

Titre: Evaluation de l'origine des coliformes totaux retrouvés à la station
Title: de pompage du réservoir McTavish, Montréal (Canada)

Auteur: Annie Locas
Author:

Date: 2002

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Locas, A. (2002). Evaluation de l'origine des coliformes totaux retrouvés à la station de pompage du réservoir McTavish, Montréal (Canada) [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/7012/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7012/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Raymond Desjardins, & Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DE L'ORIGINE DES COLIFORMES TOTAUX
RETROUVÉS À LA STATION DE POMPAGE
DU RÉSERVOIR McTAVISH, MONTRÉAL (CANADA)

ANNIE LOCAS

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)
DÉCEMBRE 2002



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

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

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.

0-612-81521-8

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ECOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION DE L'ORIGINE DES COLIFORMES TOTAUX
RETRROUVÉS À LA STATION DE POMPAGE
DU RÉSERVOIR McTAVISH, MONTRÉAL (CANADA)

présenté par : LOCAS Annie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., présidente

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

M. BARBEAU Benoit, M.Sc.A, membre et codirecteur de recherche

M. PARENT Serge, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord sincèrement remercier monsieur Raymond Desjardins pour m'avoir fait confiance au départ et pour tous les conseils et le temps passé à essayer de me rendre un peu ingénier... Je souhaite également remercier monsieur Vincent Gauthier pour avoir dirigé la majeure partie de ce projet, pour toutes les heures passées à discuter des résultats et des améliorations possibles; j'ai beaucoup appris de tes questions et je suis certaine que je suis une meilleure chercheure grâce à toi. Merci à monsieur Benoit Barbeau qui, en plus d'avoir hérité de ce projet à sa toute fin, a ,malgré ses nombreuses occupations, toujours trouvé le temps de me recevoir et de répondre à mes innombrables questions, mais aussi pour avoir corrigé ce manuscrit. Merci aussi à monsieur Patrick Laurent qui a assuré le suivi de ce projet durant quelques semaines et qui m'a donné de bons conseils au niveau de la rédaction.

Un merci immense à monsieur Yves Fontaine pour l'aide et les conseils lors des échantillonnages et qui, malgré lui, a pris quelques kilos de muscles au niveau des bras grâce à ce projet...

Merci au personnel de la Ville de Montréal et la Ville de Laval qui ont tout mis en oeuvre afin de faciliter mes échantillonnages: messieurs Robert Millette, Patrice Raulin, Christian Marcoux et Daniel Parent ainsi qu'à tous les autres que je n'ai pas eu le plaisir de rencontrer.

Merci à monsieur Serge Parent de s'être impliqué et pour avoir tenter, malgré le manque de temps, de mettre un nom sur mes chers petits nématodes (mais on y arrivera !).

Merci à Denis Bouchard pour le prêt de matériel de toutes sortes !

Merci aux étudiants du B-616, Naira, Bertrand et Géraldine: sans vous, la rédaction aurait été beaucoup plus pénible. Merci à Hélène, Catherine, Sydney, Huguette, Marie-Claire, Lucie, Serges et Marc-Étienne pour le support apporté tout au long de ma maîtrise et pour avoir écouté mes explications et mes nouvelles découvertes avec un intérêt presque réel !

RÉSUMÉ

Le contrôle de la qualité bactériologique de l'eau potable est nécessaire afin de protéger la santé des consommateurs. Des travaux ont montré qu'il y a des bactéries (coliformes totaux et bactéries atypiques) au niveau de la volute des pompes d'une station de pompage de la Ville de Montréal. Il a été établi que l'apparition de ces bactéries est directement liée au mode de fonctionnement des pompes et se produit seulement l'été lorsque la température de l'eau est élevée (minimum: 18°C). Dans le présent projet de maîtrise, une étude plus approfondie a été menée dans le but de préciser l'origine des coliformes totaux détectés à la station de pompage du réservoir McTavish.

Les objectifs sont (1) de vérifier si l'apparition de bactéries est détectable à d'autres types de pompes et (2) découvrir l'origine des coliformes totaux, des bactéries atypiques et des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) détectés aux volutes des pompes du réservoir McTavish.

Dans un premier temps, l'analyse des échantillons prélevés à d'autres pompes a permis de déterminer qu'il y a des bactéries aux volutes de toutes les pompes échantillonnées à Montréal et Laval, mais dans des proportions très différentes (de 0 à 126,5 coliformes totaux/100mL). Dans tous les cas, aucun coliforme n'a été détecté avant ou après les pompes, ce qui confirme que l'apparition de bactéries est liée au fonctionnement des pompes. Un essai d'inactivation sur les coliformes prélevés à la volute des pompes du réservoir McTavish a montré que ces bactéries sont inactivées par le chlore résiduel en moins de 10 secondes et explique pourquoi elles ne sont pas détectées en aval des pompes de distribution.

L'hypothèse principale pouvant expliquer la présence de bactéries à la volute des pompes est le broyage d'invertébrés. Lors de leur passage dans la pompe, ces derniers seraient pulvérisés et relargueraient les bactéries contenues dans leur tractus digestif. D'ailleurs, des essais au réservoir McTavish ont montré qu'il y avait toujours moins de nématodes après les pompes qu'avant. Les populations de nématodes ont été étudiées à différentes étapes de traitement de l'eau potable et ce, aux deux usines de la Ville de Montréal ainsi qu'aux entrées et sorties des réservoirs McTavish et Châteaufort. Ces

mesures ont permis de constater que (1) les populations de nématodes sont influencées par la température de l'eau avec des concentrations plus importantes à des températures élevées ($>20^{\circ}\text{C}$), (2) les concentrations de nématodes sont très faibles dans l'eau brute (<5 nématodes/L) et (3) les concentrations en nématodes sont beaucoup plus élevées dans l'effluent des filtres à sable, pouvant atteindre 17 nématodes/L. L'origine de ces nématodes semble être les filtres des deux usines de traitement. Des essais ont montré qu'il est possible de réduire la concentration de nématodes dans l'effluent des filtres en augmentant la fréquence des lavages des filtres à l'usine. La différence entre la quantité de nématodes relargués par un filtre lavé aux 24 heures et celle d'un filtre lavé aux 96 heures est statistiquement significative ($p=0,022$, $n=3$) ; un filtre lavé aux 24 heures relargue moins de nématodes qu'un filtre lavé aux 96 heures. Les concentrations de nématodes dans l'eau traitée (moyenne de 9,9 nématodes/L) sont semblables à celles notées dans l'eau filtrée (moyenne de 9,2 nématodes/L) à l'usine DesBaillets. Au réservoir McTavish, les concentrations moyennes de nématodes étaient de 11,6 et 9,6 nématodes/L pendant les étés 2001 et 2002 respectivement.

Afin d'expliquer la présence de bactéries dans les pompes du réseau, l'hypothèse de broyage d'invertébrés a été avancée. Des essais de broyage menés en laboratoire ont permis de mettre en évidence la présence de coliformes en provenance des nématodes retrouvés au réservoir McTavish (de 0 à 27,4 coliformes/nématode) mais aussi des bactéries atypiques (de 0 à 54,9 atypiques/nématode) ainsi que des BHA (de 0 à 2628 BHA/nématode). En tenant compte des concentrations bactériennes dans chaque nématode et de la proportion de nématodes broyés lors de leur passage dans les pompes du réservoir McTavish, il est possible d'expliquer la présence et la concentration des bactéries notée aux volutes des pompes de ce réservoir.

Il semble donc probable que les invertébrés en provenance des filtres et retrouvés en réseau soient broyés lors de leur passage dans les pompes de distribution et relarguent une quantité appréciable de bactéries qui sont détectés à la volute des pompes. Par la suite, ces bactéries sont inactivées par le chlore quelques secondes après leur mise en contact, ce qui limite les risques pour la santé humaine.

ABSTRACT

The bacteriological quality control of drinking water is essential to insure the protection of consumers' health. Previous studies have shown that exceptionally high concentrations of bacteria were found at the pumps of the McTavish reservoir. Those bacteria were detected only during summer when the water temperature was higher than 18°C. This study was initiated in order to determine the origin of the high number of bacteria found in the pumps at this location.

Sampling at other pumps in the reservoir allowed us to determine that the appearance of bacteria (coliforms, atypical bacteria and HPC) at the volute of pumps is a generalized phenomenon in Montreal and Laval, with concentration varying from 0 to 126,5 coliforms/100mL. No coliform were found at the inlet or at the outlet of the pumps, in all pumps tested; they were only detected at the volute. An inactivation assay performed on the coliforms found at the volute of the pumps in the McTavish reservoir showed that these bacteria were inactivated in less than 10 seconds, which explained why they are not detected further in the distribution system.

One possible explanation for the presence of bacteria at the volute of the pumps is the grinding of invertebrates, such as nematodes, during their passage through the pumps. Tests showed that the numbers of nematodes were always lower at the outlet of the pumps comparing to the numbers at the inlet of the pumps. The nematode population was studied during different steps of the water treatment process in the two water treatment plants in Montreal and at the inlets/outlets of both reservoirs studied (McTavish and Châteaufort). These studies allowed us to observe that the nematode concentrations were greatly influenced by the water temperature and that the concentration of nematodes found in untreated water was very low (< 5 ind./L) but raised significantly after the filtration process, reaching 17 ind./L. The source of nematodes is thought to be the sand filters at the plants. Supplementary assays showed that by raising the frequency at which the filters are washed, the number of nematodes exported diminished. The difference between the numbers of nematodes released from a filter washed every 96 hours or washed every 24 hours is statistically significant

($p=0,022$, $n=3$). The nematodes were also found in treated water and at the inlet of both storage reservoirs studied. At the DesBaillets treatment plant, the nematode concentrations found in the treated water (average 9,9 ind./L) were equivalent to those found in the filtered water (average 9,2 ind./L). At the McTavish storage tank the average nematode concentrations were 11,6 ind./L in summer 2001 and 9,6 ind./L in summer 2002.

To test the hypothesis of the grinding of nematodes in the pumps, bench scale grinding assays were completed. Those tests showed that the presence of total coliforms could well be attributed to the presence of nematodes found in the McTavish reservoir. The concentrations of total coliforms (0 to 27,4 coliforms/nematode), atypical bacteria (0 to 54,9 atypical/nematode) and HPC (0 to 2628 HPC/nematode) are consistent with the concentration of bacteria found at the volute of the pumps, considering the number of bacteria/nematode and the proportion of nematodes crushed by the pump.

It is therefore probable that a fraction of the invertebrates such as the nematodes found in the network, coming from the sand filters at the treatments plants, are pulverized while passing through the high-pressure pumps and released a large quantity of coliforms that are detected only at the volute of these pumps. These coliforms are then rapidly inactivated by free chlorine, which is reassuring, concerning the risks for human health.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VII
TABLE DES MATIÈRES.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs	3
CHAPITRE 2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	4
2.1 Origine des bactéries en réseau de distribution	4
2.1.1 Intrusion d'eaux contaminées	4
2.1.2 Biofilm	5
2.1.3 Corrosion.....	6
2.1.4 Influence des particules.....	6
2.2 Facteurs qui influencent la recroissance bactérienne.....	8
2.2.1 Température	8
2.2.2 Effet du pH.....	9
2.2.3 Choix du désinfectant	9
2.2.4 Matière organique.....	11
2.3 Présence d'invertébrés : nématodes	13
2.3.1 Description et cycle de vie	13

2.3.2	Source des nématodes en réseau de distribution	14
2.3.3	Persistance des nématodes en réseau de distribution.....	17
2.3.4	Nématodes agissant comme vecteurs de bactéries	18
2.3.5	Efficacité des oxydants	20
2.3.5.1	Effets sur les nématodes.....	20
2.3.5.2	Effets sur les bactéries associées aux nématodes.....	21
CHAPITRE 3	MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	23
3.1	Démarches expérimentales.....	23
3.1.1	Évaluation de l'impact du pompage sur la qualité de l'eau	23
3.1.1.1	Suivi de la qualité aux pompes U2 et U7 du réservoir McTavish	24
3.1.1.2	Qualité de l'eau aux autres stations de pompage (été 2001).....	25
3.1.2	Inactivation des coliformes	26
3.1.3	Populations d'organismes invertébrés dans l'eau.....	26
3.1.4	Broyage d'invertébrés	27
3.1.4.1	Broyage d'invertébrés: prélèvements aux usines	27
3.1.4.2	Broyage d'invertébrés: essais en laboratoire.....	28
3.2	Localisation des prises d'échantillonnages.....	28
3.3	Matériel d'échantillonnage et méthodes de prélèvements.....	29
3.3.1	Points amont-volute-aval des différentes pompes et entrées du réservoir.....	29
3.3.2	Récupération d'échantillons d'eau pour le dénombrement d'invertébrés	30
3.3.3	Prélèvement d'échantillons d'eau pour le broyage d'invertébrés au laboratoire	31
3.4	Méthodes d'analyses.....	31
3.4.1	Paramètres physico-chimiques	31
3.4.2	Analyses bactériologiques.....	32
3.4.3	Dénombrement des invertébrés	33

3.4.3.1	Coloration des invertébrés au DAPI	33
3.4.3.2	Observation et décompte des nématodes.....	34
3.4.4	Broyage d'invertébrés en laboratoire	35
3.4.4.1	Broyage direct de la membrane (été 2001).....	35
3.4.4.2	Récupération des invertébrés par lavage de la membrane (été 2001).....	36
3.4.4.3	Récupération des invertébrés par lavage de la membrane (été 2002).....	36
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	39
4.1	Évaluation de la présence de coliformes au niveau des différentes stations de pompage.....	39
4.1.1	Réservoir McTavish.....	39
4.1.1.1	Qualité microbiologique de l'eau aux différentes entrées du réservoir McTavish	39
4.1.1.2	Suivi de la qualité de l'eau aux pompes du réservoir McTavish	40
4.1.1.3	Comparaison des résultats des campagnes des étés 2001 et 2002 avec les résultats des années précédentes au réservoir McTavish	43
4.1.1.4	Inactivation des coliformes totaux relevés à la volute de la pompe U2 ...	49
4.1.2	Qualité de l'eau à la volute d'autres pompes du réseau de Montréal	50
4.1.2.1	Mise en route d'une pompe au réservoir Vincent d'Indy	50
4.1.2.2	Suivi estival aux autres stations de pompage	51
4.1.3	Comparaison de deux méthodes de détection des Entérobactéries avec des échantillons des réservoirs McTavish et Côte-des-Neiges	55
4.1.4	Stations de pompage de Laval.....	56
4.2	Identification des coliformes et des atypiques retrouvés à la volute des pompes du réservoir McTavish	60
4.3	Dénombrement de nématodes et de rotifères à différents points des réseaux de Montréal et Laval ainsi qu'aux usines de production	63
4.3.1	Reproductibilité de la méthode de dénombrement et de l'échantillonnage....	63

4.3.2 Comparaison des dénombrements de nématodes entre les points amont, volute et aval des pompes au réservoir McTavish	66
4.3.3 Évolution du nombre de nématodes à la volute des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish.....	68
4.3.4 Dénombrements de nématodes effectués aux entrées du réservoir McTavish	69
4.3.5 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués à l'usine de traitement Atwater	72
4.3.6 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués à l'usine de traitement Charles J. DesBaillets	74
4.3.7 Dénombrements de nématodes effectués à d'autres points du réseau de Montréal (été 2001).....	76
4.3.8 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués aux usines Ste-Rose et Chomedey à Laval	77
4.3.9 Effet de la fréquence de lavage des filtres sur les populations de nématodes à l'usine DesBaillets.....	79
4.4 Essais de broyage d'invertébrés	81
4.4.1 Prélèvement aux pompes d'eau brute des différentes usines de production à Montréal et à Laval (2001)	81
4.4.2 Essais de broyage d'invertébrés en laboratoire.....	82
4.4.2.1 Mise au point de la méthode de broyage en laboratoire.....	82
4.4.2.2 Résultats obtenus lors des broyages d'invertébrés en laboratoire	84
CHAPITRE 5 DISCUSSION	91
5.1 Critiques des méthodes utilisées.....	91
5.1.1 Utilisation du milieu m-Endo pour le dénombrement des coliformes totaux .	91
5.1.2 Décompte de nématodes au microscope après coloration au DAPI.....	91
5.1.3 Techniques de récupération et de broyage des nématodes	92

