Les analyses pour le *Bac*Light ont été effectuées seulement pour l'échantillon témoin (sans chlore) et après 2 min. de temps d'incubation.

## 6.3 Résultats

### 6.3.1 Vérification de la spécificité des sondes oligonucléotidiques

La spécificité des sondes oligonucléotidiques choisis a été vérifiée selon deux approches. Dans la première approche, plusieurs programmes du National Center for Biotechnology Information (NCBI) tels que Blast, FastA, PubMed, et le programme CHECK-PROBE du Ribosome Database Project (RDP). Les informations obtenues à l'aide de ces programmes ont révélé que les sondes choisies étaient bien spécifiques aux organismes que nous voulions cibler. En effet, la séquence de la sonde EUB338 est

présente chez tous les différents groupes des eubactéries. La séquence ENTERO est bien conservée parmi les membres des *Enterobacteriaceae*, mais elle est également retrouvée chez quelques organismes non coliformes tels que *Plesiomonas shigelloides* et chez des insectes endosymbiontes. Cependant, ces organismes ne sont pas rencontrés dans les échantillons environnementaux parce qu'ils sont incapables de vivre à l'extérieur de leurs hôtes (Loge, F.J et *al.*, 1999). En ce qui concerne la séquence AER 66, elle est bien spécifique aux groupes des *Aeromonas.* La figure 6.1 présente l'arbre généalogique des *Enterobacteriaceae* selon RDP.

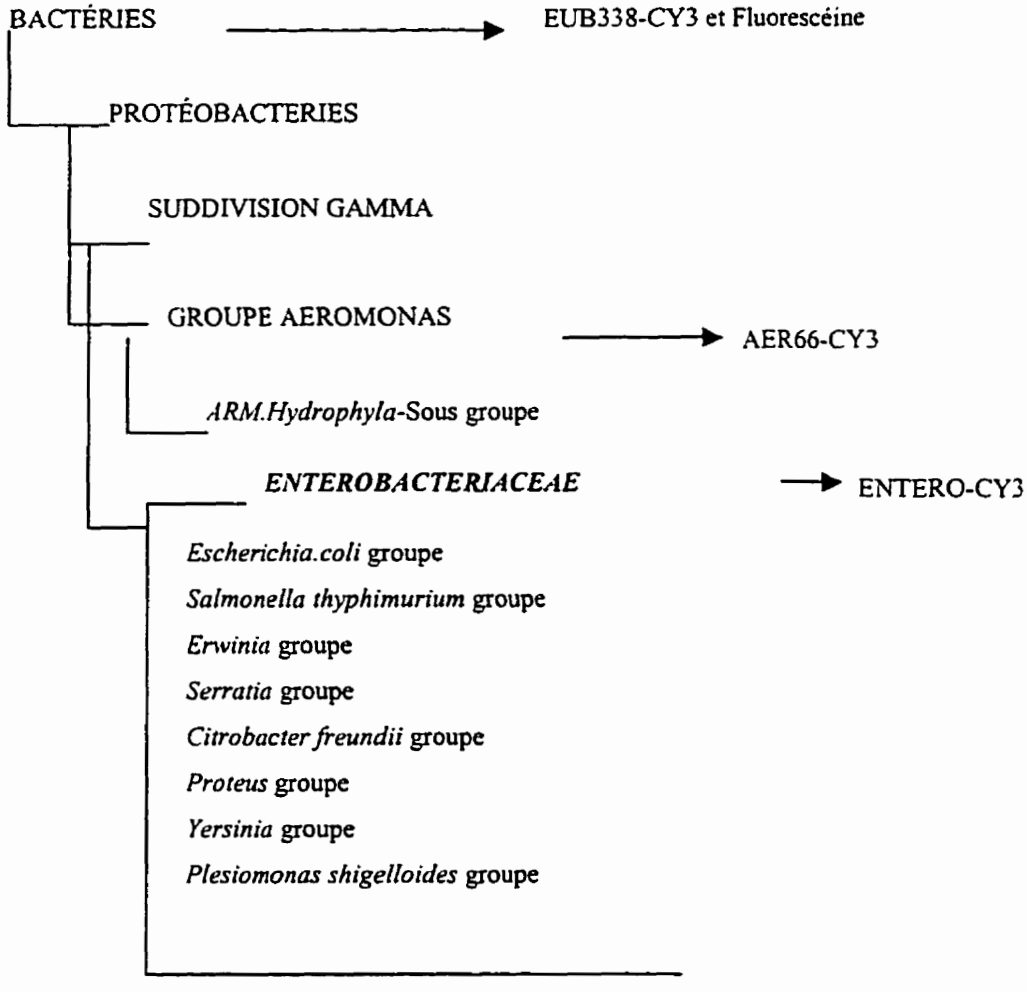



Figure 6-1: Arbre généalogique des *Enterobactériceae* selon RDP

Dans la deuxième approche, la spécificité des sondes a été testée en effectuant des essais d'hybridation avec des souches pures de bactéries coliformes et non coliformes. La sonde EUB338 a servi comme contrôle positif pour toutes les bactéries (Amann et *al.*, 1990). La sonde ENTERO a été validé sur cinq souches de bactéries coliformes (*E. coli, Enterobacter cloacae, Citrobacter freundii, Enterobacter agglomerans, Klebsiella*

*pneumonia)* et sa spécificité a été testé sur cinq souches de bactéries non coliformes (*Aeromonas sp, Methylobacterium sp, Ancylobacter sp, Alcaligenes faecalis, Pseudomonas aeruginosa*). La sonde AER66 a été validée sur la souche *Aeromonas* et sa spécificité a été testée sur les souches de coliformes citées ci-dessus. Une coloraion au DAPI a été également faite avec toutes les souches. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 6.3

Tableau 6-3: Validation de la spécificité des différentes sondes oligonucléotidiques

| Organismes | Réaction DAPI | Réaction EUB338-Fluos | Réaction EUB338-CY3 | Réaction ENTERO | Réaction AER66 |
|---|---|---|---|---|---|
| *Citrobacter freundi* | Positive | Positive | Positive | Positive | Négative |
| *Enterobacter cloacae* | Positive | Positive | Positive | Positive | Négative |
| *Enterobacter Agglomerans* | Positive | Positive | Positive | Positive | Négative |
| *Escherichia coli* | Positive | Positive | Positive | Positive | Négative |
| *Klebsiella pneumonia* | Positive | Positive | Positive | Positive | Négative |
| *Aeromonas sp.* | Positive | Positive | Positive | Négative | Positive |
| *Methylobacterium* | Positive | Positive | Positive | Négative | ND |
| *Ancylobacter* | Positive | Positive | Positive | Négative | ND |
| *Alcaligenes* | Positive | Positive | Positive | Négative | ND |
| *Pseudomonas aeruginosa* | Positive | Positive | Positive | Négative | ND |

ND: Non déterminé

Toutes les cellules colorées au DAPI hybridaient avec la sonde EUB338-Flous à (98,9 % ± 0,1), et le pourcentage d'hybridation de la sonde ENTERO avec les différentes souches de coliformes était de 70 % ± 0,1 pour les cellules en phase stationnaire et de 99,9% ± 0,1 pour les cellules en phase exponentielle. Cependant, le signal d'hybridation était plus intense avec le marqueur CY3 qu'avec la fluorescéine. La figure 6.2 présente

l'hybridation de la souche *E. coli* avec la sonde ENTERO. L'image au DAPI présente toutes les bactéries et l'image en épifluorescence présente les cellules hybridées avec la sonde. Aucun signal d'hybridation n'a été observé entre la sonde ENTERO et les bactéries non coliformes testées. La sonde AER66 était positive avec la souche *Aeromonas sp.*, mais pas avec les différentes souches de coliformes utilisées dans cette étude.

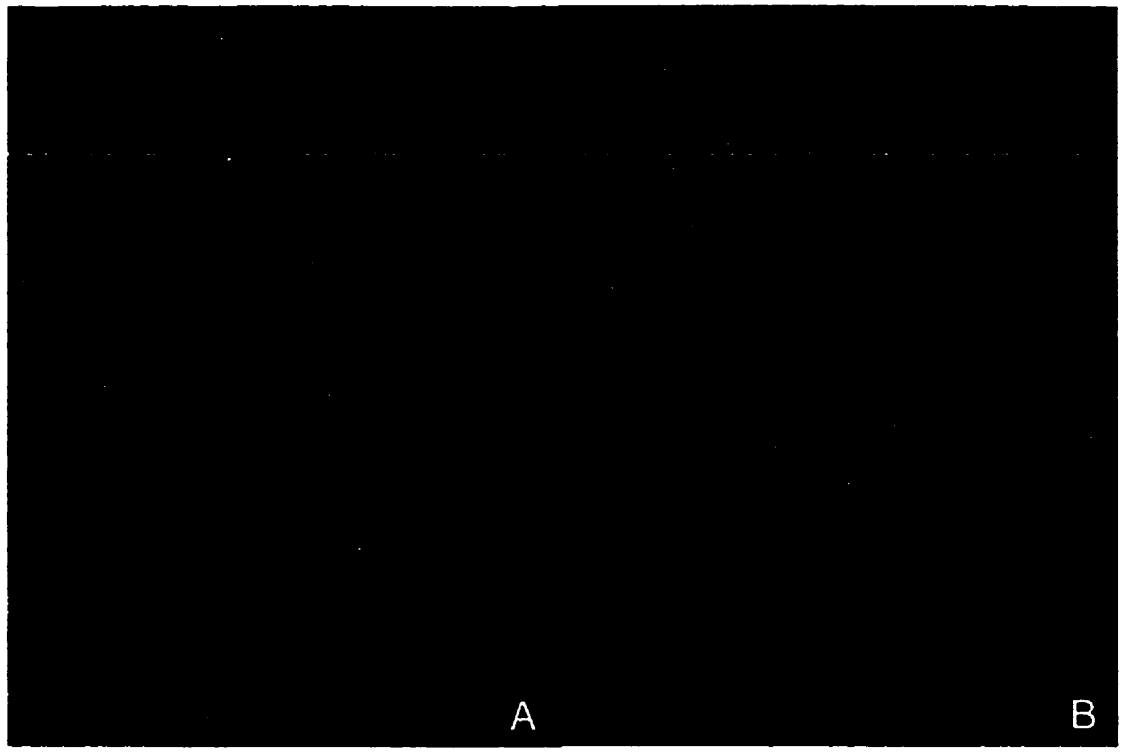



Figure 6.2. Hybridation de la souche *E. coli* avec la sonde ENTERO.
A) Image DAPI; B) Image CY3.