5.2	Dynamique des nématodes dans les usines de production d'eau potable: comparaison des usines de Montréal et Laval.....	93
5.3	Évolution des nématodes dans le réseau de Montréal	94
5.4	Discussion sur l'origine des coliformes mesurés au niveau des stations de pompage: synthèse critique des résultats	100
5.4.1	Résultats obtenus en 2001.....	100
5.4.2	Résultats obtenus en 2002.....	101
5.4.3	Comparaison des concentrations de bactéries/nématodes obtenues avec les données bibliographiques	103
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	105
BIBLIOGRAPHIE.....	108	
ANNEXES.....	117	

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1: Diagramme d'écoulement simplifié de la distribution de l'eau produite par les usines Atwater et DesBaillets	23
Figure 3.2: Schéma du réservoir McTavish (Chevalier, 2001).....	25
Figure 3.3 : Localisation des prises d'échantillonnage sur les différentes pompes sélectionnées	28
Figure 3.4 : Nématode coloré au DAPI en provenance du réservoir McTavish	34
Figure 3.5 : Homogénéisateur de Potter	37
Figure 3.6 : Étapes de récupération et de broyage des invertébrés	38
Figure 4.1: Suivi de la concentration de chlore libre mesuré à la volute des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish et de la température moyenne mesurée à U2 et U7 au cours des étés 2001 et 2002.	40
Figure 4.2: Évolution des concentrations de coliformes totaux et température moyenne aux volutes de pompes U2 et U7 du réservoir McTavish.....	42
Figure 4.3: Comparaison des comptes bactériens sur m-Endo (coliformes totaux et atypiques) dénombrés à l'amont et à la volute de la pompe U7	43
Figure 4.4: Évolution des coliformes totaux + atypiques à la volute de la pompe U2 pour les étés 1999 à 2002.....	44
Figure 4.5: Évolution des coliformes totaux + atypiques à la volute de la pompe U7 pour les étés 1999 à 2002.....	45
Figure 4.6: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute de la pompe U2 au cours de l'été 2001.....	46
Figure 4.7: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute de la pompe U7 au cours de l'été 2002.....	47
Figure 4.8: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute et à l'amont de la pompe U2 au cours de l'été 2001.	48
Figure 4.9: Inactivation par le chlore des coliformes totaux relevés à la pompe U2 (Cl ₂ libre: 0,67 mg/L, volume filtré: 800mL, seuil de détection: 1,25UFC/L)	49

Figure 4.10: Atypiques mesurés à l'amont, la volute et l'aval de la pompe ainsi que la turbidité à la volute de la pompe W2 du réservoir Vincent d'Indy (Cl ₂ libre: 0,11 mg/L).....	51
Figure 4.11: Évolution de la concentration de chlore libre et de la température moyenne aux volutes des pompes des différentes stations de pompage au cours de l'été 2001	52
Figure 4.12: Mesures des coliformes totaux et atypiques mesurés à la volute des différentes pompes au cours de l'été 2001	54
Figure 4.13: Évolution des concentrations en coliformes totaux, atypique et BHA à la volute de la pompe S4 du réservoir Côte-des-Neiges au cours de l'été 2001.....	55
Figure 4.14: Suivi de la concentration de chlore libre et de la température mesurés à la volute des pompes à deux usines de Ville de Laval durant l'été 2001	57
Figure 4.15: Évolution des concentrations de coliformes totaux, atypiques et BHA à la volute des pompes de l'usine Ste-Rose en 2001.....	59
Figure 4.16: Schéma représentant les étapes de confirmation des bactéries retrouvées sur m-Endo.....	60
Figure 4.17: Nombre de colonies présentant le caractère vert métallique au bout de 24hres à 20°C étant des coliformes (oxydase- et Colilert +).	62
Figure 4.18: Reproductibilité de la méthode (dénombrement de nématodes amont U8-U7, McTavish, volume filtré 10L, ND: non déterminé).....	64
Figure 4.19: Schéma des points d'échantillonnage en amont, sur la volute et à l'aval au niveau des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish.....	66
Figure 4.20: Comparaison des dénombremens de nématodes effectués en amont (dessous la conduite) et en aval des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish.....	67
Figure 4.22: Évolution des populations de nématodes dénombrés en amont des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish au cours des étés 2001-2002 et température moyenne des deux années.....	68

Figure 4.23: Évolution de la population de nématodes dénombrés aux entrées du réservoir McTavish au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 2001.....	71
Figure 4.24: Évolution des populations de nématodes à l'usine Atwater au cours de l'été 2002	73
Figure 4.25: Évolution des populations de nématodes à l'usine DesBaillets au cours de l'été 2002	75
Figure 4.26: Évolution des nématodes à l'eau traitée à l'usine de Ste-Rose au cours de l'été 2002	79
Figure 4.27: Représentation des points d'échantillonnage aux pompes d'eau brute.....	81
Figure 4.28: Étapes de récupération et de broyage des invertébrés	83
Figure 5.1: Diagramme d'écoulement simplifié de la distribution de l'eau produite par les usines Atwater et DesBaillets	95
Figure 5.2: Mouvement de l'eau à l'intérieur du réservoir McTavish (Chevalier, 2001)	96
Figure 5.3: Mouvement de l'eau dans les compartiments selon les concentrations de nématodes (voir Tableau 5.1) (10 août 2001) Pompes en fonction: (adapté de Chevalier 2001)	99
Figure 5.4: Mouvement de l'eau dans les compartiments selon les concentrations de nématodes (voir Tableau 5.2) (23 août 2001) Pompes en fonction: (adapté de Chevalier 2001)	99
Figure 5.5: Illustration du calcul théorique du nombre de coliformes retrouvés à la volute des pompes	100
Figure 5.6: Nombre de coliformes totaux dénombrés aux volutes des pompes U2-U7 du réservoir McTavish en fonction du nombre de nématodes dénombrés.....	103
Figure 6.1: Synthèse de l'évolution des nématodes en réseau.....	106

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Épisodes positifs en coliformes totaux mesurés à la de la pompe U7 à la sortie du réservoir McTavish de janvier 1989 à décembre 1999 (données : Ville de Montréal)	2
Tableau 3.1: Caractéristiques des pompes choisies pour les campagnes d'échantillonnage de l'été 2001	29
Tableau 4.1: Concentrations de coliformes totaux et atypiques aux entrées du réservoir McTavish lors des deux campagnes d'échantillonnage de l'été 2001 (10 août et 23 août 2001)	40
Tableau 4.2: Comparaison des concentrations moyennes de chlore libre et des températures aux volutes des pompes U2 et U7 durant les étés 2001 et 2002.....	41
Tableau 4.3: Comparaisons des nombres minimaux, maximaux et des moyennes des coliformes totaux et atypiques (UFC/100ml) aux volutes des pompes U2 et U7	45
Tableau 4.4: Comparaison de deux méthodes de détection des entérobactéries: FISH et dénombrement sur m-Endo sur des échantillons d'eau provenant des volutes des pompes des réservoirs Côte-des-Neiges et McTavish.....	56
Tableau 4.5: Concentrations maximales (UFC/100mL) de coliformes ou atypiques aux volutes des pompes des usines Chomedey et St-Rose et nombre d'épisodes positifs en ().....	58
Tableau 4.6: Répétabilité du comptage des nématodes sur une même membrane (23 août 2001; volume filtré: 10L).....	63
Tableau 4.7: Moyennes, écarts-types et coefficients de variation obtenus pour les tests de reproductibilité d'échantillonnage des nématodes au réservoir McTavish (volume filtré: 10L)	64
Tableau 4.8: Essais de décomptes de nématodes en faisant varier le débit à la prise d'échantillonnage (amont U7 réservoir McTavish, 27 août 2002, volume filtré:10L pour chaque échantillon)	65

Tableau 4.9: Dénombrements d'invertébrés à différentes étapes de traitement de l'usine Atwater.....	72
Tableau 4.10: Dénombrements d'invertébrés à différentes étapes de traitement de l'usine DesBaillets	74
Tableau 4.11: Dénombrements de nématodes au réservoir Châteauffort	76
Tableau 4.12: Dénombrements d'invertébrés à l'eau traitée à Chomedey (aval des pompes) et à Ste-Rose (volute)	78
Tableau 4.13: Dénombrement de nématodes aux filtres 29 et 30 de l'usine DesBaillets en variant la fréquence de lavage.....	80
Tableau 4.14: Essais de dispersion en laboratoire: Nombre de coliformes, atypiques et BHA maximal (UFC) par nématode (2001)	86
Tableau 4.15: Récapitulatif des concentrations minimales, maximales et moyennes obtenues selon les techniques de broyage utilisées.	88
Tableau 5.1: Conduites principales alimentant les pompes de sortie du réservoir McTavish selon les concentrations de nématodes à l'entrée et en sortie du réservoir. (10 août 2001).....	98
Tableau 5.2: Conduites principales alimentant les pompes de sortie du réservoir McTavish selon les concentrations de nématodes à l'entrée et en sortie du réservoir. (23 août 2001).....	98
Tableau 5.3: Comparaison des concentrations de bactéries/nématode (UFC/nématode) avec les valeurs de différents auteurs	104

LISTE DES ANNEXES

Annexe A: Résultats des mesures de pH, température, turbidité, chlore libre et total et décomptes bactériens aux volutes des pompes aux Réservoirs McTavish, Côte-des-Neiges, Châteaupré et aux usines Atwater, Chomedey et Ste-Rose.....	118
Annexe B: Résultats des mesures de pH, température, turbidité, chlore libre et total et décomptes bactériens en amont et en aval des pompes aux Réservoirs McTavish, Côte-des-Neiges, Châteaupré et aux usines Atwater, Chomedey et Ste-Rose.....	124
Annexe C: Résultats obtenus lors du redémarrage d'une pompe au Réservoir Vincent d'Indy les 20 et 21 juin 2001.....	130
Annexe D: Résultats des dénombremens d'invertébrés aux pompes U7 et U8 du réservoir McTavish	133
Annexe E: Résultats des dénombremens d'invertébrés ainsi que de la qualité de l'eau aux entrées et sorties du réservoir McTavish.....	136
Annexe F: Résultats des dénombremens d'invertébrés à différentes étapes de traitement aux usines Atwater, DesBaillets, Chomedey et Ste-Rose	138
Annexe G: Résultats des essais de broyage de nématodes en laboratoire avec l'eau recueillie au réservoir McTavish	143

Annexe H: Résultats des essais de broyage de nématodes en laboratoire avec l'eau recueillie à l'usine DesBaillets	151
Annexe I: Résultats des essais de broyage de nématodes aux pompes d'eau brute (amont et aval) des usines Atwater, DesBaillets, Chomedey et Ste-Rose.....	154

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La présence de bactéries indicatrices de contamination dans l'eau distribuée requiert une attention soutenue de la part des gestionnaires des usines de traitement et des infrastructures de distribution d'une part, et des autorités sanitaires d'autre part, pour garantir la qualité de l'eau distribuée et la santé des consommateurs. Les conséquences économiques et sociales d'un avis d'ébullition résultant de la détection de bactéries indicatrices de contamination fécale sont toujours négatives, ne serait-ce qu'au point de vue de la perception des consommateurs. C'est pourquoi des prélèvements microbiologiques sont faits régulièrement à la sortie des usines dans le but de déceler toute contamination possible dans les plus brefs délais. Si une possibilité de contamination existe dans un réseau de distribution, il faut tenter de l'expliquer le plus rapidement possible dans le but de la contrôler.

1.1 Problématique

Depuis plusieurs années, la Ville de Montréal observe des apparitions de coliformes totaux (non fécaux) dans l'eau traitée à la sortie du réservoir McTavish et ce, seulement durant la période estivale. Les concentrations de coliformes rencontrées dépassent ponctuellement la concentration maximale de 10 UFC/100mL autorisée par l'ancien Règlement sur l'Eau Potable du Québec (1984). Le Tableau 1.1 indique les épisodes positifs en coliformes totaux détectés à la sortie du réservoir McTavish, au point de contrôle situé sur la volute de la pompe U7. Ces épisodes surviennent dans leur très grande majorité au mois d'août.

Tableau 1.1: Épisodes positifs en coliformes totaux mesurés à la de la pompe U7 à la sortie du réservoir McTavish de janvier 1989 à décembre 1999 (données : Ville de Montréal).

	Date	UFC/100 mL
1989	aucun	aucun
1990	25-sept	1
1991	30-juil	1
1992	18-août	2
1993	24-août	1
1994	30-août	1
1994	13-sept	2
1994	13-oct	1
1995	15-août	7
1996	27-août	1
1997	12-août	3
1998	11-août	1
1998	18-août	225
1998	25-août	1
1998	22-sept	3
1999	03-août	12
1999	24-août	1
1999	31-août	3
1999	14-sept	1

Une étude plus poussée du phénomène a été entreprise lors d'un précédent projet de maîtrise (Chevalier, 2001). Il fut déterminé que la pseudo-contamination de l'eau distribuée était directement liée au fonctionnement des pompes. Pendant la période estivale, on décelait principalement la présence de coliformes totaux et de bactéries atypiques dans l'eau prélevée à la volute de ces pompes. Pendant l'année 1999, des coliformes étaient retrouvés alors qu'en 2000, c'était plutôt des bactéries atypiques. En aval des pompes, il a été montré que les bactéries atypiques étaient inactivées par le chlore en moins de 10 secondes et ne se retrouvaient donc pas dans détectables sur m-Endo dans le réseau, d'où l'appellation de "pseudo-contamination". Deux hypothèses furent retenues pour expliquer la présence de bactéries dans l'eau traitée : 1- la présence d'un biofilm entre les points d'échantillonnage (amont de la pompe, volute de la pompe) qui exporterait des bactéries coliformes et atypiques dans l'eau lors du fonctionnement

de la pompe et (2) la pulvérisation d'invertébrés contenant des coliformes et autres bactéries lors du passage de l'eau dans la pompe. Les conclusions du projet de Chevalier (2001) n'ont toutefois pas permis de déterminer l'origine exacte des coliformes.

1.2 Objectifs

En ce qui concerne le présent projet, trois objectifs sont retenus. Tout d'abord, il s'agit d'évaluer la présence de coliformes au niveau de différentes stations de pompage. Il est nécessaire de savoir si l'apparition de coliformes et de bactéries atypiques est limitée aux pompes du réservoir McTavish ou si d'autres pompes présentent ce phénomène. Deuxièmement, il est question de caractériser les organismes supérieurs retrouvés dans l'eau distribuée, i.e. principalement de comprendre la dynamique des populations d'invertébrés au réservoir McTavish (entrées et sorties). Le but est de faire des liens entre ces invertébrés et la présence de coliformes et atypiques aux volutes des pompes. Finalement, l'hypothèse de pulvérisation d'invertébrés est testée pour mettre en évidence la présence potentielle de coliformes et bactéries atypiques liés à ces organismes.

De façon générale, la méthodologie utilisée pour atteindre les objectifs consiste à prendre des échantillons d'eau traitée à différentes stations de pompage aux points suivants: amont, volute et aval des pompes afin de déterminer au laboratoire s'il y a présence de coliformes ou non. D'autre part, des essais plus poussés sont faits au laboratoire avec l'eau du réservoir McTavish afin de caractériser les populations d'invertébrés et de tester l'hypothèse de leur dispersion au moment du passage dans la pompe. Les liens entre les différentes mesures effectuées permettront de localiser plus précisément la source des coliformes retrouvés à la volute des pompes du réservoir McTavish.

CHAPITRE 2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La présente section est une revue bibliographique sur les bactéries dans un réseau de distribution d'eau potable ainsi que sur les facteurs physiques et chimiques pouvant influencer l'apparition de ces bactéries. Enfin, une attention particulière est portée à l'association de bactéries avec certains types d'organismes invertébrés, particulièrement les nématodes. Ces derniers peuvent transporter des bactéries et les protéger dans la filière de traitement. Les risques associés à la présence de bactéries dans le réseau d'eau potable sont de causer un dépassement de la norme sur les coliformes et d'obliger le producteur à émettre un avis de faire bouillir l'eau. Il y a aussi le risque que certaines de ces bactéries soient pathogènes.

2.1 Origine des bactéries en réseau de distribution

Les causes de la présence des bactéries en réseau de distribution sont multiples. Elle peut être due à des problèmes d'ordres mécaniques tels que les bris de conduite ou encore elles peuvent être le résultat d'une recroissance bactérienne. La recroissance bactérienne en réseau est définie comme une augmentation de la concentration en microorganismes viables à un point du réseau de distribution suite à l'étape de désinfection en usine (Gong et Spiesman, 1993). Cette recroissance peut être favorisée par l'intrusion de microorganismes, la présence d'un biofilm, de produits de corrosion et de particules colonisées dans le réseau de distribution. Chacune des causes pouvant expliquer la présence de bactéries dans le système de distribution sont expliquées dans les sections qui suivent.

2.1.1 Intrusion d'eaux contaminées

Les intrusions peuvent survenir suite à des réparations ou des changements de conduites, des baisses de pression ou encore des branchements croisés sur le réseau de distribution (LeChevallier *et al.*, 1996).

Des chutes de pressions transitoires peuvent entraîner une intrusion de bactéries dans les conduites. Ces chutes de pression se produisent lorsque l'eau dans les canalisations change rapidement de vitesse, provoquant ainsi des ondes d'amplitude positive et négative qui causent une pression négative dans les conduites. Ces variations de pression peuvent être de courte durée mais tout de même suffisantes pour provoquer une contamination du réseau (LeChevallier *et al.*, 1999). Si les conduites sont fissurées ou brisées, le sol et l'eau autour des conduites risquent de pénétrer dans le réseau de distribution. Une étude de LeChevallier *et al.* (1999) a montré que le sol et l'eau à proximité des conduites d'eau potable peuvent être contaminés par des virus et des coliformes fécaux, d'où le risque de présence d'organismes pathogènes en réseau.

Un branchement croisé est un raccordement entre une source d'eau potable et une source d'eau non-potable ou une source de contamination. Un bon exemple de branchement croisé est un boyau d'arrosage. Lors de chutes de pression dans le réseau, de l'eau peut être aspirée si l'extrémité du boyau est dans une marre d'eau ou une piscine par exemple. Cette eau sera ensuite refoulée dans le système de distribution d'eau potable (Herrick, 1997).

Les bactéries peuvent aussi s'introduire dans un réseau de distribution par l'intermédiaire d'un réservoir, particulièrement si ce dernier n'est pas couvert (Momba *et al.*, 2000). Enfin, un traitement à l'usine déficient peut laisser passer des bactéries jusque dans le réseau de distribution d'eau potable.

2.1.2 Biofilm

La croissance d'un biofilm sur les parois des conduites d'un réseau d'eau potable peut contribuer à la présence de bactéries en suspension dans l'eau du réseau. Le biofilm peut protéger les bactéries qui le constituent. En effet, la matrice entourant le biofilm, constituée de substances polymériques extra-cellulaires, protège les bactéries des conditions extérieures non-favorables à leur croissance et à leur multiplication tel que le

résiduel de désinfectant par exemple (De Beer *et al.*, 1994). Le décrochage, et donc la remise en suspension de bactéries, d'une partie de ce biofilm peut être causé, entre autres, par le flux de l'eau ou par la croissance et la mort de certaines cellules au sein de ce biofilm.

Plusieurs types d'organismes peuvent croître au sein des biofilms: des champignons, des bactéries ainsi que certains protozoaires (Fass *et al.*, 1996). De plus, certaines bactéries pathogènes comme *Escherichia coli* peuvent subsister dans le biofilm et ainsi constituer un risque pour la santé humaine (Camper *et al.*, 1996; Sartory et Holmes, 1997). Les facteurs pouvant influencer la croissance des biofilms ainsi que la recroissance bactérienne en réseau seront étudiés dans la section 2.2.

2.1.3 Corrosion

Les tubercules de corrosion agissent comme niche pour les bactéries où elles y forment un biofilm (Allen *et al.*, 1980; LeChevallier *et al.*, 1993; Herb *et al.*, 1995). D'après LeChevallier *et al.*, (1993), les produits de corrosion réagissent avec le désinfectant et l'empêchent de pénétrer dans le biofilm pour inactiver les bactéries. De plus, les tubercules de corrosion augmentent la surface de la conduite et sa rugosité, ce qui influence le régime d'écoulement. Ce dernier favorise le mélange et le transport des composés organiques qui peuvent éventuellement servir de nutriments aux bactéries (LeChevallier *et al.*, 1996). Il a de plus été montré que les concentrations bactériennes sont plus importantes dans les tubercules de corrosion que dans l'eau (Allen *et al.*, 1980). Les bactéries qui croissent au sein des tubercules peuvent éventuellement être remises en suspension dans l'eau et provoquer une augmentation de la concentration des bactéries dans la phase liquide.

2.1.4 Influence des particules

Plusieurs types de particules peuvent être introduites dans un réseau de distribution. Mentionnons les particules de charbon provenant des filtres à charbon actif, les particules contenues dans l'eau brute et des organismes invertébrés tels les nématodes et

les rotifères. Ces particules et organismes protègent les bactéries des oxydants utilisés pour rendre l'eau potable. Ces particules ou organismes peuvent aussi transporter des bactéries pathogènes dans le réseau ou encore s'intégrer dans des biofilms (Morin *et al.*, 1996).

Une étude menée par Morin *et al.* (1996), démontre que des bactéries de l'espèce *Klebsiella pneumonia* portées par de fines particules de charbon, introduites dans un simulateur de réseau, se sont intégrées dans le biofilm du simulateur, et ce, malgré une dose de chlore libre de l'ordre de 0,5 mg/L dans l'eau alimentant le simulateur.

Une autre étude, menée par Herson *et al.* (1987), a montré que les bactéries de l'espèce *Enterobacter cloacae* sont protégées de l'effet bactéricide du chlore lorsqu'elles sont liées à des particules. L'étude montre aussi que plus le temps d'attachement est long, plus le pourcentage de cellules attachées survivant au traitement de chlore est important. De plus, en augmentant les doses de chlore, on observe que le pourcentage de cellules attachées augmente par rapport au nombre total de cellules survivantes (dans la phase liquide et attachées), ce qui indique que l'augmentation du résiduel de chlore dans un système de distribution n'empêche pas la présence de micro-organismes fixés.

Les organismes supérieurs, tels les nématodes et les rotifères, peuvent aussi être porteurs de bactéries. Plusieurs auteurs ont montré des associations entre des protozoaires ou des invertébrés et les bactéries (Chang *et al.*, 1960a; Chang et Kabler, 1962; Sochard *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 1995; Lupi *et al.*, 1995; Owuama, 2001; Tan et Grewal, 2001). La présence de ces organismes est fréquente à la sortie des usines ou dans les réseaux de distribution (Chang *et al.*, 1960b; Engelbretch et Austin, 1965; Tombes *et al.*, 1979; Mott *et al.*, 1981; Levy *et al.*, 1986; Lupi *et al.*, 1994; Amblard *et al.*, 1996; van Liverloo *et al.*, 1997; Sibille *et al.*, 1998; Beaudet *et al.*, 2000). Des bactéries peuvent être présentes dans le tractus intestinal des invertébrés ou encore associées à leur cuticule, les pattes ou les antennes par exemple. Si ces organismes sont broyés (par une

pompe par exemple) ou meurent tout simplement dans le réseau de distribution, ils relarguent les bactéries qui les colonisent soit par un broyage direct de leur corps, soit par une lyse causée par la mort.

2.2 Facteurs qui influencent la recroissance bactérienne

Plusieurs facteurs peuvent être responsables de la recroissance en réseau ainsi que de la croissance des biofilms sur les parois des canalisations d'eau potable. Certains sont maîtrisables jusqu'à une certaine limite (pH, désinfectant) alors que d'autres sont totalement incontrôlables (température).

2.2.1 Température

La température est un facteur incontrôlable qui agit sur les paramètres chimiques et biologiques de l'eau. Au niveau chimique, la quantité de désinfectant nécessaire varie suivant la température de l'eau : les cinétiques de réactions sont beaucoup plus lentes lorsque la température est froide et une moins grande quantité de désinfectant est nécessaire pour maintenir un résiduel constant. Du point de vue biologique, elle favorise la croissance de différents groupes de bactéries. Selon LeChevallier *et al.*, (1996), il y a eu une augmentation de 18 fois des épisodes de coliformes totaux dans un système de distribution chloré lorsque la température passe de l'intervalle 0 à 5°C à plus de 20°C. Dans les usines construites dans des lieux où le climat est froid, on observe une augmentation de l'activité microbienne même à des températures inférieures à 10°C, ce qui n'est pas observé la plupart du temps dans les usines où la température de l'eau dépasse 20°C. Les populations bactériennes dans le système se sont donc adaptées et sont capables de croître à des températures relativement faibles (LeChevallier *et al.*, 1996). Un des cas étudié fait état d'une augmentation de l'activité microbienne dès 5°C et que le plus haut taux de coliformes noté était à des températures se situant entre 10 et 15°C (contrairement à des températures de plus de 15°C dans les usines où la température de l'eau dépasse 20°C).

2.2.2 Effet du pH

Le pH influence la croissance d'un biofilm de diverses façons, le plus souvent de manière indirecte, c'est-à-dire qu'il n'agit pas sur les bactéries mais sur d'autres facteurs qui influencent la croissance bactérienne. La croissance bactérienne est favorisée dans une certaine plage de pH, dépendant du micro-organisme concerné; la plupart des micro-organismes se développant à des pH se situant entre 6 et 8, soit la plage de pH de l'eau potable. Le pH de l'eau traitée est ajusté en dernière étape de traitement et cette augmentation peut, entre autres, favoriser la précipitation du CaCO_3 dans les conduites, ce qui les protège de la corrosion (Desjardins, 1997). Un pH faible favorise la corrosion (LeChevallier *et al.*, 1993) ce qui augmente le potentiel de formation d'un biofilm (voir section 2.1.3). De plus, le pH a un effet sur l'efficacité du désinfectant (Desjardins, 1997). À pH élevé, le chlore est moins efficace. La plage idéale de pH pour la désinfection au chlore se situe entre 6,5 et 7,5. Le produit actif dans la désinfection au chlore est le HOCl qui est un acide faible qui réagit de la façon suivante:



Par exemple, à une température de 20°C et un pH de 7,5, il y a 50% de HOCl et 50% de OCl^- (Desjardins, 1997).

Lors de l'ajustement du pH, il est donc important de savoir si l'on veut une meilleure efficacité de la désinfection (pH faible) ou une meilleure prévention de la corrosion dans les conduites (pH élevé).

2.2.3 Choix du désinfectant

Plusieurs désinfectants peuvent être utilisés afin de détruire les micro-organismes dans l'eau. Mentionnons, le chlore, le dioxyde de chlore et les monochloramines; chacun présentant des avantages et des inconvénients.

Le résiduel de désinfectant est seulement utile pour se débarrasser des bactéries libres (LeChevallier *et al.*, 1996). Ces auteurs montrent que les réseaux de distribution où il y a un résiduel de chlore inférieur à 0,2 mg/L ou un résiduel de monochloramine inférieur à 0,5 mg/L dans les culs-de-sac, connaissent des épisodes de coliformes plus élevés que les systèmes où il y a des résiduels de désinfectant plus importants.

Les bactéries formant le biofilm sont protégées du désinfectant par les substances polymériques extra-cellulaires (EPS: extracellular polymeric substances) qui constituent la structure de ce biofilm (Metcalf & Eddy, 1991). Suite à une étude pilote, Norton et LeChevallier (2000) mentionnent qu'un biofilm peut se former rapidement même en présence de 1 à 2 mg/L de chlore. Abondant dans le même sens, Camper *et al.* (1999) notent qu'historiquement, plusieurs usines se sont repliées sur une augmentation de la dose de désinfectant pour contrôler les épisodes de recroissance avec un succès mitigé. Ils citent aussi d'autres auteurs qui ont mis en évidence que les micro-organismes d'un biofilm sont moins susceptibles aux désinfectants que les cellules en suspension, spécialement s'ils sont fixés sur des surfaces réactives comme le fer. Une étude de DeBeer *et al.* (1994) portant sur la pénétration du chlore dans les biofilms montre que la concentration de chlore qui pénètre dans le biofilm est inférieure à 20% de la concentration de chlore résiduel dans l'eau.

Deux types de désinfectants sont présentés ici, le chlore et la monochloramine afin de comparer leur efficacité sur l'inactivation des bactéries composant le biofilm. Il semble que les monochloramines soient plus efficaces pour détruire un biofilm que le chlore (LeChevallier *et al.*, 1993; Momba *et al.*, 1999). Cette affirmation se base sur l'hypothèse que les monochloramines ont moins tendance à réagir avec des agents qui exercent une demande en chlore (ex: matière organique, matériau). LeChevallier *et al.* (1993) ont remarqué que malgré l'application d'un résiduel de chlore libre de 4,1 mg/L, il n'y a pas eu de diminution significative du compte de cellules viables et pas de différence dans la biodiversité de la population du biofilm. Par contre, lors de

l'application d'un résiduel de monochloramine de 3,4 mg/L, les comptes de cellules viables ont diminué de 40 à 100 fois et la composition du biofilm a dramatiquement changé. Dans le même ordre d'idée, Camper *et al.* (1999) ont remarqué une différence dans l'apparence physique d'un biofilm non-chloré et d'un biofilm chloré. Les biofilms chlorés sont composés de cellules qui restent en amas et ils sont plus épars que les biofilms non-chlorés. Les cellules de ce type de biofilm sont aussi 50% plus petites que dans les biofilms non-chlorés. Les résultats d'une étude de Philip Yu et McFeters (1994) montrent que la réponse physiologique des bactéries formant les biofilms est différente selon le type de désinfectant utilisé (chlore ou monochloramine). Le site d'action des désinfectants n'est pas bien connu, mais on croit que le chlore agit sur la membrane cellulaire.

2.2.4 Matière organique

La matière organique biodégradable est représentée par le CODB (carbone organique dissous biodégradable). Dans une certaine mesure, la quantité de matière organique qui entre dans le réseau de distribution dépend du type de traitement effectué à l'usine. Si l'eau subie une filtration biologique sur grains de charbon actif la quantité de CODB introduite dans les canalisations sera plus faible que pour une eau sans traitement biologique. La particularité du charbon activé est d'être colonisé par des micro-organismes et ces derniers se nourrissent du CODB de l'eau, d'où des niveaux plus faibles dans les conduites. S'il y a moins de CODB dans l'eau, il y aura donc moins de croissance des biofilms (Volk et LeChevallier, 1999). Une autre étape de traitement qui influence la quantité de matière organique disponible pour les bactéries est l'ozonation qui tend à produire une plus grande quantité de CODB par l'oxydation de longues chaînes carbonées (Rose, 1990).

La matière organique exerce une demande en désinfectant, ce qui en diminue la quantité disponible pour inactiver les micro-organismes. Servais *et al.* (1995) montrent, suite à une étude menée dans des réseaux de distribution, qu'en absence de chlore, la quantité

de CODB est le facteur majeur qui régit la dynamique bactérienne. Ils proposent aussi une concentration maximale de CODB afin d'obtenir une eau biologiquement stable. Une eau biologiquement stable est définie comme une eau où la croissance bactérienne est limitée, où le CODB n'est pas consommé et où il n'y a aucun développement de chaîne trophique. Cette valeur est fixée à 0,15 mg C - CODB /L.