### 6.3.2 Application de la technique FISH sur les échantillons environnementaux

- Eau d'intrusion

La première application du FISH a été faite sur des eaux d'intrusion qui s'écoulent dans les drains installés sur les toits des réservoirs d'eaux filtrées du réseau de distribution. Le but de cet échantillonnage était d'évaluer l'impact de la contamination de ces eaux sur la qualité microbiologique des eaux stockées dans les réservoirs. La figure 6.3 présente les mesures de bactéries totales détectées par coloration à l'acridine orange et de coliformes totaux ont été détectés par hybridation in-situ avec la sonde ENTERO et par mise en culture sur le milieu m-Endo. L'échantillon contenait 7,58 log/ml en bactéries totales, le nombre de coliformes détectés par culture sur m-Endo était de 2,7 log/ml, ce qui correspond à 0,01 % du nombre du nombre total de bactéries, tandis qu'avec la sonde spécifique ENTERO, il était de 5,89 log/ml, soit environ 10 % du nombre total de bactéries (figure 7.33). Ces résultats montrent que le nombre de coliformes détecté par la sonde est plus élevé que celui détecté par les méthodes de culture. Rappelons cependant que toutes les bactéries détectées par la sonde n'ont pas été confirmées par la coloration au DAPI qui n'a pas été effectuée durant cet essai.

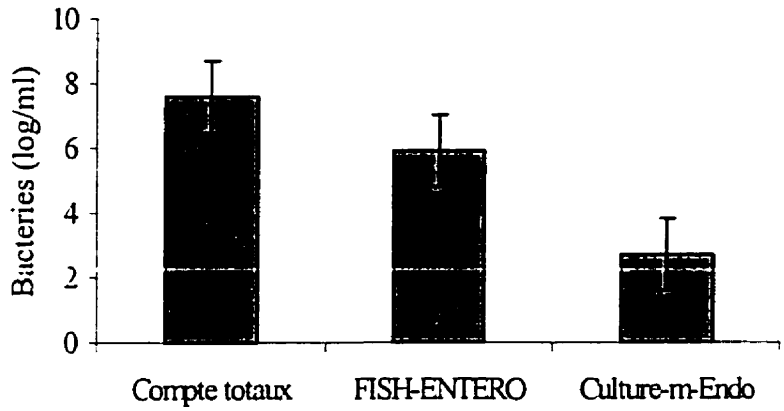



Figure 6-3 : Comparaison de différentes méthodes de mesure des bactéries totales et des coliformes totaux sur les eaux d'intrusion

- Eau de source

La spécificité de la sonde ENTERO a été vérifiée sur un échantillon environnemental ultra pure (eau de source naturelle, Evian). Le nombre de bactéries totales dénombre par DAPI était de 6,58 log/m. Aucun coliforme n'a été détecté ni par la sonde ENTERO, ni par culture.

- Eau brute, filtrée, traitée et du réservoir

Des échantillons d'eau brute, filtrée et traitée prélevés le 29/09/99 et le 06/10/99 sur le réseau de distribution de la ville de Montréal ont été analalysés par la méthode FISH. La figure 6.4 présente les bactéries totales (DAPI), les bactéries viables (sonde EUB 338-Fluos), et les coliformes totaux (par culture sur m-Endo et avec la sonde spécifique ENTERO) mesurés dans le réseau de distribution. Une application typique du FISH pour la détection des coliformes dans des échantillons d'eau des réservoirs (McTavish et Sommet) est présentée à la figure 6.5a à d. Les images au DAPI présentent les bactéries

totales dans chacun des échantillons et les images au CY3 présentent les cellules qui hybrident avec la sonde ENTERO.

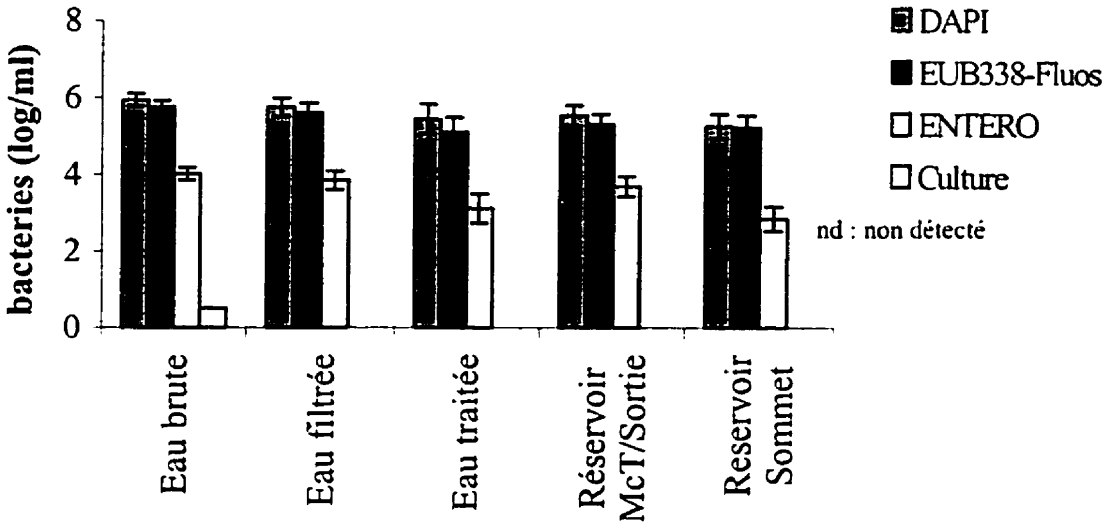



Figure 6-4: Dénombrement des bactéries totales (DAPI), des bactéries viables (EUB338), des coliformes totaux (culture m-Endo) et (FISH ENTERO) dans des échantillons d'eaux brute, filtrée, traitée et des réservoirs prélevés sur le réseau de distribution de la Ville de Montréal

La figure 6.4 montre que les nombres de bactéries totales dénombrés par DAPI est de 5,93 log/ml dans les eaux brutes, de 5,74 log/ml dans les eaux filtrées, de 5,44 log/ml dans l'eau traitée, de 5,52 log/ml à la sortie du réservoir McTavish et de 5,25 log/ml dans le réservoir Sommet. Le pourcentage de cellules détectées par la sonde EUB338 était de 93 % (± 4) des bactéries totales dans les différents échantillons.

Ces résultats démontrent que la plupart des bactéries présentes dans les échantillons environnementaux contiennent suffisamment de ribosomes pouvant détectables par cette technique. Les ratios des comptes EUB sur les comptes DAPI sont élevés et montrent que la technique FISH est bien adaptée pour l'étude des communautés microbiennes dans les milieux oligotrophes. L'application de la sonde spécifique ENTERO pour la détection des *Enterobacteriaceae* a résulté à la visualisation des cellules entières colorées par le marqueur (figure 6.5a). La coloration brillante des cellules détectées par la sonde spécifique marquée avec le CY3 à faciliter leur énumération parmi les autres cellules. Les conditions optimales d'hybridation des échantillons environnementaux avec les sondes EUB338 et ENTERO ont été obtenues avec une solution d'hybridation contenant 35 % de formamide, une concentration de chlorure de sodium de 0.9 M dans la solution de lavage et en élevant la température de lavage à 55° C Ces conditions ont permis de réduire l'importance du background lié à la présence de matières organiques dans certains échantillons. Les *Enterobacteriaceae* ont été détectés dans les tous les échantillons testés, et leur nombre correspondait à 1% du nombre de bactéries totales (DAPI) dans chacun des échantillons. De plus, toutes les cellules détectées par la sonde spécifique l'étaient également par la sonde EUB338. Par contre, le nombre de coliformes totaux détectés par les méthodes de culture était inférieur à 0,001% du nombre de bactéries totales dans chaque échantillon. Par ailleurs, aucun coliforme n'a été détecté dans les échantillons d'eau traitée et de réservoir par les méthodes de culture. Ces résultats montrent que l'utilisation de la technique FISH pour la détection et la quantification des *Enterobacteriaceae* dans les échantillons environnementaux est

possible et constitue un prérequis pour un contrôle plus sévère du suivi de la qualité de l'eau dans les réseaux. Les *Enterobacteriaceae* (coliformes totaux) sont utilisés comme indicateurs pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau traitée. La présence de certains de leurs membres dans l'eau est souvent associée à des épidémies d'origine hydriques. Leur détection en grand nombre dans les échantillons par la méthode FISH ne doit cependant pas être associée à des risques sanitaires élevés parce que leur état physiologique n'est pas connu. Cependant, cette détection élevée confirme la validité de leur utilisation comme indicateurs de qualité. De plus, elle confirme aussi la grande anomalie des méthodes traditionnelles basées sur la mise en culture des échantillons (Konopla, 1985). Les limites présentées par les méthodes de culture peuvent avoir des conséquences sur le plan de la santé publique dans le cas où les microorganismes présents dans les échantillons seraient viables et pathogènes (*Salmonella, Shigella, Legionella pneumonia*). L'inhabilité des méthodes traditionnelles à détecter les microorganismes présents dans les échantillons peut entraîner leur prolifération dans le réseau et dégrader la qualité de l'eau distribuée. La technique FISH est donc un excellent outil qui peut être utiliser pour identifier l'origine d'une source de contamination dans le réseau et rechercher la présence des certains microorganismes spécifiques dans les échantillons d'eaux.