LeChevallier *et al.* (1996) ont vérifié sur des réseaux réels que les systèmes de distribution avec le plus de problèmes de persistance des coliformes sont aussi ceux qui ont de hautes concentrations de carbone organique assimilable (COA). Ils suggèrent que la concentration de COA puisse probablement limiter la recroissance et ils proposent la valeur de 100 µg C - COA/L comme valeur maximale dans l'eau pour éviter la recroissance des coliformes. Norton et LeChevallier (2000) ont mené une expérience afin de voir l'influence de la filière de traitement sur les populations bactériennes d'un réseau de distribution. Pour ce faire, ils ont utilisé deux pilotes de systèmes de traitement (conventionnel ou biologique) jumelés à un système de distribution. Malgré un bon enlèvement de COA par une filtration biologique dans le système pilote, Norton et LeChevallier (2000) trouvent que même si le taux d'accumulation du biofilm dans les conduites est ralenti, son développement atteint les mêmes niveaux que ceux trouvés dans les conduites en fer suivant la filière de traitement conventionnel en l'espace de quelques semaines.

Par ailleurs, Camper *et al.* (1999) mentionnent que plusieurs expériences n'ont montré aucune corrélation nette entre le carbone organique assimilable et/ou le CODB et le développement des biofilms. Malgré tout, il semble normal de conclure que s'il y a plus de nutriments disponibles pour la consommation dans l'eau, la probabilité de croissance des micro-organismes est plus élevée.

La concentration en COA est déterminée en incubant une souche pure de *Pseudomonas fluorescens* (P17) dans un échantillon d'eau pasteurisé et en suivant la croissance de cette

souche. Les résultats de la croissance maximale sont ensuite convertis en équivalent carbone à l'aide d'une droite d'étalonnage préétablie avec des solutions d'acétate de sodium (Dubreuil, 1996). Le CODB est quant à lui déterminé en inoculant une eau stérilisée (échantillon stérilisé par filtration) avec de l'eau provenant du même environnement mais non stérile, c'est-à-dire contenant une population mixte de bactéries. Cette eau est par la suite mise à l'obscurité pendant 28 jours à 20°C. Pour déterminer la concentration en CODB, on soustrait la valeur du COD mesuré après les 28 jours d'incubation à la valeur de COD au jour 0 (Dubreuil, 1996). De par les différences entre les méthodes de détermination de ces deux paramètres, les comparaisons entre une valeur de CODB et de COA sont impossibles.

2.3 Présence d'invertébrés : nématodes

Les nématodes sont fréquemment retrouvés dans les réseaux de distribution d'eau potable et ils peuvent représenter une source potentielle de bactéries. La compréhension de leur cycle et mode de vie ainsi que des risques associés à leur présence en réseau est donc importante. Il est ici question de leur cycle de vie, de leur présence dans les usines de traitement ainsi qu'en réseau et de leur rôle dans le transport des bactéries en réseau, en plus de leur résistance aux traitements utilisés dans les usines de production d'eau potable.

2.3.1 Description et cycle de vie

Les nématodes sont des vers ronds, non segmentés appartenant à l'embranchement des Némathelminthes. Ils peuvent vivre dans plusieurs habitats, autant sous la forme de parasite (animaux à sang chaud, racines de certains végétaux) que sous forme libre dans des environnements terrestres ou aquatiques (sédiments par exemple). Ils possèdent un tractus digestif complet (Poinar, 1991,) et parfois des glandes situées sur la queue qui sécrètent une substance adhésive leur permettant de s'accrocher aux sédiments (Traunspurger, 2000). Ils sont aussi munis d'une cuticule protectrice très (Traunspurger, 2000). Leur taille peut varier de quelques centaines de microns jusqu'à 1 mm selon l'environnement où ils se trouvent (Chang, 1960c). Des tailles de plus de 3mm sont

plutôt inhabituelles (Traunspurger, 2000). Leur mode de reproduction est généralement sexué quoique certaines espèces soient asexuées. Le cycle de développement des nématodes est commun à plusieurs insectes, où suite à l'accouplement, les œufs sont pondus et se développent en larves libres (plusieurs stades larvaires, aussi appelés "stades juvéniles") pour ensuite devenir des adultes (Poinar, 1991 et Engelbrecht et Austin, 1965). Les œufs éclosent suite à un stimulus tel l'atteinte d'une certaine température. Les œufs et certains stades juvéniles sont très résistants à la dessiccation et se développent seulement lorsque les conditions propices sont réunies. Ils peuvent rester dans le sol et être lessivés dans les cours d'eau lors de fortes pluies (Tombes *et al.*, 1979). Les nématodes libres complètent leur cycle de développement très rapidement comparativement à d'autres métazoaires. Cela se traduit par un cycle complet en 3 à 5 jours pour le groupe rhabditidis et de 1 à 6 semaines pour d'autres espèces dans des conditions optimales (température, humidité, nourriture) (Poinar, 1991). Par exemple, une augmentation de température de 5°C peut induire une production d'œufs trois fois plus grande (Warwick, 1981). Un autre exemple de l'influence de la température sur le développement est celui du nématode *Diplolaimelloides meyli*. Ce dernier se développe en deux jours à 25°C et son cycle s'allonge à sept jours si la température diminue à 9°C (Moens et Vincx, 2000). L'alimentation des nématodes libres d'eau douce est constituée de bactéries, d'algues, de protozoaires et d'autres métazoaires pour les espèces prédatrices (Poinar, 1991). La quantité de nourriture disponible peut influencer la dynamique des populations de nématodes. Certaines espèces se développent peu importe la quantité de nourriture alors que d'autres se développent uniquement à des densités élevées de nourriture. C'est ce qu'a mis en évidence une étude de Ilieva-Makulec (2001), en utilisant deux espèces de nématodes se nourrissant de bactéries et en leur fournissant des concentrations bactériennes différentes (source de nourriture).

2.3.2 Source des nématodes en réseau de distribution

Selon Tombes *et al.* (1979) deux hypothèses peuvent expliquer la présence de nématodes en réseau de distribution. La première est que les nématodes proviennent de

la source d'eau brute directement et réussissent donc partiellement à survivre aux traitements. Tombes *et al.* (1979) citent deux auteurs qui suggèrent l'hypothèse que les nématodes se reproduisent à la surface des filtres à sable dans les usines de traitement. En eaux naturelles, les nématodes vivent dans les sédiments. Une étude de Baliga *et al.* (1969) montre que la concentration en nématodes est plus élevée dans les sédiments sous le tuyau d'évacuation d'une station de traitement des eaux usées qu'en amont de cette station. Chaudhuri *et al.* (1964) ont obtenu des résultats similaires sur l'eau du même cours d'eau. Ces deux équipes mentionnent aussi l'influence du drainage comme apport de nématodes dans les cours d'eau mais avec une moins grande portée que la présence d'une station de traitement des eaux usées. Une autre étude de Tombes *et al.* (1979) a relié la présence de nématodes dans l'eau traitée aux fortes précipitations. Ils mentionnent que leurs résultats supportent l'hypothèse que les nématodes ne se reproduisent pas dans les filtres, mais qu'ils viennent de l'eau brute. C'est donc dire que les étapes de traitement seraient parfois incapables d'enlever les nématodes de l'eau brute et que ces derniers peuvent se retrouver dans le réseau. Une étude menée par Mott *et al.* (1981) abonde dans le même sens car ils ont pu relier l'apparition de nématodes dans l'eau traitée à l'augmentation de turbidité à l'eau brute (remise en suspension de sédiments) et aux fortes précipitations. De plus, ils mentionnent qu'une forte proportion des nématodes ayant passé la barrière de traitement sont motiles (critère de viabilité), ce qui montre la grande résistance des nématodes à la chloration. Les fortes pluies ont pour effet de lessiver le sol et de transporter les nématodes dans les rivières, en plus d'augmenter la turbulence du courant des rivières, ce qui permet aux nématodes vivants dans les sédiments d'être mis en suspension dans l'eau.

Chang *et al.* (1960b) mentionnent que même si les nématodes retrouvés à l'eau traitée semblent provenir de l'eau brute, il ne faut pas exclure la possibilité qu'ils puissent prendre origine dans l'usine de production d'eau potable ou encore dans le réseau de distribution.

Une étude de Schreiber *et al.* (1997) a montré que les filtres granulaires à charbon actif (CAG) de trois usines de production d'eau potable étaient colonisés par des invertébrés, en majorité des rotifères et des nématodes. Les échantillons d'eau brute recueillis présentaient des concentrations très faibles en organismes/m³ (0 à 16) selon l'usine alors que l'eau filtrée contenait des concentrations allant de 133 jusqu'à 3395 organismes/m³. Des lavages à contre courant ont été effectués dans le but de faire diminuer les populations au sein des CAG. En suivant la procédure standard de lavage, la concentration d'invertébrés a augmenté de façon importante dans le filtrat suite à la remise en marche du filtre. En augmentant seulement le temps de filtration à l'égout de 10 à 30 minutes, une diminution de 23% du nombre d'organismes/m³ a été notée, ce qui signifie que moins d'organismes se retrouvaient en réseau de distribution.

De plus, une étude menée au Bidôme de Montréal par Parent *et al.* (2001) a montré que les nématodes ont colonisé un filtre nouvellement en fonction à partir du moment où la quantité de nourriture a été assez abondante. Le temps de résidence des nématodes dans un filtre a été évalué à 1228 jours si le filtre était en fonction depuis longtemps. Ces filtres sont tout de même lavés à une fréquence de 96 heures, soit le temps de lavage rencontré dans certaines usines de production d'eau potable. C'est donc que, malgré les lavages, les populations de nématodes restent dans les filtres à sable.

Matsumoto *et al.* (2002) notent que les bactéries et les nématodes se développent dans les filtres granulaires à charbon actif et sont souvent observés dans le filtrat. Dans leur étude, les concentrations en nématodes sont de 0-20 nématodes/L à l'eau brute, 0-10 nématodes/L après l'étape de coagulation-sédimentation, 0-6 nématodes/L à l'eau filtrée et 11-104 nématodes/L après les filtres à charbon actif. Ils mentionnent de plus que les filtres à sable sont inaptes à retenir les nématodes vivants.

D'une façon ou d'une autre, les nématodes peuvent soit provenir de l'eau brute et échapper à la filière de traitement mise en place dans les usines de production d'eau

potable, soit ils peuvent être retenus ainsi que leurs différents stades de développement par les filtres, y rester et s'y reproduire avant de se retrouver en réseau. Les filtres reproduisent très bien leur habitat naturel (sédiments) en plus d'être une source de nourriture en raison de la présence d'une biomasse plus ou moins abondante selon la nature du matériau (CAG ou sable).

2.3.3 Persistance des nématodes en réseau de distribution

Plusieurs études montrent que la plupart des réseaux de distribution utilisant de l'eau de surface contiennent des populations d'invertébrés (Chang *et al.*, 1960b; Lévy *et al.*, 1986).

La persistance des invertébrés en réseau dépend entre autre de la quantité de nourriture disponible. Les bactéries étant une des sources premières de nourriture, les invertébrés bactéritaires peuvent survivre en réseau de distribution car ils peuvent s'alimenter à partir des biofilms colonisant les parois des conduites, des bactéries en suspension et des bactéries dans les sédiments. (van Lieverloo *et al.*, 1997). L'étude de van Lieverloo *et al.* (1997) a d'ailleurs montré que, dans les réseaux de distribution néerlandais étudiés, il y a en moyenne 5 nématodes/m³ à la sortie de l'usine de production alors qu'on retrouve 13 nématodes/m³ en réseau de distribution, ce qui démontre une croissance et/ou de la reproduction en réseau. Lévy *et al.* (1986) mentionnent qu'en plus de la quantité de nourriture disponible, l'apport de nouveaux individus, la capacité d'adaptation des espèces à l'environnement des systèmes de distribution ainsi que la capacité de reproduction des espèces sont des facteurs importants pour la persistance des invertébrés en réseau de distribution. Comme il a été mentionné dans une section précédente (2.3.1), certaines espèces de nématodes se développent très rapidement et l'eau brute peut apporter des nématodes adultes ou encore des stades juvéniles qui peuvent pénétrer dans le réseau de distribution suite à un mauvais enlèvement à l'usine. Chang *et al.* (1960a) suggèrent une concentration maximale de 2,6 nématodes/L dans l'eau traitée sans quoi, une réévaluation et une amélioration des étapes d'enlèvement à l'usine

devraient être menées. Matsumoto *et al.* (2002), quant à eux, notent qu'une filière de traitement conventionnelle génère 3-4 nématodes/L, concentration maximale que l'on devrait retrouver à l'eau traitée. Une autre étude de Chang *et al.* (1960b) mentionne que les nématodes retrouvés dans l'eau traitée sont à différents stades juvéniles. Lupi *et al.* (1994) ont observé la même chose, peu importe le type d'eau recueillie (eau brute, eau décantée, eau filtrée, eau traitée). Concernant la viabilité des nématodes dans l'eau traitée, certains auteurs (Chang *et al.*, 1960b) retrouvent une grande proportion vivante alors que d'autres (Lupi *et al.*, 1994) observent une majorité d'échantillons contenant plus de 60% de mortalité. Mott *et al.* (1981) trouvent quant à eux une proportion de 40-50% de mobilité chez les nématodes dans l'eau traitée. Tel que mentionné précédemment, les nématodes et leurs différents stades juvéniles semblent résistants au chlore, d'où leur viabilité à différents niveaux suite à leur passage dans une usine de production d'eau potable.

2.3.4 Nématodes agissant comme vecteurs de bactéries

L'association entre les nématodes et les bactéries peut prendre plusieurs formes. Il peut s'agir pour les bactéries de coloniser la surface extérieure des vers car elles y sont protégées en plus d'avoir accès plus facilement à des nutriments (Fry, 1980), ou encore d'être ingérées par les nématodes et de ne pas être détruites par leur système digestif.

Un exemple d'association est celui de la bactérie *Moraxella oslensis* et du nématode *Phasmarhabditis hermaphrodita*. Cette espèce de nématode reconnue pour être un parasite de la limace grise (*Deroceras reticulatum*), un gastéropode dommageable pour l'agriculture et l'horticulture (Tan et Grewal, 2001). Le mécanisme de virulence du nématode est peu connu et une étude a été entreprise pour arriver à la conclusion que c'est en fait la bactérie *M. oslensis* associée au nématode qui provoque la mort de la limace alors que le nématode du complexe nématode-bactérie n'a aucun effet létal pour l'insecte. Comme d'autres associations nématodes-bactéries, c'est souvent grâce à cette association que la bactérie peut produire des exotoxines pouvant avoir un effet

insecticide (Tan et Grewal, 2001). Une autre étude montre que les interactions entre les nématodes intestinaux des porcs et la bactérie *Salmonella* ser. *typhimurium* peuvent jouer un rôle non négligeable dans le mécanisme d'infection de *S.typhimurium* (Steenhard *et al.*, 2002).

Une étude de Sochard *et al.* (1979) a mis en évidence la présence de *Vibrio* sp. et *Pseudomonas* sp. dans le tractus digestif de copépodes. Chang et Kabler (1962) ont quant à eux isolé des *Pseudomonas* sp. des *Streptococcus* sp. et des *Escherichia coli* de nématodes provenant d'une station de traitement des eaux usées. La quantité de coliformes était de 5 à 10% du nombre total de bactéries, ce qui indique que les nématodes peuvent agir comme porteurs de microorganismes entériques humains potentiellement pathogènes pour l'homme. Selon le lieu de récupération de ces nématodes, de 30 à 105 bactéries/nématode étaient dénombrées. Le Standard Methods (APHA, AWWA et WPCF, 1992) mentionne d'ailleurs que les nématodes ingèrent des bactéries, incluant des pathogènes entériques d'origine humaine.

Lupi *et al.* (1995) ont démontré que les bactéries hétérotrophiques totales (HPC: heterotrophic plate count) et les entérobactéries sont en plus grand nombre dans les nématodes provenant d'eau traitée que dans les nématodes provenant d'eau brute. Les nombres de bactéries/nématode (dans l'eau traitée) furent évalués et les résultats varient de 1 à 15 HPC/nématode et de 0 à 13 entérobactéries/nématode selon la date d'échantillonnage. Le genre bactérien dominant présent dans les nématodes d'eau traitée est *Serratia* sp. Mais ils ont aussi retrouvé *Klebsiella pneumonia* et *Citrobacter freundii*. Par contre, aucune espèce pathogène (*Pseudomonas*, *Salmonella*) n'a pu être récupérée du système digestif des nématodes, ce qui est encourageant concernant la transmission d'organismes pathogènes des nématodes à l'homme. L'équipe de Lupi conclut que les nématodes n'agissent pas comme porteurs de bactéries pathogènes. Évidemment, le contenu intestinal des nématodes dépendra du type de bactéries ingérées. Lévy *et al.*

(1986) ont aussi réussi à isoler une souche de *Pseudomonas* en provenance de nématodes récupérés dans l'eau traitée mais aucun coliforme.

Une étude menée par Chang (1961) montre que des bactéries de type *Salmonella* et *Shigella* ingérées par des nématodes peuvent survivre plus de 24 heures dans les nématodes après ingestion et en présence de chlore. De plus, ces bactéries sont toujours protégées et vivantes même lorsque 90% des nématodes sont immobilisés par le chlore. D'autres essais menés par Chang *et al.* (1960a), ont montré que des bactéries entériques pathogènes peuvent survivre dans les nématodes (5 à 16 % de viabilité après 24 heures selon l'espèce) mais ils n'ont pas observé d'excrétion de bactéries pathogènes par les nématodes. Par contre, Adamo et Gealt (1996) ont montré que des nématodes du genre *Rhabditis* nourris avec des *E.coli* excrètent des *E.coli* non digérés et viables. Les *E.coli* ingérés par ces nématodes survivent à une exposition au chlore à 2% pendant 2 minutes. De plus, ces auteurs ont mis en évidence la conjugaison bactérienne (échange de matériel génétique) à l'intérieur même des nématodes.

2.3.5 Efficacité des oxydants

2.3.5.1 Effets sur les nématodes

Les nématodes sont en général très résistants aux conditions adverses d'un environnement tels le pH, la dureté et la salinité de l'eau (Khanna *et al.*, 1997). Ils peuvent aussi survivre à une concentration de chlore de 10 mg/L pendant une période de 15 minutes ou 2,5-3 mg/L de chlore pendant un temps de contact de 120 minutes (Chang *et al.*, 1960a). Par contre, Lupi *et al.* (1995) ont démontré que la viabilité de deux espèces de nématodes diminue après une exposition au chlore (concentration variant de 0,5 à 2 mg/L) pendant une période de 60 minutes. Matsumoto *et al.* (2002) ont quant eux noté qu'après 9 minutes de contact avec une dose de dioxyde de chlore de 0,7 à 0,9 mg/L, 60% des nématodes sont toujours vivants. Adamo et Gealt (1996) ont montré que les nématodes peuvent résister à une concentration de 2% de chlore pendant

2 minutes et même après quatre heures à cette concentration, les nématodes sont toujours vivants.

L'ozone est un désinfectant plus efficace que le dioxyde de chlore selon Lupi *et al.* (1995) et Matsumoto *et al.* (2002). Avec une dose de 1mg/L et un temps de contact de 10 minutes, ce qui est comparable à la dose utilisée à l'usine DesBaillets à Montréal, Matsumoto *et al.* (2002) notent que 4% des nématodes sont toujours viables. Lupi *et al.* (1995) obtiennent des résultats similaires soit 10% de viabilité pour une dose de 1,1 mg/L pendant 10 minutes.

D'autres désinfectants (UV, chloramine et NaClO) ont été testés par Matsumoto *et al.* (2002) pour inactiver les nématodes. À des doses moyennes seule la chloramine (1,7-1,8mg/L) a eu un effet notable sur la viabilité des nématodes, suivi du NaClO et des UV. La combinaison de la filtration sur sable et des UV a conduit à une diminution de 20 à 25% du nombre de nématodes et a réduit la viabilité de 50%.

2.3.5.2 Effets sur les bactéries associées aux nématodes

Tel que mentionné précédemment, les bactéries associées au tractus digestif des nématodes sont protégées des désinfectants. Chang (1961) a noté que même si les nématodes sont immobilisés par le chlore (à fortes doses), les bactéries contenues par ces nématodes sont vivantes. Lupi *et al.* (1995) ont montré que les bactéries associées aux nématodes sont plus résistantes au chlore. L'expérience consistait à mettre en contact des nématodes nourris avec des *E.coli* avec le désinfectant pour ensuite les broyer et vérifier la viabilité des bactéries récupérées des nématodes. Avec une dose de 0,5mg/L pendant 15 minutes, une inactivation de 2 ou 3 log était observée mais il n'était pas possible d'obtenir une plus grande inactivation, encore moins une inactivation complète et ce, même en augmentant la dose de chlore à 1 mg/L ou en augmentant le temps de contact; il y avait toujours 3 log de bactéries qui étaient cultivables.

La même expérience avec l'ozone donnait des résultats similaires, i.e. une diminution de 2 ou 3 log mais jamais plus malgré l'augmentation de la concentration ou du temps de contact. Par contre, cette inactivation était atteinte en 1 minute avec une dose de 1mg/L d'ozone, ce qui est plus rapide qu'avec le chlore. Même si l'ozone est plus efficace que le chlore, la désinfection complète des bactéries ingérées par les nématodes est difficile à atteindre lorsque ceux-ci sont toujours en vie.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Cette section décrit le principe de chaque approche expérimentale ainsi que le matériel de prélèvement nécessaire et les différentes analyses faites au laboratoire.

3.1 Démarches expérimentales

3.1.1 Évaluation de l'impact du pompage sur la qualité de l'eau

L'apparition de coliformes totaux à la volute d'une pompe a été initialement observée au réservoir McTavish seulement. La Ville de Montréal avait un point de prélèvement pour analyse microbiologique localisé à la volute de la pompe U7. Ce type de localisation est plutôt rare. C'est donc lors des analyses de routine que cette apparition de coliformes a été identifiée. Il est important de savoir si c'est un phénomène localisé à ces pompes uniquement ou encore si on le rencontre de façon plus générale à d'autres pompes de distribution d'eau potable. C'est pourquoi il est nécessaire d'étendre l'échantillonnage à plusieurs types de pompes. Les caractéristiques des pompes choisies seront discutées ultérieurement. La Figure 3.1 présente un diagramme simplifié de l'écoulement de l'eau sur le réseau de Montréal.

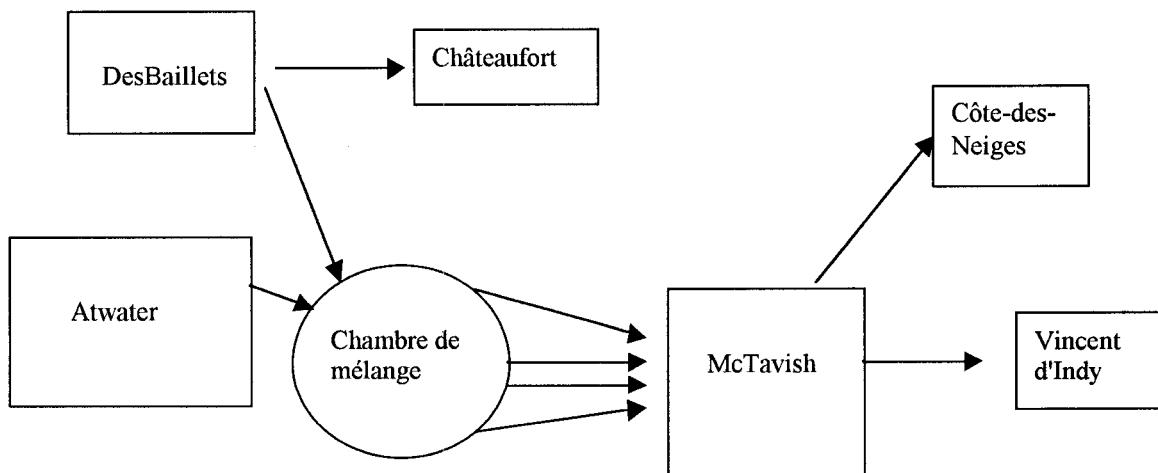


Figure 3.1: Diagramme d'écoulement simplifié de la distribution de l'eau produite par les usines Atwater et DesBaillets

3.1.1.1 Suivi de la qualité aux pompes U2 et U7 du réservoir McTavish

Le suivi de l'évolution de la qualité a pour but de s'assurer que le phénomène est toujours présent et aussi de vérifier le type de bactéries retrouvées (coliformes totaux ou bactéries atypiques). De plus, comme ce réservoir est à l'étude depuis quelques années, une certaine quantité d'information est disponible et il est profitable d'enrichir ces bases de données afin qu'il soit possible d'établir des comparaisons qui seront utiles dans la compréhension globale de cette apparition de coliformes. Le principe du suivi est de prélever des échantillons de façon hebdomadaire aux volutes des pompes U2 et U7 car ce sont elles qui sont le plus souvent en fonction. Ces échantillons sont par la suite traités au laboratoire afin d'évaluer la qualité de l'eau. De plus, des échantillons sont pris à l'amont de la pompe U7 afin de confirmer que la présence de coliformes ne vient pas du réservoir mais bien de la pompe (confirmé pour l'été 2001 seulement). Les analyses effectuées (détaillées plus loin dans le texte) sont physico-chimiques (pH, température, concentration de chlore libre et total) ainsi que microbiologique (bactéries hétérotrophes aérobies (BHA), coliformes totaux et atypiques). La Figure 3.2 présente un schéma du réservoir McTavish et du mouvement de l'eau à l'intérieur avec les différentes entrées (24" à 60"), les pompes de distribution en sortie (U1 à U10) et les compartiments (1 à 6).

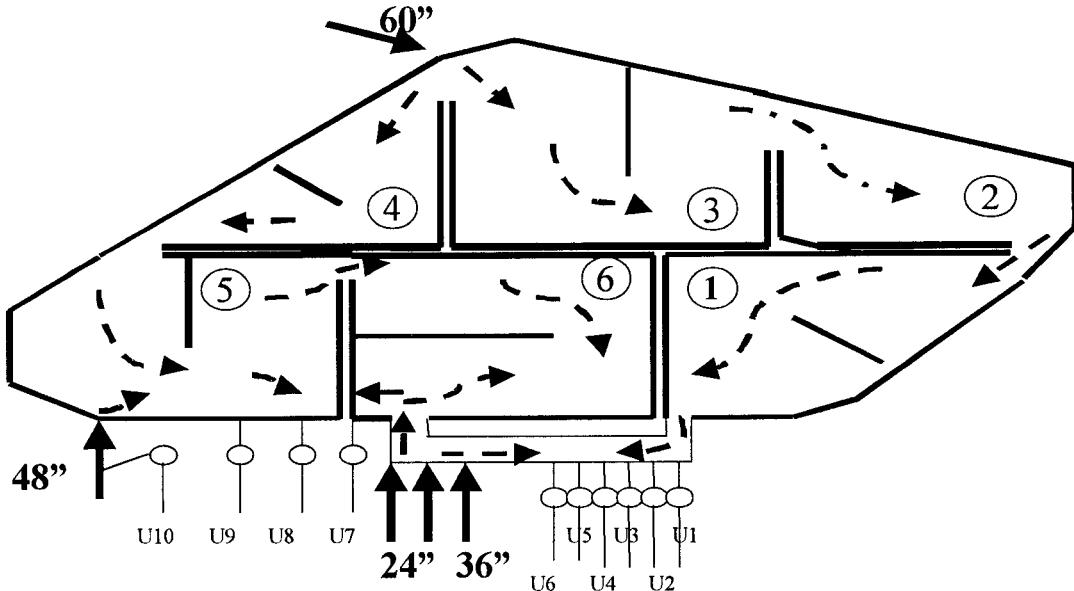


Figure 3.2: Schéma du réservoir McTavish (Chevalier, 2001)

3.1.1.2 Qualité de l'eau aux autres stations de pompage (été 2001)

L'objectif d'aller à d'autres stations de pompage est de savoir si la présence épisodique de coliformes et bactéries atypiques à la volute est spécifique aux pompes du réservoir McTavish ou si c'est un phénomène lié au fonctionnement des pompes en général. Des prises d'échantillonnage ont donc été installés en amont, sur la volute (ou le plus près possible) et à l'aval de différentes pompes aux réservoirs Châteaufort (pompe Y1 et Y2) et Côte-des-Neiges (pompe S4). Des prises d'échantillonnage ont aussi été installées à l'amont et sur la volute de deux pompes d'eau traitée à l'usine Atwater (pompe U8 et U10) ainsi qu'à deux usines de Laval soient Ste-Rose et Chomedey (pompes 1 et 2 et pompe 3 respectivement). La représentation schématique des localisation des prises d'échantillonnage est présentée à la section 3.2. L'échantillonnage à toutes ces stations de pompage a été effectué sur une base hebdomadaire et les analyses réalisées ont été les mêmes que pour les échantillons du réservoir McTavish soit des mesures de pH, température, chlore, BHA et coliformes.

Un autre type d'essai a été mené à la pompe W2 du réservoir Vincent d'Indy. Cette pompe n'est utilisée que dans les situations d'urgence. Elle a une configuration hydraulique particulière et elle est utilisée au moins deux fois par année pour s'assurer de son bon fonctionnement. Des points d'échantillonnage ont été installés à l'amont, sur la volute et à l'aval de cette pompe. Le principe de cet essai consistait à prendre des échantillons dans un intervalle de temps court à ces trois endroits. Les prélèvements ont été faits de la manière suivante: un premier dans l'heure précédent le démarrage de la pompe, et d'autres prélèvements aux temps suivants: 1, 3, 10, 60 minutes et 24 heures après le redémarrage de la pompe. Les analyses physiques et chimiques effectuées sont la mesure de la température, du pH et de la concentration de chlore total. Les analyses microbiologiques sont le dénombrement des coliformes totaux, des atypiques et des BHA sur milieux de culture. L'intérêt de cet essai est de voir l'effet du redémarrage d'une pompe qui est hors fonction depuis longtemps sur la qualité de l'eau.

3.1.2 Inactivation des coliformes

Les essais d'inactivation menés dans le cadre du projet précédent (Chevalier, 2001) ont été réalisés sur les bactéries atypiques car les épisodes positifs en coliformes totaux ont été rarement observés durant l'été 2000. Il est important de s'assurer que les coliformes totaux sont inactivés de la même façon que les coliformes atypiques. L'essai réalisé durant l'été 2001 consiste donc, comme en 2000, à ajouter le thiosulfate de sodium qui sert à neutraliser le chlore après 0, 2, 4, 6 et 10 secondes de temps de contact de l'eau avec le chlore. L'essai a été réalisé à la volute de la pompe U2 du réservoir McTavish et ce, en triplicata avec 5 minutes d'intervalle entre les prélèvements. Cet essai reproduit le temps de séjour de l'eau entre le point volute ($t=0$ seconde) et aval ($t=8$ secondes) des pompes.

3.1.3 Populations d'organismes invertébrés dans l'eau

Afin de pouvoir établir un lien entre l'apparition de coliformes aux pompes et la dispersion d'organismes supérieurs, il est nécessaire de caractériser les populations

retrouvées dans l'eau. Pour ce faire, des dénombrements d'invertébrés ont été menés à différents points du réseau.

Les populations de nématodes et de rotifères ont été suivies de façon hebdomadaire au réservoir McTavish du 20 juillet 2001 au 2 octobre 2002 et de façon plus ponctuelle en ce qui concerne les autres lieux d'échantillonnage. Ces dénombrements ont été faits au réservoir Châteaufort ainsi qu'aux usines Atwater et DesBaillets à différentes étapes de traitement soit à l'eau brute, à l'eau filtrée des différentes galeries et à l'eau traitée. Des dénombrements ont aussi été faits aux usines Chomedey et Ste-Rose de la Ville de Laval dans l'eau traitée. De plus, au cours de l'été 2002, les populations d'invertébrés ont été suivies de façon hebdomadaire au réservoir McTavish ainsi qu'aux usines Atwater, DesBaillets et Ste-Rose et ce, à l'eau brute, l'eau filtrée et l'eau traitée pour les usines Atwater et DesBaillets et seulement à l'eau traitée en ce qui concerne Ste-Rose.