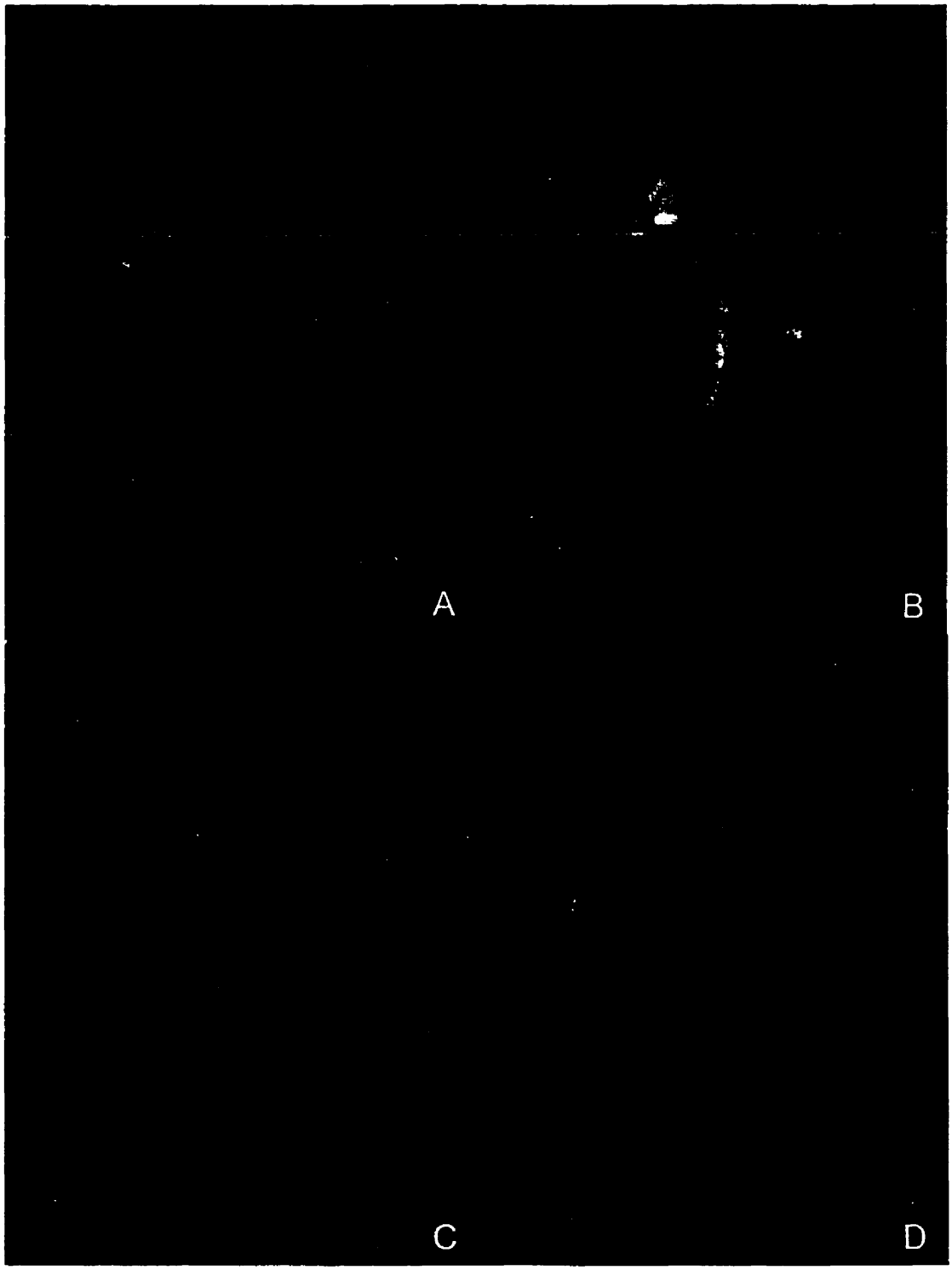



Figure 6.5. Application du FISH pour la détection des coliformes dans les eaux des réservoirs. Réservoir Sommet par DAPI (A) et CY3 (B). Réservoir McTavish par DAPI (C) et CY3 (D).

### 6.3.3 Effet de la chloration traitement sur différentes méthodes de mesures des coliformes

L'effet du chlore sur la viabilité de la souche *E. coli* a été étudié en chlorant un échantillon, en neutralisant ensuite le chlore après 2 min. et en suivant à plusieurs temps d'incubation (2 min. à 5 jours) par les méthodes de mise en culture, FISH et coloration au DAPI. La figure 6.6 présente les résultats de cet essai.

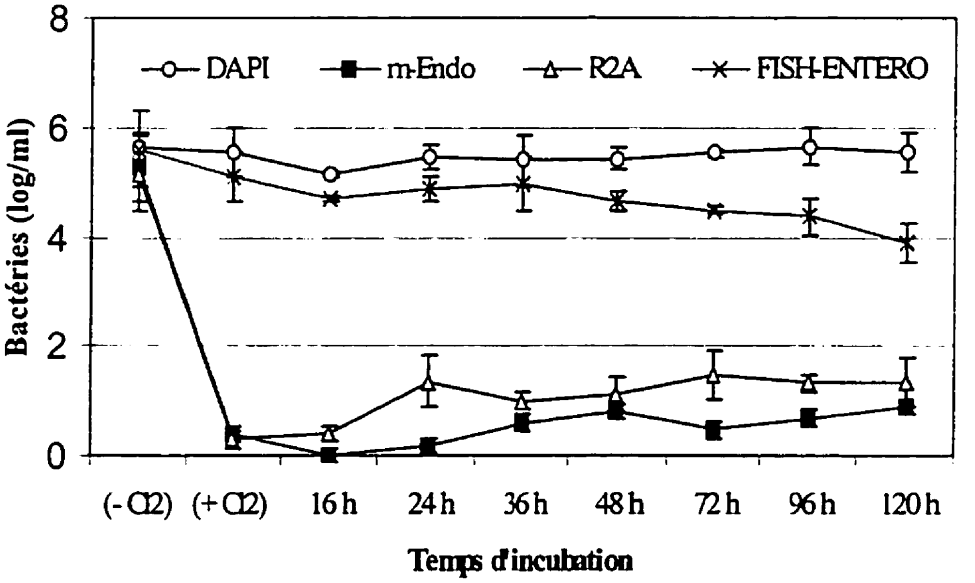



Figure 6-6: Effet du chlore sur la viabilité de la souche *E. coli* par les méthodes de culture et FISH après chloration avec 0,5 mg $Cl_2$/L (temps de contact de 2 min.) et après incubation à la température de la pièce

On constate que les bactéries totales mesurées par coloration au DAPI restent assez constantes pendant les cinq jours de l'essai, sauf au temps t=16h ou elles diminuent légèrement. Par ailleurs, on constate que les comptes bactériens totaux avant chloration

sont sensiblement les mêmes pour les différentes méthodes d'énumération (DAPI, culture, et FISH). Cependant, après 2 min de temps de contact, le nombre de bactéries formatrices de colonies diminue considérablement sur les milieux m-Endo et R2A. On observe près de 5 log d'abattement. Ce résultat montre que la souche *E. coli* est très sensible à l'effet du chlore. Après 24 h d'incubation, une récupération de la capacité de croître sur culture est observée en particulier sur le milieu R2A qui est un milieu non sélectif. Cette augmentation est moins prononcée avec le milieu m-Endo qui est très sélectif. En ce qui concerne les comptes par FISH, avant chloration, on obtient sensiblement le même compte entre les cellules totales (DAPI) et les cellules qui hybrident avec la sonde spécifique ENTERO (figure 6.7 a et b). Après 2 min. de chloration, le nombre de bactéries détectées par la sonde spécifique ENTERO diminue de 0,59 log et l'intensité de fluorescence des cellules reste toujours élevée (figure 6.7 c et d). Après 24 heures d'incubation, les ARNr des cellules chlorées sont toujours détectées par la sonde spécifique (figure 6.7 e et f), l'abattement est inférieur à un log, cependant l'intensité de fluorescence des cellules qui hybrident avec la sonde commence à diminuer, ce qui indique une dégradation des ARNr. Après 48 heures d'incubation, les comptes totaux par FISH diminuent de près d'un log, et les cellules deviennent de moins en moins fluorescentes (figure 6.7 g et h). Apres cinq jours d'incubation, on constate que les ARNr sont encore détectés dans quelques cellules, cependant, les comptes des cellules détectées sont plus faibles (figure 6.7 i et j). Par ailleurs, la diminution du nombre de cellules marquées indique qu'il n'y a pas de multiplication cellulaire après traitement. Cependant, ces résultats ne permettent pas de savoir si toutes les cellules

détectées par la sonde spécifique après cinq jours d'incubation sont encore viables. En effet, les ARNr sont des molécules très stables (demi-vie longue), c'est pour cette raison qu'elles ont utilisées comme marqueurs de spécificité pour l'identification et la détection de certains groupes bactériens (Amann, *et al.*, 1995a, Manz, *et al.*, 1995, Betzl, *et al.*, 1990). Bien que l'existence d'une corrélation entre le signal de fluorescence et le taux de croissance ait été rapportée (Delong, *et al.*, 1989, Wallner *et al.*, 1993), nous ne l'avons pas mesuré dans cet essai et ne pouvons donc pas déterminer l'état physiologique des cellules détectées pendant les différents temps d'incubation. D'où la nécessité d'utiliser en parallèle un marqueur de viabilité qui devrait permettre de déterminer avec exactitude le nombre de cellules qui reste viable après traitement. Ce marqueur de viabilité devrait être présent dans toutes les cellules que l'on veut détecter et devrait avoir une demi-vie plus courte. La synthèse de ce marqueur devrait se faire en grande quantité afin d'augmenter la limite de détection de la méthode.