3.1.4 Broyage d'invertébrés

Afin de vérifier si la dispersion d'organismes supérieurs peut être la cause d'apparition des coliformes aux pompes, des essais aux usines et en laboratoire ont été faits.

3.1.4.1 *Broyage d'invertébrés: prélèvements aux usines*

Cet essai a été réalisé aux pompes d'eau brute basse pression des usines Atwater, DesBaillets, Chomedey et Ste-Rose. Le but était de vérifier si dans une pompe basse pression il peut y avoir dispersion d'invertébrés. Le choix de la pompe basse pression a été fait pour profiter de l'absence de chlore à ce niveau par rapport aux pompes d'eau traitée haute pression ainsi que pour l'abondance supposée d'invertébrés que l'on retrouve dans l'eau brute. Il s'agissait donc de (1) prendre des échantillons avant et après la pompe afin de dénombrer le nombre de bactéries à ces deux points et (2) vérifier si les nombres de bactéries en aval sont plus élevés qu'en amont. En effet, on s'attendait à avoir une concentration bactérienne plus élevée à l'aval de la pompe. Les principaux paramètres microbiologiques étudiés étaient les coliformes totaux, les coliformes atypiques et les BHA.

3.1.4.2 Broyage d'invertébrés: essais en laboratoire

Les essais en laboratoire consistaient à récupérer de l'eau contenant des invertébrés et à mettre en évidence la présence de bactéries après le broyage mécanique de ces invertébrés et ainsi de déterminer le rapport de bactéries/invertébré. Il a donc été nécessaire de récupérer les invertébrés provenant du réservoir McTavish et de les broyer en laboratoire afin d'incuber des aliquotes pour dénombrer les coliformes, les atypiques et les BHA. La procédure de broyage et la mise au point des protocoles seront discutés à la section 4.4.2.1.

3.2 Localisation des prises d'échantillonnages

En ce qui concerne l'eau traitée, des prises d'échantillonnage ont été installés à l'amont, sur la volute et à l'aval (Figure 3.3) des pompes choisies. Les points "volute" ne sont pas toujours directement sur la volute comme c'est le cas au réservoir McTavish; ils sont parfois légèrement après la volute.

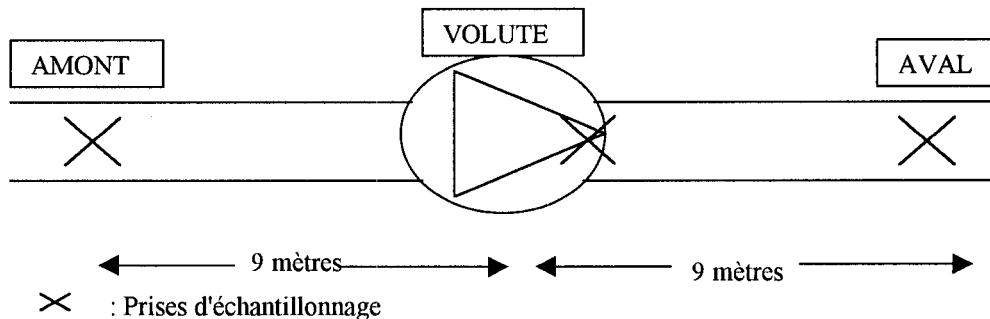


Figure 3.3 : Localisation des prises d'échantillonnage sur les différentes pompes sélectionnées

Le Tableau 3.1 présente les caractéristiques des différentes pompes choisies pour les campagnes d'échantillonnage.

Tableau 3.1: Caractéristiques des pompes choisies pour les campagnes d'échantillonnage de l'été 2001

Lieu	N° des pompes	Type d'eau	Type de pompe	Vitesse de rotation (tours/min.)	Puissance (HP)
Atwater	8 et 10	traitée	horizontale	600	2000
McTavish	U1 à U6	traitée	horizontale	900	1500
	U7 à U10	traitée	horizontale	600	2000
Châteaufort	Y1 et Y2	traitée	verticale	514	2000
Côte-des-Neiges	S4	traitée	horizontale	1760	100
Ste-Rose	1	traitée	verticale	1780	300
Chomedey	3	traitée	verticale	1780	400

3.3 Matériel d'échantillonnage et méthodes de prélèvements

Tous les prélèvements servant à mesurer les paramètres microbiologiques et la turbidité ont été faits dans des bouteilles stériles de 1L. Ces bouteilles ont été lavées au Versaclean, rincées deux fois à l'eau froide et trois fois à l'eau déminéralisée. L'ajout de 1 mL de thiosulfate de sodium 10% servant à neutraliser le chlore résiduel de l'eau récupérée précède la stérilisation des bouteilles à l'autoclave à 121°C pendant 15 minutes.

3.3.1 Points amont-volute-aval des différentes pompes et entrées du réservoir

Les prises d'échantillonnage sont désinfectées avec une solution de chlore à 500 mg/L et sont ouvertes au moins cinq minutes avant de prendre le premier échantillon. Des échantillons de 1L sont récupérés à chacun des points en faisant attention de ne pas mettre en contact le goulot de la bouteille avec le point d'échantillonnage. À certaines entrées (48", 36" McTavish) et certains points (amont U7-McTavish) il est nécessaire de placer un tube en PVC à la prise d'échantillonnage pour récupérer l'échantillon d'eau. Ce tube a été préalablement désinfecté pendant au moins 12 heures avec une solution de chlore à 100 mg/L. Pour les deux usines de Laval, il n'y a pas de prise d'échantillonnage

en amont des pompes. Pour récupérer l'échantillon d'eau nécessaire, il faut utiliser un objet que l'on appelle "plongeur" que l'on immerge directement dans la réserve d'eau traitée. Cet objet est un cylindre qui permet de récupérer des échantillons d'eau dans des endroits difficilement accessibles. Ce plongeur a préalablement été désinfecté pendant 12 heures avec une solution de chlore à 100 mg/L. Par contre, ce plongeur ne fonctionne pas toujours bien et il faut parfois l'ouvrir à plusieurs reprises avant de prendre un échantillon, ce qui peut induire une contamination dans l'échantillon d'eau. De plus, la réserve d'eau traitée n'est accessible que par une trappe que l'on ouvre au niveau du plancher, ce qui amène plus de risques de contamination puisqu'il y a plus d'étapes de manipulations que pour les prélèvements directs à une prise d'échantillonnage comme la volute ou l'aval d'une pompe. Après quelques prélèvements négatifs en coliformes et atypiques à l'amont des pompes, seulement les points volute et aval ont été échantillonnés dans les deux usines de Laval. Tous les échantillons d'eau sont analysés dans les heures (1 à 2) qui suivent leur arrivée au laboratoire.

Durant l'été 2002, seulement les volutes des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish et les volutes des pompes 1 et 2 de l'usine Ste-Rose ont fait l'objet de prélèvements microbiologiques.

3.3.2 Récupération d'échantillons d'eau pour le dénombrement d'invertébrés

Le dénombrement d'invertébrés nécessite une grande quantité d'eau afin d'avoir un échantillon le plus représentatif possible. Comme pour les prélèvements microbiologiques, les prises d'échantillonnage sont ouvertes au moins 5 minutes avant que les premiers échantillons ne soient recueillis avec des bidons en plastique de 10L et des bouteilles en plastique de 1L, préalablement nettoyés au Versa-Clean, rincés 2 fois à l'eau froide et ensuite rincés 3 fois avec l'eau que l'on échantillonne avant d'être remplis. Des volumes variant de 2 à 20 litres ont été récupérés pour ce type de dénombrement. Il n'est pas nécessaire de neutraliser le chlore résiduel de l'eau pour ce type d'analyse

puisque les nématodes sont très résistants au chlore (Chang, 1960c) et parce que nous ne cherchons pas à compter les nématodes vivants.

3.3.3 Prélèvement d'échantillons d'eau pour le broyage d'invertébrés au laboratoire

Afin de récupérer la quantité d'eau nécessaire pour ces essais en laboratoire, des bidons de 10 L ont été utilisés durant l'été 2001. Ils ont été nettoyés au Versa-Clean, rincés 2 fois à l'eau froide avant d'être remplis d'une solution de chlore à 100 mg/L pour une durée de 24 heures. Immédiatement avant le prélèvement, ils ont été vidés et rincés trois fois avec l'eau prélevée au point d'échantillonnage. L'ajout de 15 mL de thiosulfate de sodium permet de neutraliser le chlore résiduel de l'eau avant de remplir le bidon. Ceci est nécessaire car le chlore résiduel pourrait inactiver les bactéries récupérées des invertébrés et ainsi fausser les mesures.

Durant l'été 2002, des bidons de 4L nettoyés selon la procédure mentionnée précédemment ont été stérilisés à l'autoclave avec 5 mL de thiosulfate de sodium avant d'être remplis avec l'eau prélevée.

3.4 Méthodes d'analyses

Plusieurs analyses ont été nécessaires dans le but de mieux comprendre l'origine des coliformes. Cette section décrit tous les tests qui ont été faits durant les campagnes d'échantillonnage des étés 2001 et 2002 ainsi que les protocoles suivis.

3.4.1 Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques tels que le pH, la température ainsi que la concentration de chlore libre et total ont été mesurés sur le lieu d'échantillonnage pour chaque prélèvement. La turbidité a été mesurée au laboratoire à l'aide d'un turbidimètre. Le pH a été mesuré à l'aide d'une sonde (été 2001 seulement et non mesuré en 2002), la température avec un thermomètre au mercure et la concentration de chlore fut déterminée par la méthode titrimétrique à la FAS/DPD (APHA, 4500-Cl F).

3.4.2 Analyses bactériologiques

En plus des paramètres physico-chimiques, des paramètres microbiologiques ont été mesurés au laboratoire. Pour déterminer la concentration de BHA et de coliformes totaux, différents volumes d'eau ont été filtrés. Pour les BHA, des volumes de 10 et 100mL ont été filtrés sur une membrane de porosité 0,45 µm (Millipore. HAWG047S3) et incubés sur milieu R2A à 20°C pendant 7 jours (APHA, 9215-D). Pour les 5 dernières semaines d'échantillonnage de l'été 2001, seulement 100 mL ont été filtrés et pour l'été 2002, 100mL ont été filtrés. Les BHA sont toutes les colonies croissant sur le milieu R2A. En ce qui concerne les coliformes totaux, des volumes de 200 et 600 mL ont été filtrés sur le même type de membrane et incubés sur milieu m-Endo pour 24 heures à 35°C (APHA, 9222B). Les volumes importants utilisés pour la filtration servent à avoir un faible seuil de détection de bactéries soit 0,125 UFC/100mL pour un volume total filtré de 800mL. Les colonies à reflet vert métallique représentent les coliformes totaux alors que les colonies roses indiquent les bactéries atypiques. La confirmation d'un certain nombre de coliformes totaux et des coliformes atypiques s'est faite par le test d'oxydase (APHA, 9225E) et les galeries API 20E (Biomérieux, Montréal, Québec) ou le test de présence/absence Colilert (Idexx Laboratories, Westbrook, ME). Durant l'été 2002, les mesures de coliformes on été faites en duplicat pour les pompes U2 et U7 au réservoir McTavish, soit 2 prélèvements successifs de 1L d'eau à la volute.

Une précision s'impose à ce moment sur la nomenclature utilisée dans ce mémoire. Seront appelées « coliformes ou coliformes totaux» les bactéries ayant présenté un reflet vert métallique sur milieu m-Endo au bout de 24 heures d'incubation à 35°C et seront appelées « atypiques ou bactéries atypiques » les bactéries ayant crû sur milieu m-Endo mais présentant une couleur rose au terme de 24 heures d'incubation à 35°C. Comme les nombres importants de bactéries dénombrées ne permettaient pas de confirmer systématiquement chaque colonie, on a du se fier à la coloration initiale sur m-Endo afin de caractériser les types bactériens observés. Évidemment, il faut reconnaître qu'il existe de faux-positifs (i.e. des colonies à reflet vert métallique mais n'étant pas des

coliformes) et des faux-négatifs (i.e. des colonies roses mais étant en fait des coliformes). Des essais particuliers ont été effectués dans le but de connaître la proportion de ces «faux-positifs/négatifs» et les résultats sont présentés dans la section 4.2.

3.4.3 Dénombrement des invertébrés

Pour déterminer les concentrations d'invertébrés dans l'eau, des comptages en épifluorescence ont été effectués. Des volumes variant de 2 à 20 litres d'eau ont été filtrés sur des membranes en acétate de cellulose de 5µm de porosité. Les membranes étaient ensuite colorées au DAPI selon la méthode décrite dans le prochain paragraphe. L'observation et le dénombrement microscopique se faisaient dans la semaine suivant la coloration puisqu'il est possible de conserver les membranes colorées au réfrigérateur pendant quelques semaines sans altérer la qualité de la coloration. L'observation microscopique a été faite avec un microscope Nikon en épifluorescence. L'observation complète des deux demi-membranes (une membrane - diamètre de 47mm - n'entre pas sur une lame: elle est séparée en deux parties) se faisait avec un grossissement de 100X avec passage à 400X pour la confirmation de certains nématodes. Les seuls invertébrés dénombrés sont les nématodes et les rotifères puisque ce sont respectivement la classe et l'embranchement les plus souvent observés dans les eaux étudiées. Les rotifères n'étaient pas toujours présents et n'ont pas toujours été compilés dans l'analyse des résultats. Par contre, les concentrations observées sont représentées dans les annexes D à F.

3.4.3.1 *Coloration des invertébrés au DAPI*

Après avoir filtré un volume d'eau déterminé, la coloration de la membrane se fait avec le 4,6-di-amidino-2-phénylindole (DAPI). En laissant la membrane sur le support de filtration, on dépose 2 mL de DAPI à une concentration de 5 µg/mL pour un temps de contact de 10 minutes. On évacue ensuite le surplus de colorant par aspiration. Pour la conservation, les membranes sont déposées dans un pétri et mises au réfrigérateur. Dans le but de contrer l'effet de succion de certaines rampes de filtration qui provoquent un mauvais marquage, suite à leur coloration, certaines membranes, une fois déposées dans

le pétri, sont imbibées de 300 μ L de DAPI supplémentaire afin d'assurer une bonne coloration.

3.4.3.2 *Observation et décompte des nématodes*

Une attention particulière a dû être apportée aux membranes ayant récolté les nématodes provenant d'échantillons d'eau filtrée ou d'eau brute, contrairement à celles qui recevaient de l'eau traitée. Puisque les nématodes n'avaient pas encore subi l'étape de désinfection, ils étaient toujours vivants. L'observation de quelques membranes fraîchement filtrées et colorées (et même jusqu'à 48 heures suivant la coloration) a montré que les nématodes vivants étaient très peu colorés par le DAPI et donc, les comptes s'en trouvaient affectés à la baisse. Les nématodes vivants s'observaient par leur mobilité. Il fallait donc attendre quelques jours pour que les nématodes meurent et s'immobilisent. Une recoloration de la membrane était alors nécessaire en l'imbibant de la solution de DAPI afin de colorer les nématodes qui n'avaient pas été bien marqués par le DAPI.

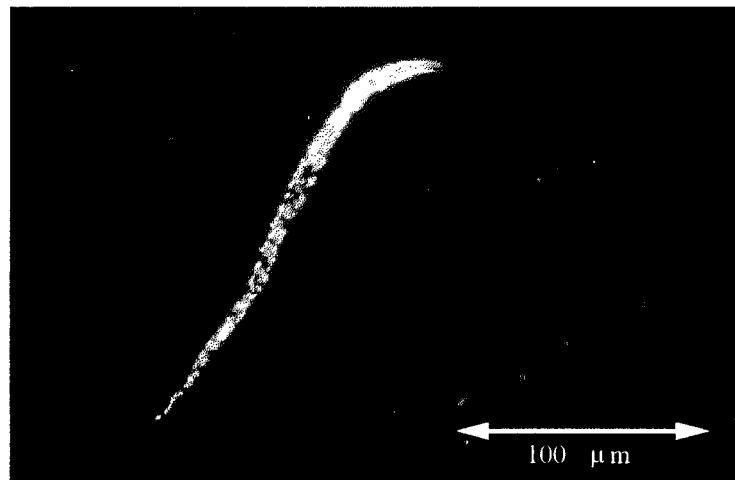


Figure 3.4 : Nématode coloré au DAPI en provenance du réservoir McTavish

3.4.4 Broyage d'invertébrés en laboratoire

Plusieurs essais ont été nécessaires afin de déterminer la meilleure méthode pour broyer les invertébrés se retrouvant dans l'eau distribuée. Voici donc, expliquées brièvement, les techniques qui se sont avérées les plus efficaces et qui ont été utilisées au cours des deux étés d'échantillonnage. Une partie plus complète sur la mise au point de la méthode de dispersion des particules biologiques se trouve à la section 4.4.2.1.