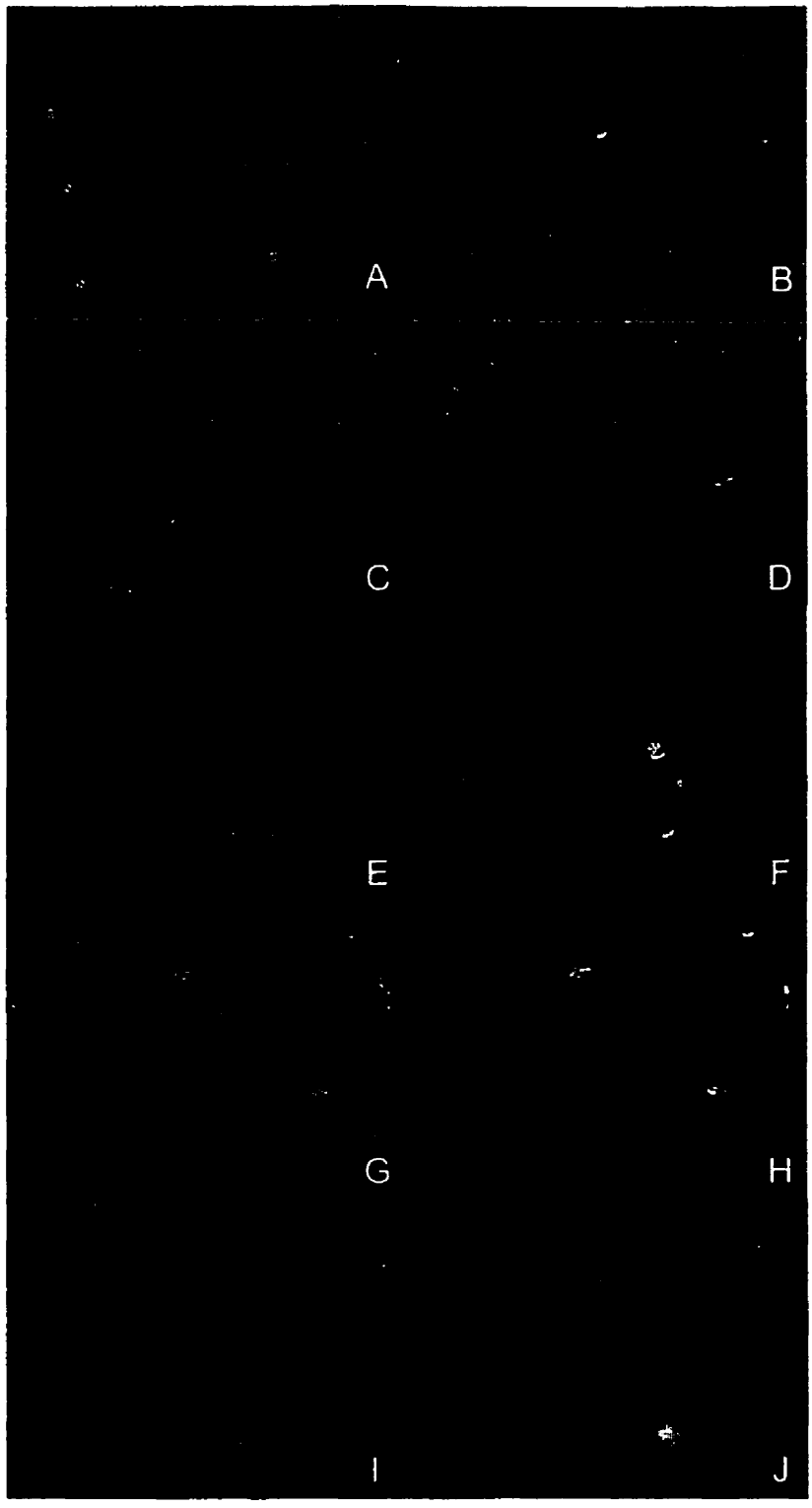



Figure 6.7. Illustration par DAPI (à gauche) et CY3 (à droite) de l'effet du chlore sur la viabilité de la souche *E.coli*, avant chloration (A et B), après chloration avec 0,5 mg $Cl_2$/L pendant 2 min (C et D), après 24 heures d'incubation (E et F), après 48 heures d'incubation (G et H), et après 5 jours d'incubation (I et J).

### 6.3.4 Comparaison des comptes totaux par DAPI et *Bac*Light total et des comptes viables par FISH et *Bac*Light viable

Deux types de comparaisons ont été effectués : la première entre les comptes totaux par DAPI et par *Bac*Light total (BLT) avant et après chloration, et la deuxième entre les comptes viables par FISH et par *Bac*Light viable (BLV) avant et après chloration (figure 6.8).

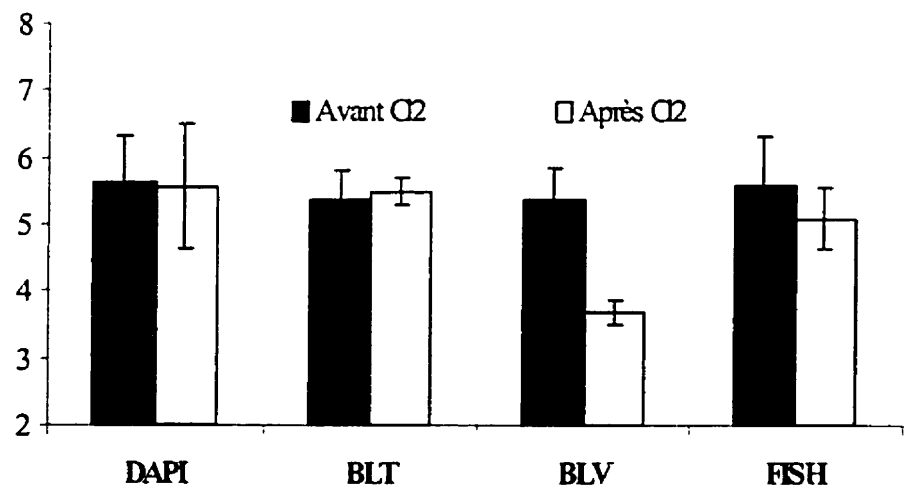



Figure 6-8: Comparaison des comptes totaux (DAPI et BLT), des comptes viables (BLV et FISH)d'une souche *E. coli* avant et après chloration (0,5 mg $Cl_2$/L, t = 2 min.) On constate que les compte totaux par DAPI avant et après chloration sont plus élevés que les comptes totaux par BLT. Cependant, la différence entre les deux méthodes n'est pas très significative. Avant chloration, le nombre de cellules viables par FISH (5,60 log bact./ml) est un peu plus élevé que les cellules viables par BLV (5,36 log bact./ml).

bact./ml) est un peu plus élevé que les cellules viables par BLV (5,36 log bact./ml). Après 2 minutes de chloration, les bactéries viables par BLV diminuent de près de 1,7 log, tandis que les comptes viables par FISH ne diminuent de 0,59 log. La détection des cellules viables par la méthode *Bac*Light est basée sur l'intégrité de la membrane cellulaire qui est caractérisée par sa perméabilité. La cellule est considérée viable lorsque sa membrane n'est pas endommagée. Ces résultats indiquent que la membrane cellulaire étant une composante externe de la cellule, est plus rapidement affectée par le chlore que les ribosomes qui sont des composantes internes. De plus, la comparaison des comptes viables par BLV et les comptes viables par FISH, suggère que l'intégrité membranaire est un critère de viabilité beaucoup plus sévère que l'intégrité des ARNr des cellules bactériennes exposées au chlore. Cependant, des études ont montré que l'état physiologique des cellules peut affecter les quantités de sites de liaison du colorant (*Bac*Light) et la perméabilité membranaire (Boulos *et al.*, 1999). Ainsi, les cellules en dormance seraient moins perméables au colorant que les cellules en pleine croissance.

# CHAPITRE 7

## CONCLUSIONS GENERALES

L'objectif de cette étude était d'estimer l'impact de trois réservoirs d'eau potable sur la qualité de l'eau distribuée. L'analyse des variations journalières des niveaux a montré que les hauteurs d'eau restaient élevées dans tous les réservoirs (au dessus de 75 % de la hauteur maximale), ce qui permet de minimiser le risque d'une remise en suspension des sédiments présents au fond. D'une façon générale, les campagnes d'échantillonnage réalisées à l'entrée et à la sortie des réservoirs ont montré que la qualité de l'eau était meilleure à l'entrée qu'à la sortie des réservoirs.

- La présence de chlore libre à la sortie des réservoirs n'empêche pas le développement des bactéries hétérotrophes, mais permet de limiter de façon marquante leur nombre.
- Le temps de séjour élevé de l'eau observé au réservoir Sommet apparaît comme un facteur déterminant dans la dégradation de sa qualité.
- La configuration de ce réservoir et son mode de fonctionnement hydraulique contribuent en effet à l'augmentation des temps de séjour au sein du réservoir.
- Les campagnes d'échantillonnage à l'intérieur des réservoirs ont indiqué des variations au niveau de la concentration du résiduel de chlore libre et des BHA. Cependant, aucune stratification verticale des paramètres physico-chimiques et bactériologiques en fonction de la profondeur de l'eau n'a été observée au sein des réservoirs.

- Les sédiments prélevés dans les réservoirs ne semblent pas représenter une source importante de contamination de la qualité de l'eau qui y transite car la quantité de matière organique qui s'y trouvait était faible.
- L'origine des coliformes détectés lors de la première campagne dans le réservoir McTavish n'a pas pu être déterminée. Cependant, trois hypothèses ont été retenues : il s'agit soit d'une contamination provenant de l'usine, une contamination du réseau ou une intrusion provenant des précipitations. Afin de limiter la contamination de l'eau qui séjourne dans les réservoirs, les mesures suivantes peuvent être proposées :
- des inspections régulières devraient être faites au sein de ces derniers afin de déceler toute fissure qui entrainerait la contamination par les eaux d'intrusion (précipitations).
- La configuration hydraulique de chaque réservoir devrait être mieux maîtrisée pour éviter que l'eau y stagne trop longtemps.

L'objectif au début de cette étude était de déterminer si la présence des coliformes mises en évidence dans plusieurs zones du réseau de distribution étaient due à une dégradation de la qualité de l'eau dans les réservoirs. L'étude a montré que la dégradation de la qualité de l'eau peut, en certaines occasions se produire au sein des réservoirs (présence de coliformes et développement important des BHA). Cependant, les méthodes traditionnelles de mise en culture des échantillons utilisées dans cette étude ne permettent, pas en raison de leurs propres limites (McFeters *et al.*, 1986) et des limites de détection élevées, de déceler des variations interprétables des nombres de coliformes en réseau. Afin de comprendre, puis de contrôler la recroissance des bactéries

coliformes dans le réseau, il faut donc disposer des méthodes d'analyse beaucoup plus sensibles. C'est dans cette optique que nous avons entrepris le développement d'une nouvelle technique de détection des bactéries qui ne nécessite pas d'étape de mise en culture et qui est en outre beaucoup plus rapide.

Le but de cette étude était de développer une nouvelle technique de détection des bactéries coliformes afin d'expliquer l'origine des coliformes détectés dans certains zones du réseau de distribution. Les essais d'hybridation de la sonde spécifique ENTERO avec les souches pures testées ont montré que cette sonde était spécifique aux membres de la famille des *Enterobacteriaceae*. L'application du FISH pour la détection des coliformes dans les différents échantillons environnementaux a montré que cette technique présente de nombreux avantages par rapport aux méthodes traditionnelles, notamment la rapidité, la sensibilité et la spécificité. En effet, les nombres de bactéries détectées par la sonde spécifique dans ces échantillons sont plus élevés que ceux détectés par les méthodes de culture. La détection des coliformes en grand nombre par cette technique confirme la validité de leur utilisation comme indicateurs de qualité. Cependant, bien qu'étant spécifique pour détecter la présence de certaines bactéries spécifiques tels que les coliformes, la technique FISH ne permet pas de différencier les bactéries viables de celles qui ont été inactivées ou tuées par l'action des désinfectants. Le principal désavantage du FISH se situe dont au niveau de la qualification de la bactérie détectée. Le FISH permet de détecter la présence ou l'absence d'un microorganisme et non sa viabilité. Afin de différencier les coliformes vivants et ceux qui ont été inactivés par le chlore, il faudrait cibler un marqueur de viabilité qui

permettrait de mesurer l'une des principales fonctions que sont la reproduction et la croissance. Ce marqueur devrait avoir une demi-vie plus courte et devrait être produit en grande quantité dans les cellules que l'on veut cibler. Néanmoins, la technique FISH reste un outil valable qui peut être utilisé dans le cadre du contrôle et du suivi de la qualité de l'eau distribuée afin de déterminer l'origine d'une pollution, identifier tout défaut de traitement et de désinfection dans le système de distribution. Cependant, il est important de s'assurer que la sonde utilisée est bien spécifique aux groupes bactériens dont on veut détecter la présence en effectuant des essais de validation sur un grand groupe de souches pures. Vers la fin de cette étude, une nouvelle sonde spécifique aux membres des *Enterobacteriaceae* (ENT1) a été décrite par Loge et *al.*, (1999). Nous recommandons que cette nouvelle sonde soit testée dans les études futures portant sur la recherche de la présence des bactéries coliformes dans l'eau afin de comparer sa spécificité avec la sonde ENTERO utilisée dans cette étude. L'utilisation de la technique FISH offre des perspectives intéressantes dans le domaine de la recherche des organismes pathogènes et devrait être considéré comme un excellent outil complémentaire des méthodes traditionnelles utilisées en eau potable.