Mentionnons d'abord que l'évaluation de la densité d'invertébrés est faite par dénombrement au microscope selon la méthode décrite précédemment. De plus, la quantité de micro-organismes présents dans l'eau avant le broyage des particules biologiques est déterminée en filtrant 800 et 100mL et en incubant sur m-Endo et R2A, respectivement. Un essai a été fait en désinfectant l'eau contenant les invertébrés avec une solution de chlore à 10 mg/L pendant 10 minutes afin de détruire les microorganismes les colonisant sur leur surface extérieure. Cette étape a par la suite été éliminée en considérant qu'avec les concentrations de chlore résiduel présentes dans l'eau des échantillons prélevés, les invertébrés étaient déjà désinfectés en surface.

3.4.4.1 *Broyage direct de la membrane (été 2001)*

Un volume d'eau variant de 1 à 5 L est filtré sur une membrane en acétate de cellulose de 5µm de porosité. Cette membrane est ensuite découpée en morceaux de façon stérile et introduite dans un tube contenant 20 mL d'eau tamponnée stérile. Le contenu de ce tube est broyé à l'homogénéisateur de tissu (Pro/revPro) à puissance maximale pendant 1 minute. En laissant sédimenter le contenu broyé du tube pour 15 minutes, il est possible de récupérer le surnageant afin d'incuber des aliquotes sur m-Endo et R2A pour déterminer les concentrations bactériennes. Les volumes filtrés pour incubation sur ces milieux varient de 0,1 à 10 mL pour la détermination des coliformes totaux sur m-Endo et 0,01 à 1 mL pour la détermination des BHA sur R2A (7 jours à 20°C).

3.4.4.2 Récupération des invertébrés par lavage de la membrane (été 2001)

Un volume d'eau variant de 1 à 5 L est filtré sur une membrane en acétate de cellulose de 5µm de porosité. Cette membrane est ensuite lavée avec 20 mL d'eau tamponnée stérile à l'aide d'une pipette. L'eau de lavage de la membrane est récupérée dans un tube et les particules récupérées sont broyées à puissance maximale avec l'homogénéisateur de tissu pendant 30 secondes ou 1 minute. Les deux temps de broyage ont été testés (30 secondes pour les premiers essais et 1 minute pour le dernier essai) sans que l'un des deux temps donne un meilleur résultat de dispersion. Des volumes variant de 0,1 à 10 mL sont ensuite filtrés et incubés sur m-Endo et 0,01 à 1 mL sur R2A afin de déterminer le nombre de bactéries relarguées par les invertébrés. Dans le but de s'assurer une bonne récupération des invertébrés par lavage de la membrane, cette dernière, une fois lavée, était colorée au DAPI selon la méthode décrite précédemment et observée au microscope pour vérifier que tous les invertébrés avaient été récupérés, ce qui a toujours été le cas.

3.4.4.3 Récupération des invertébrés par lavage de la membrane (été 2002)

Un volume d'eau variant de 7,5 à 17 L est filtré sur une membrane en acétate de cellulose de 5µm de porosité. Cette membrane est ensuite lavée avec 30 mL d'eau tamponnée stérile à l'aide d'une pipette. L'eau de lavage de la membrane est récupérée dans une éprouvette et ensuite distribuée également (10 mL) dans 3 tubes. Chacun de ces tubes subit un traitement différent. Tout d'abord, mentionnons le broyage à l'homogénéisateur de tissu (Pro/RevPro) pendant 30 secondes à 1 minute selon les essais. La deuxième méthode de broyage consistait à immerger une sonde à ultrasons (Cole Parmer, modèle CP 70T) dans le 10 mL d'échantillon à une puissance de 18 W pendant 15 secondes à 1 minute selon les différents essais. La dernière méthode mettait en œuvre un homogénéisateur de Potter (Figure 3.5) où l'échantillon de 10 mL était broyé pendant 1 à 2 minutes selon les essais. Par la suite, des aliquotes de 1 mL et 8 mL étaient filtrés sur membrane de 0,45µm et incubés sur milieux m-Endo et R2A respectivement. De plus, il a été vérifié que la température finale de chaque échantillon

après broyage ou ultrasonication n'excède pas 35°C pour ne pas qu'il y ait multiplication ou stérilisation des bactéries (Lupi *et al.*, 1995). Il y a une augmentation de température de 5°C pour une période de broyage de 1 minute lors du broyage direct de la membrane ou lavage de la membrane préalablement au broyage. Pour plus de précaution, les tubes sont placés au réfrigérateur (4°C) pendant 1 heure avant de passer à l'étape du broyage.

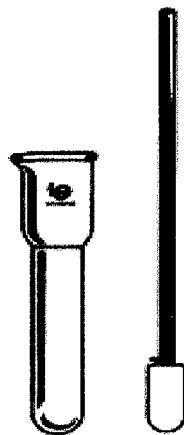


Figure 3.5 : Homogénéisateur de Potter

La Figure 3.6 schématise les différentes étapes du protocole de broyage des invertébrés.

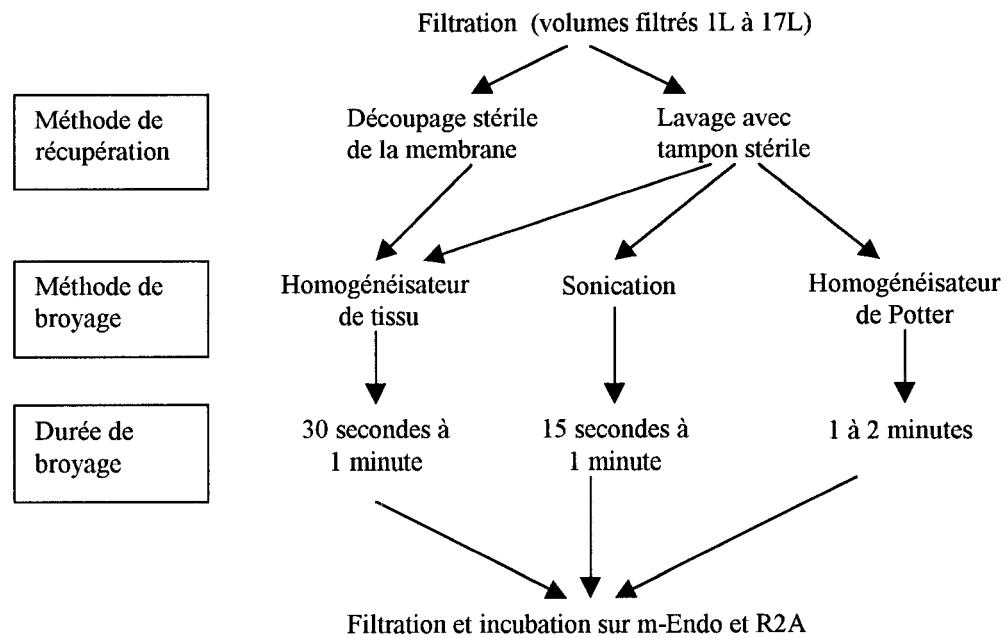


Figure 3.6 : Étapes de récupération et de broyage des invertébrés

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente tous les résultats obtenus au cours des deux étés d'échantillonnage (2001 et 2002).

4.1 Évaluation de la présence de coliformes au niveau des différentes stations de pompage

Cette section présente les résultats obtenus au stations de pompage du réservoir McTavish, Côte-des-Neiges, Châteaufort ainsi qu'aux usines de production d'eau potable de Montréal, Atwater et DesBaillets ainsi qu'à deux usines de Laval, Ste-Rose et Chomedey.

4.1.1 Réservoir McTavish

De nombreux essais ont été menés au réservoir McTavish puisqu'il est au centre de la présente étude. Voici donc les principaux résultats obtenus au cours des campagnes d'échantillonnage tenus pendant les étés 2001 et 2002.

4.1.1.1 Qualité microbiologique de l'eau aux différentes entrées du réservoir McTavish

Afin de s'assurer que les coliformes retrouvés aux pompes de distribution du réservoir McTavish ne provenaient pas de l'eau arrivant au réservoir, toutes les entrées ont fait l'objet de deux séries de prélèvement microbiologiques durant l'été 2001. Le Tableau 4.1 présente les concentrations en coliformes totaux et atypiques obtenues aux entrées du réservoir. On note une concentration faible de bactéries atypiques à l'entrée 24" ouest. Les hypothèses supportant la présence de ces bactéries sont nombreuses: présence d'un biofilm dans la conduite qui se décrocherait en partie, point d'échantillonnage contaminé puis que cette conduite est très vieille et que l'environnement autour de la prise d'échantillonnage risque fort d'être contaminé (beaucoup de poussière et d'humidité dans l'air), présence réelle de bactéries ayant passé la barrière de traitement aux usines. Nos résultats ne nous permettent cependant pas de conclure de façon formelle sur la cause responsable des faibles concentrations bactériennes notées aux entrées du réservoir.

Tableau 4.1: Concentrations de coliformes totaux et atypiques aux entrées du réservoir McTavish lors des deux campagnes d'échantillonnage de l'été 2001 (10 août et 23 août 2001)

Identification de l'entrée	Coliformes totaux (UFC/100mL)		Atypiques (UFC/100mL)	
	min	max	min	max
60"	0,000	0,000	0,000	0,000
48"	0,000	0,125	0,000	0,250
36"	0,000	0,125	0,000	0,000
24" O	0,000	0,000	0,000	3,375
24" E	0,000	0,000	0,000	0,000

4.1.1.2 Suivi de la qualité de l'eau aux pompes du réservoir McTavish

Pour les campagnes d'échantillonnage des étés 2001 et 2002, les paramètres physico-chimiques et microbiologiques ont été mesurés aux volutes des pompes U2 et U7. Les résultats complets sont présentés aux annexes A et B. La Figure 4.1 présente l'évolution de la concentration de chlore libre et de la température aux volutes de ces pompes pour les deux étés.

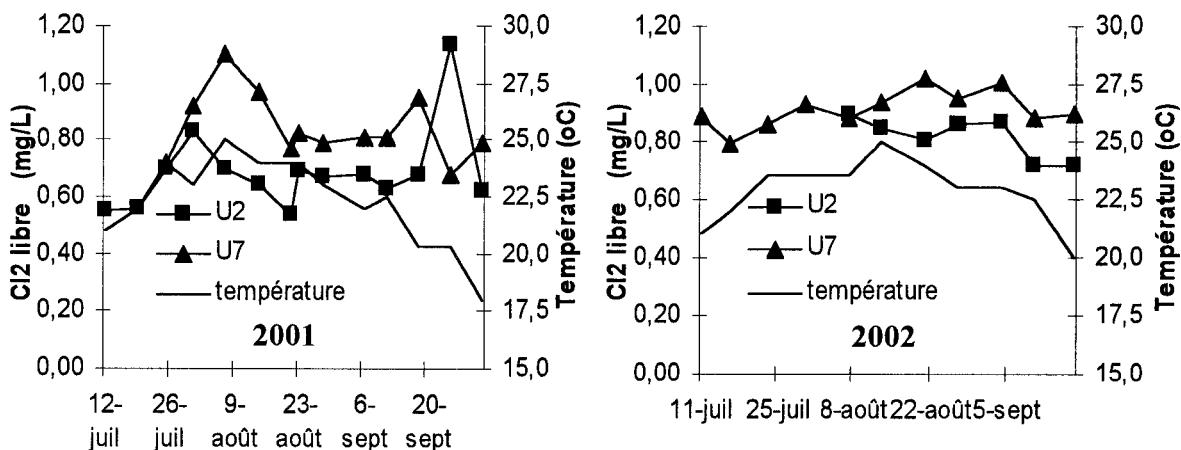


Figure 4.1: Suivi de la concentration de chlore libre mesuré à la volute des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish et de la température moyenne mesurée à U2 et U7 au cours des étés 2001 et 2002.

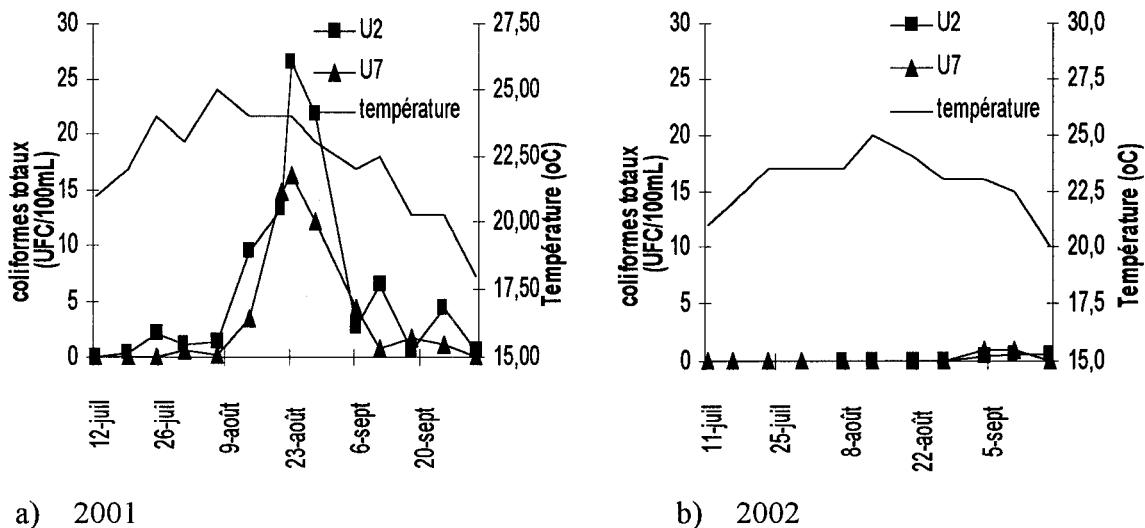
Il est possible d'observer que la concentration de chlore libre est toujours plus élevée à la pompe U7, d'environ 0,10 mg/L, à l'exception d'une mesure en 2001. Cette différence constante s'explique par le fait que les pompes ne prennent pas leur eau dans le même compartiment du réservoir et que les concentrations en chlore varient d'un compartiment à l'autre. Ces concentrations varient selon les conditions d'alimentation du réservoir et le temps de séjour dans les différents compartiments.

Les températures moyennes pour la période du 11 juillet au 18 septembre des deux étés sont pratiquement identiques (22,9°C et 22,8°C pour 2001 et 2002, respectivement). Par contre, les concentrations de chlore libre étaient plus élevées en 2002 qu'en 2001 tel que présenté au Tableau 4.2.

Tableau 4.2: Comparaison des concentrations moyennes de chlore libre et des températures aux volutes des pompes U2 et U7 durant les étés 2001 et 2002.

	Chlore libre (mg/L)		Température (°C)	
	2001	2002	2001	2002
U2	0,69	0,82	22,9	22,8
U7	0,84	0,91	22,9	22,8

En ce qui concerne les densités bactériennes, la Figure 4.2 présente l'évolution des coliformes totaux aux volutes des pompes U2 et U7. Il est à noter que les températures sont toujours au-dessus de 20°C mais que les densités bactériennes varient beaucoup d'une année à l'autre. Alors qu'en 2001 il était possible d'observer un pic important vers la fin de l'été, l'année 2002 n'a permis d'observer des coliformes totaux qu'en faible concentration durant le mois de septembre. Plusieurs explications peuvent être avancées et elles seront traitées ultérieurement dans la section 5.4.



a) 2001

b) 2002

Figure 4.2: Évolution des concentrations de coliformes totaux et température moyenne aux volutes de pompes U2 et U7 du réservoir McTavish.