## REFERENCES

AMANN, R I. (1995). Fluorescently labelled, rRNA-targeted oligonucleotide probes in the study of microbial ecology. Molecul. Ecol. 4, 543-554.

AMANN, R., SPRINGER, N., LUGWIG., GÖRTZ, H-D and SCHLEIFER, K.H. (1991). Identification and phylogeny of uncultured bacterial endosymbionts.Nature 351, 161-164.

AMANN, R.I., KRUMHOLZ,L and STAHL.D.A. (1990). Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic and environmental studies in microbiology. J. Bacteriology. 172, 762-770.

AMANN, R.I., LUDWIG, W and SCHLEIFER,K.H. (1995). Phylogenetic identification and in-situ detection of individual microbial cells without cultivation. Microbiol. Rev. 59,143-169.

AMBLARD,C ; BOURDIER, G ; CARRIAS, J-F ; MAURIN, N et QUIBLIER. (1996). Evolution saisonnière de la structure des communautés microbiennes dans un réservoir d'eau potable. Wat. Res. 30, No3, pp 613-624.

APHA, AWWA, and WEP. (1998). Standard for Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 th Edition.

BEJ, A. K., STEPHAN,R.J., DICESARE, J., HAFF,L and ATLAS, R.M. (1990). Detection of coliform bacteria in water by polymerase chain reaction and gene probes. Appli. Environ. Microbiol. 56, 307-314.

BETZL, D., WOLFGANG, L and SCHLEIFER, K.H. (1990). Identification of Lactococci and Enterococci by colony hybridization with 23 rRNA-Targeted Oligonucleotide Probes. Appli. Environ. Microbiol. 56, 2927-2929.

BAVENCOFFE, A : (1998). Evolution de la qualité de l'eau dans un réservoir d'eau potable. Projet de fin d'étude. Ecole Polytechnique de Montréal. Département de génie civil.

BIDNENKO,E., MERCIER, C., and TREMBLAY, J. (1998). Estimation of state of bacterial cell wall by fluorescent in situ hybridization. Appli. Environ. Microbiol. 64, 3059-3062.

BOUDOURESQUE, P. (1988). Dégradation et corrosion internes des réseaux de distribution d'eau. Water Supply 6 :15-18.

BOULOS, L., PREVOST, M., BARBEAU, B., COALLIER, J., et DESJARDINS, R., (1999). Live/Dead BacLight TM: application of a new rapid staining method for direct enumeration of viable and total bacteria in drinking waters. Jour. of. Micobiological Methods 37, pp 77-86.

BOULOS, P.F., GRAYMAN, W.M., BOWCOCK, R.W., CLAPP, J.W., ROSSMAN, L.A., CLARK, R.M., DEININGER, R.A., and DHINGRA, A. (1996). Hydraulic mixing and free chlorine residual in reservoirs. Jour. AWWA, 88(7), pp. 4959.

BRAEKMAN, T., SERVAIS, P., et ANZIL, A. (1995). Dynamique bactérienne dans les réservoirs et les réseaux d'eau potable. Rapport final. Groupe de microbiologie des milieux aquatiques. Université Libre de Bruxelles.

BRAZOS, B.J., O'CONOR, J.T and ABCOUWER, S. (1985). Kinetics of chlorine depletion and microbial growth in household plumbing systems. Proc. AWWA WQTC, Houston, Texas.

BRIÈRE, F. G. (1994). Distribution et collecte des eaux. Éditons de l'École Polytechnique de Montréal.

CAMPER, A.K., McFETERS, G.A., CHARACKLIS, W.G and JONES, W.L. (1991). Growth kinetics of coliform bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems. Appl.Envir. Microbiol. 57, 2233-2239.

DELONG, E.F., WICKHMAN, G,S., PACE, N.R (1989) Phylogenetic stains : Ribosomal RNA-based probes for the identification of single cells. Science. 243 : 1360-1363.

DESJARDINS, R ., JUTRAS, L., et PRÉVOST, M. (1997). Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution de la ville de Montréal. Rev. Sci. *L'eau* 2,167-184

DESJARDINS, R. (1997). Traitement des eaux. Edition de l'École Polytehnique de Montréal.

GAUTHIER,V., ROSIN,C., MATHIEU., LPORTAL, J.C., BLOCK,J.C., CHAIX,P., GATEL, D. (1996). Characterization of the loose deposits in distribution sysrtems. In Proc. of AWWA, WQTC. Denver .Colorado.

GAUTHIER,V.,PORTAL, J.C.,ROSIN, C., BLOCK,J.C.,CAVARD, J., GATEL, D. (1997). How good are water distribution systems for transport of matter ?. In Proc. of AWWA, WQTC. Boston, MA.

GAUTHIER, V., GÉRARD, B., PORTAL, J.M., BLOCK, J.C and GATEL, G. (1999). Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. Wat. Res., 33.(4),. 1014-1026.

GAUTHIER,V.,BESNER, M.C., BARBEAU,B., MILLETTE, R and PREVOST M. (1999).Combining hydraulic modeling and operational data to understand chlorine decay in a distribution system. Proceeding of the mini-symposium of Water Distribution Systems Analysis at the annual conf. of ASCE. Tempe, AZ, USA.

GELDREICH, E. E. 1990. Microbiological quality control in Distribution Systems. In water quality and treatment. NewYork, Ny. McGraw-Hill, Inc.

GELDREICH, E.E. 1991. Opportunistic organisms and the water supply connection. In Proc. of the AWWA . *WQTC*. Denver, Colorado.

GIOVANNONI, S.J., DELONG. F.E., OLSEN,G.J and PACE.R.N. (1988). Phylogenetic group-specific oligodeoxynucleotide probes for identification of single microbial cells. J. Bacteriol. 170, 720-726.

GLÖCKNER, F.O., AMANN, R., ALFREIDER, A., PERNTHALER, PSENNER, R., TREBESIUS, K and SCHLEIFER, K-H. (1996). An in situ hybridization protocol for detection and identification of planktonic bacteria. System. Appl. Microbiol..19, 403-406.

GRAYMAN,W. M and CLARK, M.R. (1993). Using Computer Models to detemine the effect of storage on water quality. Jour. AWWA.85 ,pp 67-77.

HASLAY, et LECLERC,H. (1993). Mcrobiologie des eaux de consommation. Technique et de Documentation. Lavoisier. Paris.

HERSON, D.S., McGONOGLE, B., PAYER, M.A and BAKER, K.H. (1987). Attachment as a factor in the protection of *Enterobacter clocae* from chlorination. Appl. Environ. Microbiol. 53 (5), 1178-1180.

HOBBIE, J.E., DALEY, R.H., JASPER,S. (1977). Use of Nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. Appl Environ. Microbiol .33, 1225-1228

KALMBACH, S., MANZ, W., and SZEWZYK,U. (1997). Dynamics of biofilm formation in drinking water : phylogenetic affiliation and metabolic potential of single clls assessed by formazan reduction and in situ hybridization. FEMS microbiol. Ecol. 22, 265-280.

KERNEÏS, A., NAKACHE, F., DEGUIN, A., and FEINBERG, M. 1995. The effects of water residence time on the biological quality in a distribution network. Wat. Res. 29, (7), 1719-1727.

KUZNETVSOV, S.I., DUBININA, G,A and LAPTEVA, N.A. (1979). Biology of oligotrophic bacteria. Annu.Rev. Microbiol. 33, 377-387.

LAURENT, P. (1995). Colonisation bactérienne des réseaux de distribution : étude expérimentale et modélisation. Thèse de Doctorat. Université Libre de Bruxelles. Groupe de microbiologie des milieux aquatiques.

LeCHEVALIER, M.W. (1990). Coliforms regrowth in drinking water : a review. Jour. AWWA 82,74-86.

LeCHEVALIER, M.W., SHULZ.W and LEE, R.G. (1991). Bacterial nutrients in drinking water. Appl. Envir. Microbiol. 57, 857-862

LeCHEVALLIER, M.W., NORTHON, W.D., and ATHERHOLT, TB. (1997). Protozoa in open reservoirs. JAWWA 89(9), 84-96.

LÉVY,R.V., CHEETHMAN,R.D and HART, F.L. (1986). Occurrence and public significance of invertebrate in drinking water systems. J AWWA 78,105-110.

LOGE, F.J., EMERICK,R.W., THOMPSON,D.E., NELSON.D.C., and DARBY,J.L. (1999). Development of a fluorescent 16S rRNA oligonucleotide probe specific to the family *Enterobacteriaceae*. Water. Environ. Res. 71 ,75-83.

MANZ, W.,AMANN,R., SZEWZYK, R., SZEWZYK, U., STENSTROM,T-A., HUTZLER and SCHLEIFER, K-H. (1990). In situ identification of *Legionellaceae* using 16S rRNA –targeted oligonucleotide probes and confocal laser scanning microscopy. Microbiology 141,29-39.

MATHIEU, L., PAQUINJ, BLOCK J., RANDON G., MAILLARD J., et REASONER, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération des bactéries dans les réseaux de distribution . Rev. Sci. Eau, 5, No spécial. 91-112.

McFeters, G.A., LeChevalier, M.W and KIPPIN, J.S. (1986). Injured coliorms in drinking water. *A*ppl Environ. Microbiol 51, 1-5.

MITTELMAN, M.W., HABASH, M., LACROIX, J-M., KHOURY, A.E., and KRAJDEN, M. (1997). Rapid detection of Enterobacteriaceae in urine by fluorescent 16S rRNA in situ hybridization on membrane filters. J. Microbiol. Method. 30,153-160.

OLSON, G, J., LANE, D.J., GIOVANNONI, J and PACE, R.N. (1986). Microbial ecology and evolution : a ribosomal RNA approach. Ann.Rev. Microbiol., 40 : 337.

POULSEN, L.K., BALLARD,G and STAHL,D.A. (1993) Use of rRNA Fluorescence in situ hybridization for measuring the activity of single cells in young and established biofilms. Appli. Environ. Microbiol. 59,1354-1360.

POWER, K, N. and NAGY, L. A. (1999). Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system. Wat. Res. 33, (3). Pp. 741-750.

PRINCIPE, M.A., FABER, W.W., FREUD, S. and WANG, X.P. (1995). *Esherichia coli* occurences in the New York City Distribution System. In Proc. of the AWWA, WQTC. Denver, Colorado.

ROCKABRAND, D., AUSTIN, T., KAISER, R and BLUM, P. (1999). Bacterial Growth State Distinguished by Single-Cell Protein Profiling : Does Chlorination Kill Coliforms in Municipal Effluent? Appli. Environ. Microbiol. 65, 4181-4188.

ROSZAK, D.B., and COLWELL, R.R. (1987). Survival strategies of bacteria in the natural environment. Microbiol.Rev. 51, 365-379.

SCHREIBER, H and SHOENEN,D. (1994). Chemical, bacteriological and biological examination and evaluation of sediments from drinking water reservoirs. Results from the first sampling phase. Zbl. Hyg. 196, pp 153-169.

SNAIDR, J., AANN, R., HUBER,I., LUDWIG,W and SHLEIFER,,K-H. (1997). Phylogenetic analysis and in situ of bacteria in actvatedsludge. Appl Environ. Microbiol 63, 2884-2896.

SONNTAG, H.G. (1986). Expérience with bacterial growth in Waterworks Systems. Wat. Supply 4, 195-197.

STALEY, J. T., and KONOPKA, A. (1985). Measurement of in-situ activities if nonphotosynthetic microorganisms in aquatic and terrestrial habitats. Annu. Rev. Microbiol. 39, 321-346.

VAN der KOOIJ, D., VISSER, A., and HIJNEN, W.A.M. (1982). Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. JAWWA. 74, 540-545.

VAN LIERBO, J.H.M., VEENENDAAL, G and VAN DER KOOIJ,D. (1997). Invertebrates in drinking water distribution systems. Results of a survey. Kiwa-report. SWE 96.013.

WALLNER, G., AMANN,R., and BEISKER,W. (1993). Optimizing fluorescent in situ hybridization with rRNA-targeted oligonucleotide probes for flow cytometric identification of microorganism. Cytometry 14, 136-143.

WARNECKE, M., CAMPER, A.K and JONES, W.L. (1996). Persistence of frank enteric bacterial pathogens in mixedpopulations biofilms. In Proc. of the AWWA , WQTC. Denver, Colorado.

WATERS, S., McFETERS, G.A and LECHEVALLIER, M.W. (1989). Reactivation of injured bacteria. Appli. Environ. Microbiol. 55, 3226-3229

# ANNEXES

ANNEXE A: Résultats bruts des campagnes d'échantillonnages à l'entrée et à la sortie des réservoirs pendant l'été 1998

Tableau A1: Données de la température(°C) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 4-8 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 21.5 | 24.0 | 23.0 | 23.0 | 24.0 | 24.0 | | 19.5 | 19,0 |
| CDN-IN | 22,0 | 23,5 | 23,0 | NM | 24,0 | 23,0 | 24,0 | NM | 19,0 |
| CDN-OUT | 21,5 | 23,0 | 23,0 | NM | 23,5 | 23,0 | 22,0 | NM | 19,0 |
| CDN-OUT | 22,0 | 23,5 | 23,0 | NM | 24,0 | 23,0 | 22,0 | NM | 18,5 |
| SOM-IN | 21,0 | 20,0 | 21,0 | NM | NM | 23,0 | 22,0 | NM | 19,0 |
| SOM-OUT | 21,0 | 20,0 | 21,0 | NM | NM | 23,0 | 22,0 | NM | 19,0 |

NM : non mesuré

Tableau A 2: Données du pH à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 4-8 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 7,3 | 7,9 | 7,9 | 7,9 | 7,8 | 7,8 | 7,3 | 7,7 | 7,7 |
| CDN-IN | 7,4 | 7,9 | 7,8 | NM | NM | 7,8 | 7,8 | NM | 7,8 |
| CDN-OUT | 7,6 | 7,9 | 7,8 | NM | NM | 7,8 | 7,8 | NM | 7,8 |
| CDN-OUT | 7,5 | 7,9 | 7,8 | NM | NM | 7,8 | 7,7 | NM | 7,8 |
| SOM-IN | 7,5 | 7,6 | 7,7 | NM | NM | 7,7 | 7,7 | NM | 7,7 |
| SOM-OUT | 7,0 | 7,6 | 7,7 | NM | NM | 7,7 | 7,7 | NM | 7,7 |

Tableau A3: Données de la turbidité (UTN)à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 4-8 | 13-8 | 26-8 | 9-9 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 0,15 | 0,24 | 0,05 | 0,07 | 0,05 | 0,01 | 0,08 | 0,03 | 0,03 |
| CDN-IN | 0,15 | 0,13 | 0,06 | NM | 0,01 | 0,01 | 0,07 | NM | 0,04 |
| CDN-OUT | 0,13 | 0,14 | 0,1 | NM | 0,02 | 0,01 | 0,09 | NM | 0,03 |
| CDN-OUT | 0,18 | 0,11 | 0,01 | NM | 0,01 | 0,01 | 0,04 | NM | 0,03 |
| SOM-IN | 0,19 | 0,15 | 0,18 | NM | NM | 0,03 | NM | NM | 0,06 |
| SOM-OUT | 0,15 | 0,14 | 0,13 | NM | NM | 0,02 | NM | NM | 0,03 |

Tableau A4: Données du chlore libre ($mgCl_2/l$) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 4-8 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 0,40 | 0,48 | 0,56 | 0,45 | 0,61 | 0,57 | 0,68 | 0,63 | 0,66 |
| CDN-IN | 0,58 | 0,45 | 0,64 | NM | 0,5 | 0,84 | 0,58 | NM | 0,53 |
| CDN-OUT | 0,20 | 0,35 | 0,49 | NM | 0,44 | 0,71 | 0,52 | NM | 0,78 |
| CDN-OUT | 0,41 | 1,02 | 0,85 | NM | 1 | 0,76 | 1,04 | NM | 0,49 |
| SOM-IN | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM |
| SOM-OUT | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM | NM |

Tableau A5: Données du carbone organique dissous(COD) en mg C/l

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 29-7 | 30-9 |
|---|---|---|---|
| Usines | 2,55 | 2,78 | 1,95 |
| McT-OUT | 2,41 | 1,96 | 1,93 |
| CDN-IN | 2,41 | 2,02 | 1,9 |
| CDN-OUT | 2,25 | 1,97 | 1,86 |
| SOM-IN | 2,19 | 1,95 | 1,69 |
| SOM-OUT | 2,19 | 2,00 | 1,76 |
| Poly | 2,18 | 2,03 | |
| Shriners | 1,94 | 2,05 | 1,73 |

Tableau A6: Données du carbone organique dissous biodégradable(CODB) en mg C/l

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 29-7 | 30-9 |
|---|---|---|---|
| Usines | 1,06 | 0,18 | |
| McT-OUT | 0,48 | 0,25 | 0,33 |
| CDN-IN | 0,56 | 0,42 | 0,28 |
| CDN-OUT | 0,42 | 0,30 | 0,23 |
| SOM-IN | 0,10 | 0,23 | 0,15 |
| SOM-OUT | 0,25 | 0,36 | 0,20 |
| Poly | 0,43 | | 0,43 |
| Shriners | 0,2 | | 0,13 |

Tableau A7: Données de BHA (UFC/ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 9-9 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 0,93 | 0,21 | 0,22 | 0,16 | 0,11 | 0,07 | 0,1 | 0,14 | 0,18 |
| CDN-IN | 12,90 | 11,75 | 1,54 | 23,85 | 16,3 | 15,2 | 4,5 | | 0,46 |
| CDN-OUT | 18,30 | 11 | 29,8 | 287,9 | 327 | 60 | 2,3 | | 0,33 |
| CDN-OUT | 1,43 | 0.58 | 0.07 | 0.025 | 0,075 | 0,21 | 0.46 | | 0,03 |
| SOM-IN | 1,16 | 6,75 | 2,38 | | 0,8 | 0,18 | | | 41,9 |
| SOM-OUT | 0,28 | 1,23 | 3,2 | | 0,35 | 7 | | | 8,7 |

Tableau A8: Coliformes totaux sur le milieu m-t7(UFC/400ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 9-9 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-IN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-IN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau A9: Coliformes sur le milieu m-endo(UFC/400ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 9-9 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| CDN-IN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-IN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tableau A10: Coliformes atypiques sur m-endo(UFC/400ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 8-7 | 22-7 | 29-7 | 13-8 | 19-8 | 26-8 | 9-9 | 24-9 | 30-9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | | 6,5 | 6,75 | 1,75 | 4,25 | 2,75 | 0,5 | 4,5 | 5,5 |
| CDN-IN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CDN-OUT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| SOM-IN | 98 | 1 | 0,75 | 1 | NM | NM | NM | NM | 0,25 |
| SOM-OUT | 150 | 0,75 | 0,75 | 1 | NM | NM | NM | NM | 0,5 |

Tableau A11: Données des bactéries viables (log/ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 23-6 | 22-7 | 19-8 | 26-8 | Moyenne |
|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 2,81 | 3,03 | 2,93 | 2,60 | 2,84 |
| CDN-IN | 3,22 | 4,19 | 3,40 | 3,31 | 3,53 |
| CDN-OUT | 4,55 | 4,11 | 3,40 | 2,60 | 3,67 |
| SOM-IN | 5,21 | 5,35 | 5,11 | 4,92 | 5,15 |
| SOM-OUT | 4,73 | 5,58 | 5,25 | 4,85 | 5,10 |

Tableau A12: Données des bactéries totales (log/ml) à l'entrée et à la sortie des réservoirs

*Date de l'échantillonnage*

| Prélèvement | 23-6 | 22-7 | 13-8 | 19-8 | 26-8 |
|---|---|---|---|---|---|
| McT-OUT | 4,22 | 4,79 | 4,67 | 4,70 | 4,45 |
| CDN-IN | 4,64 | 5,14 | NM | NM | 4,45 |
| CDN-OUT | 4,77 | 4,91 | NM | NM | 4,62 |
| SOM-IN | 5,31 | 5,40 | NM | 5,30 | 5,00 |
| SOM-OUT | 5,00 | 5,66 | NM | 5,34 | 5,00 |

Tableau A13: Données brutes de COD à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998

| | Date d'echantillonnage | 8 juillet | 29 juillet | 1er octobre |
|---|---|---|---|---|
| P1 | MacTavish | 0.48 | 0.25 | 0.33 |
| P7 | Entrée -CDN | 0.56 | 0.42 | 0.28 |
| P9 | Sortie-CDN | 0.42 | 0.30 | 0.23 |
| P19 | Poly | 0.43 | 0.43 | |
| P16 | Entrée-Sommet | 0.10 | 0.23 | 0.15 |
| P17 | Sortie-Sommet | 0.25 | 0.36 | 0.20 |
| P20 | Shriners | 0.20 | | 0.13 |
| P21 | Atwater | 1.04 | 0.17 | |
| P22 | DesBaillets | 1.07 | 0.19 | |

Tableau A14: Données brutes de CODB à l'entrée et à la sortie des réservoirs durant l'été 1998

| | Date d'echantillonnage | 8 juillet | 29 juillet | 30 septembre |
|---|---|---|---|---|
| P1 | MacTavish | 2.41 | 1.96 | 1.93 |
| P7 | Entrée | 2.41 | 2.02 | 1.9 |
| P9 | Sortie | 2.25 | 1.97 | 1.86 |
| P19 | Poly | 2.18 | 2.03 | |
| P16 | Entrée | 2.19 | 1.95 | 1.69 |
| P17 | Sortie | 2.19 | 2.00 | 1.76 |
| P20 | Shriners | 1.94 | 2.05 | 1.73 |
| Usines | | 2.55 | 2.78 | 1.95 |

ANNEXE B : Résultats bruts de la première campagne d'échantillonnage dans les réservoirs McTavish (juin 1998)

Tableau B1: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 1(Juin 98)

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 1 | 0,33 | 0,42 | | 7,49 | 0,22 |
| Point 2 | | | | | |
| Surface | 0,00 | 0,00 | | 7,76 | 0,22 |
| 2m | 0,42 | N.D. | 17,0 | 7,72 | 0,28 |
| 4m | 0,44 | 0,48 | | 8,00 | 0,16 |
| Point 3 | | | | | |
| Surface | 0,33 | 0,41 | | 7,72 | 0,09 |
| 2m | - | - | - | - | - |
| 4m | 0,50 | 0,54 | | 7,85 | 0,26 |
| Point 4 | 0,51 | 0,56 | 16,0 | 7,84 | 0,13 |
| Point 5 | 0,50 | 0,52 | 15,0 | 7,88 | 0,12 |

Tableau B2: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 2 (Juin 98)

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 26 | 0,38 | 0,48 | 16,5 | 7,46 | 0,31 |
| Point 27 | 0,42 | 0,54 | 16,0 | 7,52 | 0,50 |
| Point 28 | | | | | |
| Surface | 0,42 | 0,54 | 16,0 | 7,56 | 0,11 |
| 2m | 0,00 | 0,00 | 16,5 | 7,64 | 0,30 |
| 4m | 0,42 | 0,50 | 16,5 | 7,57 | 0,53 |
| Point 29 | 0,22 | 0,38 | 16,0 | 7,65 | 0,45 |

Tableau B3: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 3

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 21 | 0,62 | 0,66 | 16,0 | 7,50 | 0,26 |
| Point 22 | | | | | |
| Surface | 0,58 | 0,62 | 16,0 | 7,69 | 0,20 |
| 2m | 0,52 | 0,64 | 15,5 | 7,74 | 0,16 |
| 4m | 0,56 | 0,66 | 16,0 | 7,77 | 0,04 |
| Point 23 | 0,52 | 0,64 | 16,0 | 7,74 | 0,11 |
| Point 24 | | | | | |
| Surface | 0,56 | 0,66 | 15,5 | 7,76 | 0,08 |
| 2m | 0,56 | 0,64 | 16,0 | 7,78 | 0,23 |
| 4m | 0,56 | 0,64 | 16,0 | 7,83 | 0,27 |
| Point 25 | 0,52 | 0,60 | 15,5 | 7,72 | 0,17 |

Tableau B4: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 4

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 16 | 0,38 | 0,58 | NM | 7,46 | 0,10 |
| Point 17 | | | | | |
| Surface | 0,72 | 0,78 | 16,0 | 7,52 | 0,11 |
| 2m | 0,54 | 0,72 | 16,0 | 7,83 | 0,40 |
| 4m | 0,60 | 0,68 | 16,0 | 7,66 | 0,31 |
| Point 18 | | | | | |
| Surface | 0,64 | 0,70 | 15,5 | 7,75 | 0,29 |
| 2m | 0,66 | 0,66 | 16,0 | 7,68 | 0,23 |
| 4m | 0,68 | 0,68 | 16,0 | 7,66 | 0,39 |
| Point 19 | 0,72 | 0,74 | 15,5 | 7,67 | 0,11 |
| Point 20 | 0,56 | 0,66 | 16,0 | 7,65 | 0,20 |

Tableau B5: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 5

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 11 | 0,66 | 0,76 | 16,0 | 7,51 | 0,11 |
| Point 12 | | | | | |
| Surface | 0,54 | 0,72 | 16,5 | 7,72 | 0,22 |
| 2m | - | - | - | - | - |
| 4m | - | - | - | - | - |
| Point 13 | 0,58 | 0,70 | ND | 7,53 | 0,11 |
| Point 14 | 0,18 | 0,42 | 15,5 | 7,46 | 0,12 |
| Point 15 | | | | | |
| Surface | 0,42 | 0,60 | 16,0 | 7,67 | 0,23 |
| 2m | 0,46 | 0,62 | 17,0 | 7,71 | 0,25 |
| 4m | 0,44 | 0,62 | 16,5 | 7,71 | 0,20 |

Tableau B6: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 6

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 6 | 0,56 | 0,64 | 15,5 | 7,52 | 0,09 |
| Point 7 | 0,42 | 0,56 | 15,0 | 7,46 | 0,14 |
| Point 8 | 0,24 | 0,46 | 15,0 | 7,59 | 0,30 |
| Point 9 | 0,44 | 0,64 | 15,5 | 7,60 | 0,16 |
| Point 10 | 0,48 | 0,62 | 15,0 | 7,59 | 0,18 |
| Point 50 | 0,34 | 0,50 | 15,5 | 7,47 | 0,24 |
| Point 51 | 0,40 | 0,54 | 15,0 | 7,60 | 0,24 |
| Point 52 | 0,44 | 0,60 | 15,5 | 7,60 | 0,72 |
| Point 53 | 0,42 | 0,54 | 15,0 | 7,61 | 0,32 |

Tableau B7: Paramètres bactériologiques dans la cuve 1

| Points | Coli formes totaux (M-T7, 24h, 35° C) (UFC/100ml) | BHA (R2A, 48h, 35 ° C) (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 1 | 0 | 12,7 |
| 2-s | 0 | 9,05 |
| 2-2m | 0 | 0,06 |
| 2-4m | 0 | 28,75 |
| 3-s | 13,5 | 1,62 |

Tableau B8: Paramètres bactériologiques dans la cuve 2 du réservoir McTavish

| Points | Coliformes totaux (UFC/100ml) | BHA (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 26 | 0 | TNPC |
| 27 | 0 | TNPC |
| 28-s | 0 | 32,6 |
| 28-2m | 0 | 0,395 |
| 28-4m | 0 | 0,36 |
| 29 | 0 | 24,8 |

Tableau B9: Paramètres bactériologiques dans la cuve 3 du réservoir McTavish

| Points | Coliformes totaux (UFC/100ml) | BHA (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 21 | 0 | 0,05 |
| 22-s | 0 | 0,05 |
| 22-2m | 0 | 1,46 |
| 22-4m | 0 | 0,125 |
| 23 | 0 | 0,02 |
| 24-s | 0 | 0,02 |
| 24-2m | 0 | 0,98 |
| 24-4m | 0 | 0,065 |
| 25 | 0 | 0,205 |

Tableau B10: Paramètres bactériologiques dans la cuve 4 du réservoir McTavish

| Points | Coliformes totaux (UFC/100ml) | BHA (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 16 | 0 | 0,435 |
| 17-s | 0 | 3,15 |
| 17-2m | 0 | 0,47 |
| 17-4m | 0 | 0,165 |
| 18-s | 0 | 0,505 |
| 18-2m | 0 | 0,225 |
| 18-4m | 0 | 0,12 |
| 19 | 0 | 0,475 |
| 20 | 0 | 0,4 |

Tableau B11:Paramètres bactériologiques dans la cuve 5 du réservoir McTavish

| Points | Coliformes totaux (UFC/100ml) | BHA (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 11 | 0 | 1,16 |
| 12 | 2,4 | 5,95 |
| 13 | 0 | 0,145 |
| 14 | 0 | 14,6 |
| 15-s | 0,7 | 38,3 |
| 15-2m | 1 | 0,8 |
| 15-4m | 0 | 11,6 |

Tableau B12: Paramètres bactériologiques dans la cuve 6 du réservoir McTavish

| Points | Coliformes (UFC/100ml) | BHA (UFC/ml) |
|---|---|---|
| 6 | 0 | 0,22 |
| 7 | 0 | 0,39 |
| 8 | 0,2 | 0,305 |
| 9 | 0 | 4,9 |
| 10 | 0 | 0,77 |
| 50 | 0,1 | 0,05 |
| 51 | 0 | 0,84 |
| 52 | 0 | 3,55 |
| 53 | 0,3 | 0,04* |

* Beaucoup de moisissures

Annexe C : Résultats bruts des paramètres physico-chimiques et bactériologiques d'une la deuxième campagne d'échantillonnage (Sept 1998)

Tableau C1: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 1 du réservoir McTavish (sept.98)

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 1 | 0,44 | 0,55 | NM | 7,78 | 0,14 |
| Point 2 | | | | | |
| Surface | 0,55 | 0,58 | NM | 7,76 | 0,08 |
| 2m | 0,42 | 53 | NM | 7,78 | 0,04 |
| 4m | 0,38 | 0,52 | NM | 7,80 | 0,15 |
| Point 3 | | | | | |
| Surface | 0,33 | 0,52 | NM | 7,80 | 0,03 |
| 2m | - | - | - | - | - |
| 4m | 0,41 | 0,53 | | 7,78 | 0,05 |
| Point 4 | 0,34 | 0,50 | NM | 7,78 | 0,03 |
| Point 5 | 0,31 | 0,43 | NM | 7,78 | 0,04 |

NM :non mesuré

Tableau C2: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 5 du réservoir McTavish (sept.98)

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Point 11 | 0,85 | 0,98 | 21,8 | 7,80 | 0,06 |
| Point 12 | | | | | |
| Surface | 0,73 | 0,83 | 21,8 | 7,79 | 0,05 |
| 2m | 0,72 | 0,86 | 21,6 | 7,80 | 0,06 |
| 4m | 0,56 | 0,67 | 21,6 | 7,77 | 0,05 |
| Point 13 | 0,47 | 0,57 | 21,6 | 7,76 | 0,06 |
| Point 14 | 0,31 | 0,45 | 21,7 | 7,46 | 0,05 |
| Point 15 | | | | | |
| Surface | 0,28 | 0,39 | 21,8 | 7,77 | 0,05 |
| 2m | 0,24 | 0,35 | 21,8 | 7,74 | 0,07 |
| 4m | 0,16 | 0,30 | 21,8 | 7,78 | 0,06 |

Tableau C3: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 6 du réservoir McT(Sept.98)

| Prélèvement | Chlore libre ( mg $Cl_2$/L) | Chlore total ( mg $Cl_2$/L) | Temp. °C | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| Surface | 0,84 | 0,93 | 21,8 | 7,93 | 0,04 |
| 2m | 0.78 | 0.92 | 21.8 | 7.89 | 0.06 |
| 4m | 0,67 | 0,,79 | 21,7 | 7,88 | 0,04 |
| Point7 | 0,76 | 0,85 | 21,7 | 7,91 | 0,05 |
| Point 8 | 0,66 | 0,76 | 21,8 | 7,91 | 0,04 |
| Point 9 | 0,54 | 0,67 | 22,0 | 7,90 | 0,05 |
| Point 10 | | | | | |
| Surface | 0,59 | 0,66 | 21,8 | 7,91 | 0,05 |
| 2m | 0,53 | 0,64 | 21,8 | 7,91 | 0,05 |
| 4m | 0,52 | 0,65 | 21,7 | 7,90 | 0,04 |

Tableau C4:Coliformes totaux sur m-T7et m-Endo, 24h, 35° C) dans la cuve 1

| Points | m-T7 | m-endo | UFC/400ml |
|---|---|---|---|
| 1 | <1 | <1 | <1 |
| 2-s | <1 | <1 | <1 |
| 2-2m | <1 | <1 | <1 |
| 2-4m | <1 | <1 | <1 |
| 3-s | <1 | <1 | <1 |
| 3-4m | <1 | <1 | <1 |
| 4 | 1 | <1 | 1 |
| 5 | <1 | <1 | <1 |

Non confirmé

Tableau C5: BHA (R2A, 7d à 20 C) dans la cuve 1

| Points | A | B | Moyenne | UFC/ml |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 35 | 53 | 44 | 0,44 |
| 2-s | 120 | 124 | 122 | 12,2 |
| 2-2m | 6 | 38 | 22 | 0,22 |
| 2-4m | 4 | 4 | 4 | 0,04 |
| 3-s | 249 | 200 | 224,5 | 2,24 |
| 3-4m | 8 | 3 | 5,5 | 0,055 |
| 4 | 131 | 60 | 95,5 | 0,955 |
| 5 | 117 | 102 | 109,5 | 1,095 |
| | | | | |

Tableau C6:Coliformes totaux sur m-T7et m-Endo, 24h, 35° C) dans la cuve 5

| Points prélèvement | m-T7 | m-Endo | UFC/400ml |
|---|---|---|---|
| 11 | <1 | <1 | <1 |
| 12-s | <1 | <1 | <1 |
| 12-2m | <1 | <1 | <1 |
| 12-4m | <1 | <1 | <1 |
| 13 | <1 | <1 | <1 |
| 14 | <1 | <1 | <1 |
| 15-s | <1 | <1 | <1 |
| 15-2m | <1 | <1 | <1 |
| 15-4m | <1 | <1 | <1 |

Tableau C7: BHA (R2A, 7d à 20 C) dans la cuve 5

| Points | A | B | moy | UFC/ml |
|---|---|---|---|---|
| 11 | 29 | 24 | 26,50 | 0,26 |
| 12-s | 18 | 28 | 23 | 0,23 |
| 12-2m | 49 | 63 | 56 | 0,56 |
| 12-4m | 46 | 29 | 37,5 | 0,375 |
| 13 | 12 | 8 | 10 | 0,1 |
| 14 | 14 | 10 | 12 | 0,12 |
| 15-s | 8 | 7 | 7,5 | 0,075 |
| 15-2m | 10 | 12 | 11 | 0,11 |
| 15-4m | 34 | 42 | 38 | 0,38 |

Tableau C8: Coliformes totaux sur m-T7et m-Endo, 24h, 35° C dans la cuve 6

| Point prélèvement | m-T7 | m-Endo | UFC/400 ml |
|---|---|---|---|
| 6-s | <1 | <1 | <1 |
| 6-2m | <1 | <1 | <1 |
| 6-4m | <1 | <1 | <1 |
| 7 | <1 | <1 | <1 |
| 8 | <1 | <1 | <1 |
| 9 | <1 | <1 | <1 |
| 10-s | <1 | <1 | <1 |
| 10-2m | <1 | <1 | <1 |
| 10-4m | <1 | <1 | <1 |

Tableau C9: BHA (R2A, 7d à 20 C) dans la cuve 6

| Points | pétri A | pétri B | Moyenne | UFC/ml |
|---|---|---|---|---|
| 6-s | 8 | 6 | 7 | 0,07 |
| 6-2m | 6 | 8 | 7 | 0,07 |
| 6-4m | | | | |
| 7 | 14 | 18 | 16 | 0,16 |
| 8 | 16 | 15 | 15,5 | 0,155 |
| 9 | 3 | 2 | 2,5 | 0,025 |
| 10-s | 15 | 11 | 13 | 0,13 |
| 10-2m | 7 | 6 | 6,5 | 0,065 |
| 10-4m | 3 | 4 | 3,5 | 0,035 |

Tableau C10: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 1 du réservoir Côtes-des-Neiges

| Cuve 1<br>Point prélèvement | Chlore libre (ppm) | Chlore total (ppm) | Temp (°C) | Ph | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| # 50 | 0,43 | 0,56 | 22,0 | 7,80 | 0,06 |
| # 51 | 0,45 | 0,58 | 22,0 | 7,83 | 0,05 |
| # 52 (s) | 0,44 | 0,55 | 22,0 | 7,80 | 0,06 |
| # 52- 2 m | 0,38 | 0,53 | 22,0 | 7,81 | 0,05 |
| # 52- 3m | 0,42 | 0,53 | 22,0 | 7,78 | 0,06 |
| # 53 -s | 0,38 | 0,52 | 22,0 | 7,81 | 0,07 |
| # 53 -2m | 0,38 | 0,53 | 22,0 | 7,78 | 0,05 |
| # 53-3 m | 0,38 | 0,50 | 22,0 | 7,80 | 0,06 |
| # 54 | 0,45 | 0,56 | NM | 7,80 | 0,08 |

Tableau C11: Paramètres physico-chimiques dans la cuve 2 du réservoir Côtes-des-Neiges

| Cuve 1<br>Point de prélèvement | Chlore libre (ppm) | Chlore total (ppm) | Temp °C | Ph | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| P- 55 | 0,45 | 0,56 | 22 | 7,80 | 0,07 |
| P- 56(S) | 0,37 | 0,47 | 22 | 7,80 | 0,06 |
| P- 56 (2m) | 0,32 | 0,43 | 22 | 7,80 | 0,05 |
| P- 56 (3m) | 0,39 | 0,46 | 22 | 7,79 | 0,05 |
| P- 57(S) | 0,37 | 0,46 | 22 | 7,82 | 0,06 |
| P- 57(2 m) | 0,39 | 0,46 | 22 | 7,80 | 0,07 |
| P- 57(3m) | 0,36 | 0,48 | 21,5 | 7,78 | 0,08 |
| P58 | 0,35 | 0,4 | NM | 7,82 | 0,05 |
| P59 | 0,33 | 0,41 | NM | 7,83 | 0,06 |
| Entrée CDN | 0,42 | 0,47 | NM | 7,78 | 0,07 |
| CDN vers Som | 0,72 | 0,79 | NM | 7,80 | 0,06 |
| CDN vers Mont | 0,27 | 0,4 | NM | 7,79 | 0,06 |

Tableau C12: Paramètres physico-chimiques dans le réservoir Sommet

| **Cuve 1** | Chlore libre (ppm) | Chlore total (ppm) | Temp (°C) | pH | Turbidité (UTN) |
|---|---|---|---|---|---|
| 101-s | 0,01 | 0,12 | 22,0 | 7,80 | 0,05 |
| 101-2m | 0,01 | 0,10 | 22,0 | 7,81 | 0,05 |
| 101-2,75 | 0 | 0,12 | 21,5 | 7,80 | 0,07 |
| 102 | 0 | 0,12 | 21,5 | 7,79 | 0,06 |
| 103 | 0 | 0,08 | 22,0 | 7,76 | 0,07 |
| **Cuve 2** | | | | | |
| 104-s | 0 | 0,14 | 21,5 | 7,80 | 0,07 |
| 104-2m | 0 | 0,11 | 21,5 | 7,82 | 0,05 |
| 104-2,75 | 0 | 0,08 | 21,5 | 7,78 | 0,05 |
| 105 | 0 | 0,09 | 21,5 | 7,8 | 0,05 |
| 106 | 0 | 0,1 | 21,5 | 7,81 | 0,05 |

Tableau C13: Coliformes totaux (m-T7, 24 H, 35o C) dans le réservoir Sommet

| Points | m-T7 | m-endo | UFC/400ml | atypique sur m-endo |
|---|---|---|---|---|
| 101-s | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 101-2m | 0 | 0 | 0 | 110 |
| 101-2,75 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| 102 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| 103 | 1 | 0 | 1 | 14 |
| 104-s | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 104-2m | 0 | 0 | 0 | 214 |
| 104-2,75 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| 105 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| 106 | 3 | 0 | 3 | 0 |

Tableau C14: BHA (R2A, 7d à 20oC) dans le réservoir Sommet

| Points | A | B | UFC/ml |
|---|---|---|---|
| 101-s | 89 | 93 | 9,1 |
| 101-2m | 72 | 66 | 6,9 |
| 101-2,75 | 140 | 135 | 13,75 |
| 102 | 35 | 30 | 3,25 |
| 103 | 54 | 76 | 0,65 |
| 104-s | 20 | 30 | 0,25 |
| 104-2m | 117 | 114 | 11,55 |
| 104-2,75 | 134 | 115 | 1,245 |
| 105 | 120 | 110 | 1,15 |
| 106 | 56 | 51 | 0,535 |