Pour s'assurer que ces coliformes totaux proviennent bien de la pompe et non du réservoir, des échantillons ont été pris à l'amont de la pompe U7 tout au long de la campagne d'échantillonnage de l'été 2001. La Figure 4.3 présente la comparaison entre les concentrations de bactéries (somme des coliformes totaux et atypiques) retrouvées à l'amont et à la volute de la pompe U7.

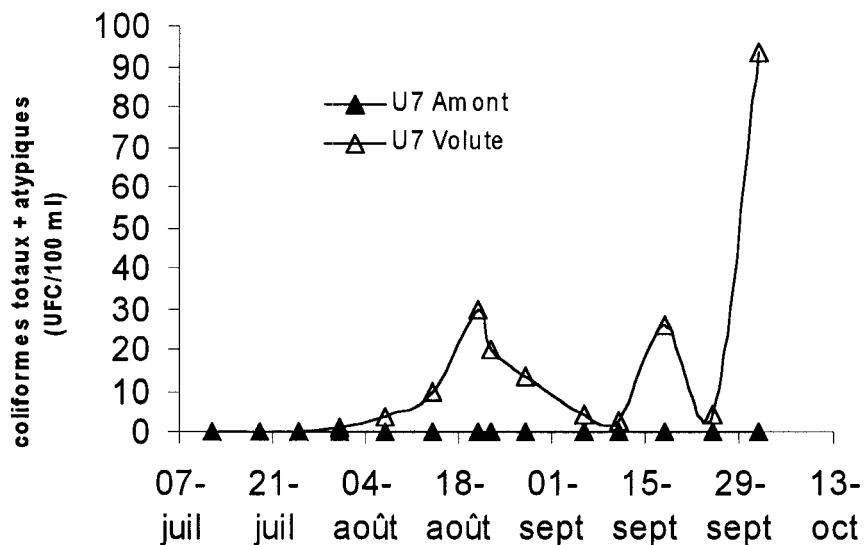


Figure 4.3: Comparaison des comptes bactériens sur m-Endo (coliformes totaux et atypiques) dénombrés à l'amont et à la volute de la pompe U7

Aucune bactérie, coliforme ou atypique, n'a été détectée en amont de la pompe U7 pendant l'été 2001. Un prélèvement a aussi été fait à l'aval de la pompe U8 (19 juillet 2001) et il s'est également avéré négatif pour les coliformes et les atypiques (Annexe B). Ceci indique d'une part, que les bactéries observées à la volute des pompes ne proviennent pas du réservoir et d'autre part, qu'elles ne se retrouvent pas détectables sur m-Endo en réseau puisque aucune bactérie coliforme ou atypique n'a été détectée en aval des pompes.

4.1.1.3 Comparaison des résultats des campagnes des étés 2001 et 2002 avec les résultats des années précédentes au réservoir McTavish

A) Concentrations de coliformes totaux et atypiques mesurées aux volutes des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish

En 1999 (Chevalier, 2000), les bactéries dénombrées aux volutes des pompes du réservoir McTavish étaient en majorité des coliformes totaux alors qu'en 2000, c'étaient principalement des atypiques. Une des hypothèses avancées pour expliquer cette

différence concerne la température moyenne de l'eau qui était plus faible en 2000 ($21,6^{\circ}\text{C}$) qu'en 1999 ($23,3^{\circ}\text{C}$). Pour les années 2001 et 2002, les températures moyennes de l'eau ont été respectivement de $22,9^{\circ}\text{C}$ et de $22,8^{\circ}\text{C}$. Toutes ces valeurs moyennes correspondent à la même période pour chacune des années soit du 11 juillet au 18 septembre afin de pouvoir faire une comparaison directe entre les années. Les Figure 4.4 et Figure 4.5 présentent l'évolution des concentrations bactériennes sur m-Endo à la volute des pompes U2 et U7 respectivement et ce, pour les quatre dernières années.

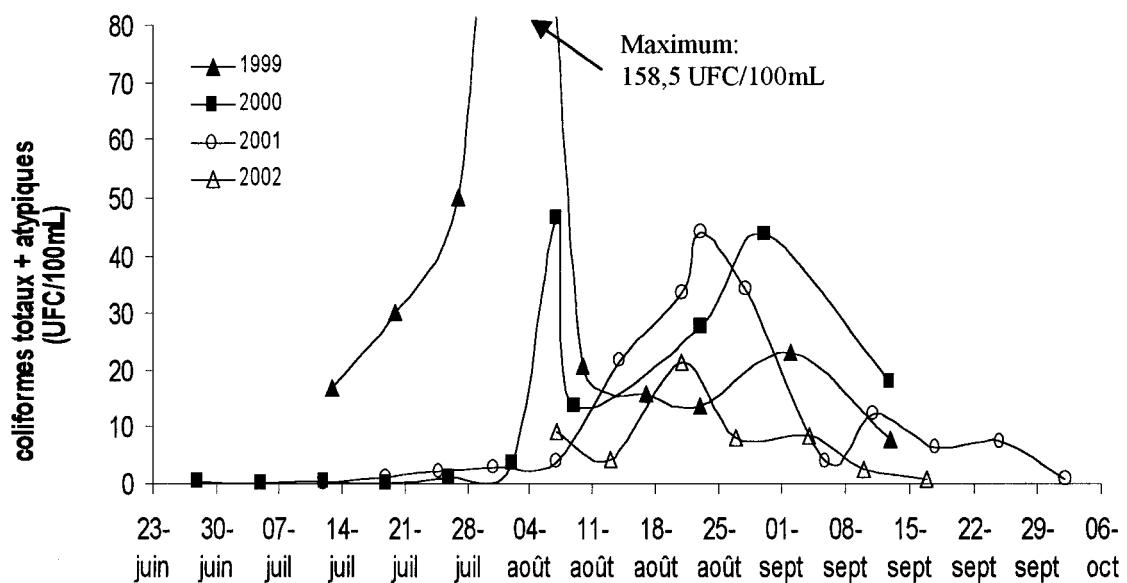


Figure 4.4: Évolution des coliformes totaux + atypiques à la volute de la pompe U2 pour les étés 1999 à 2002

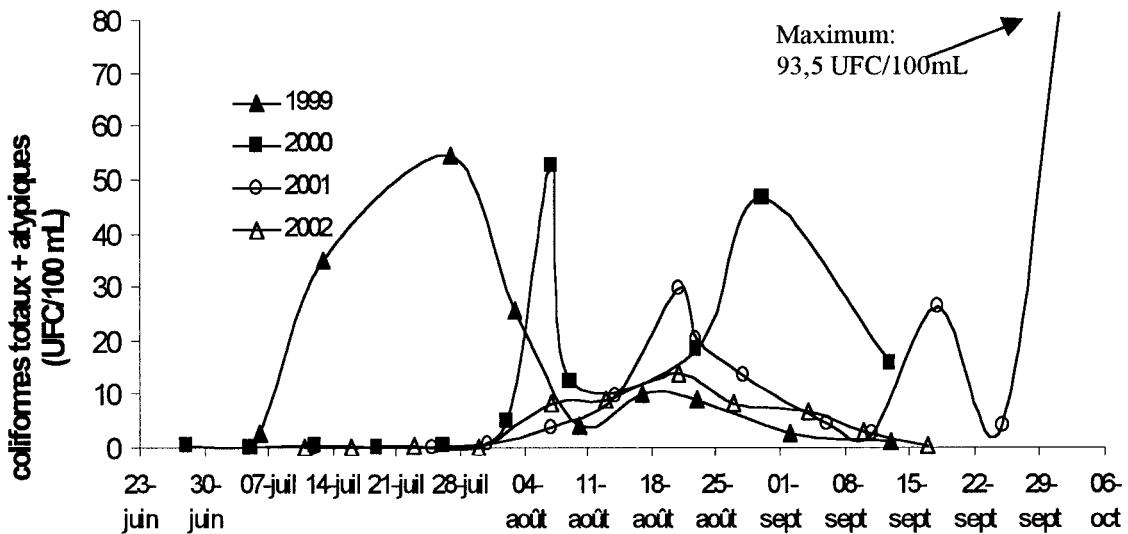


Figure 4.5: Évolution des coliformes totaux + atypiques à la volute de la pompe U7 pour les étés 1999 à 2002

On note que l'apparition de bactéries coliformes et atypiques se déroule toujours durant la période estivale, pendant les mois de juillet et août et que leur décroissance s'observe vers la fin de l'été soit pendant les mois de septembre et octobre sauf pour une mesure en septembre 2001. Par contre, même si les moyennes de température pour les étés 1999, 2001 et 2002 sont très similaires, on ne voit pas la même distribution de concentration des bactéries. Malgré tout, pour les années 1999 et 2001, on observe plus de coliformes que d'atypiques, contrairement aux années 2000 et 2002 (Tableau 4.3).

Tableau 4.3: Comparaisons des nombres minimaux, maximaux et des moyennes des coliformes totaux et atypiques (UFC/100ml) aux volutes des pompes U2 et U7

		1999			2000			2001			2002		
		min	max	moy									
U2	Coli	2,50	159	31,8	0,00	4,40	0,80	0,00	26,5	6,44	0,00	0,60	0,21
	Aty	1,50	11,0	6,20	0,00	46,5	13,2	0,00	20,4	6,00	0,01	21,4	7,52
U7	Coli	0,80	34,5	12,5	0,00	0,70	0,06	0,00	16,2	3,92	0,00	1,00	0,18
	Aty	0,00	20,0	4,08	0,00	52,7	3,76	0,00	24,5	11,0	0,00	13,9	4,41

B) Concentrations de BHA mesurés aux volutes des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish

Les concentrations en BHA mesurés aux volutes des pompes suivent les distributions des coliformes ou des atypiques selon le type bactérien (coliforme ou atypique) retrouvé en majorité. La Figure 4.6 illustre cette distribution pour la pompe U7 pour l'année 2002 et la Figure 4.7 pour la pompe U2 pour l'année 2001. Tous les graphiques ne sont pas présentés ici mais l'effet observé est le même pour les deux pompes et ce, pour les quatre dernières années (1999 à 2002).

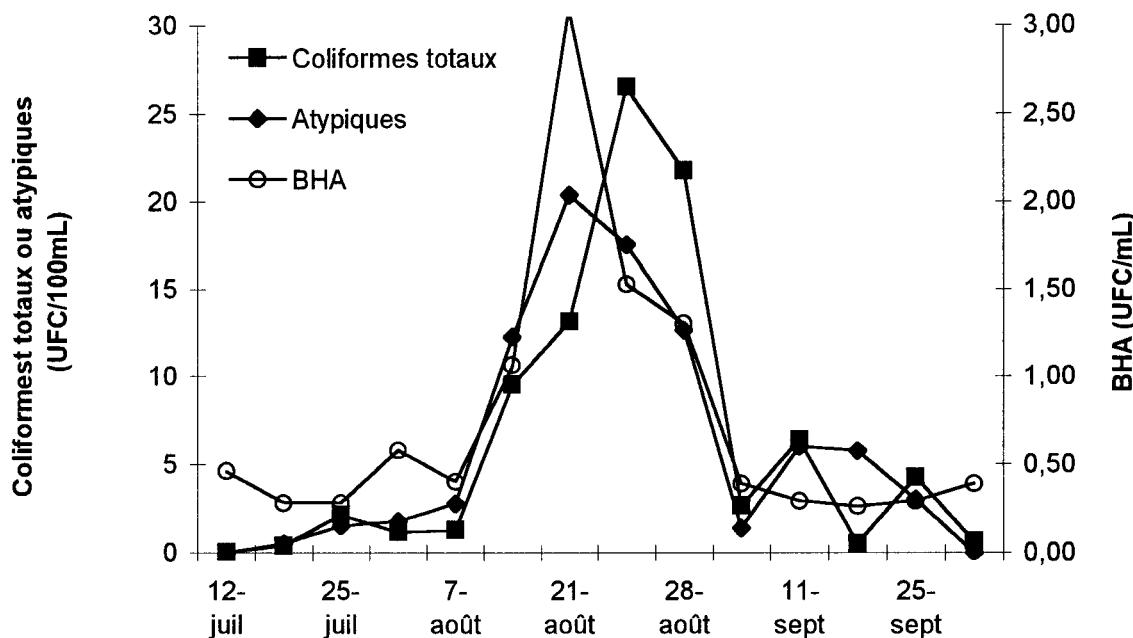


Figure 4.6: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute de la pompe U2 au cours de l'été 2001.

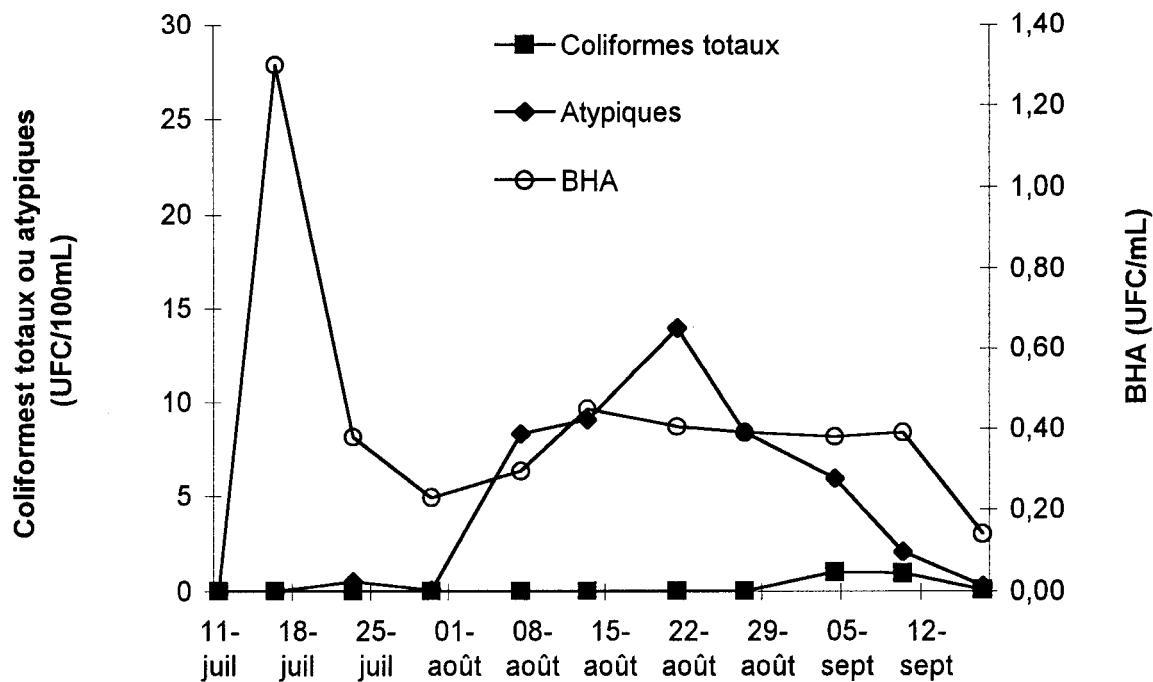


Figure 4.7: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute de la pompe U7 au cours de l'été 2002.

Il est possible de remarquer que pour l'année 2001, les coliformes et atypiques étaient en concentrations similaires et la concentration en BHA suivait la même distribution que ces deux types de bactéries mais plus régulièrement celle des atypiques. En 2002, le type de bactérie dominant était des atypiques et la concentration en BHA suit encore sensiblement la distribution de ces dernières à l'exception d'un point en juillet. Il a été vérifié que les concentrations de BHA en amont ou en aval des pompes ne suivent pas la distribution des coliformes ou atypiques, ce qui aurait contredit l'hypothèse d'un phénomène intervenant à l'intérieur des pompes. La Figure 4.8 présente cette distribution des BHA en amont de la pompe U2 en 2001 en comparaison avec les concentrations retrouvées à la volute.

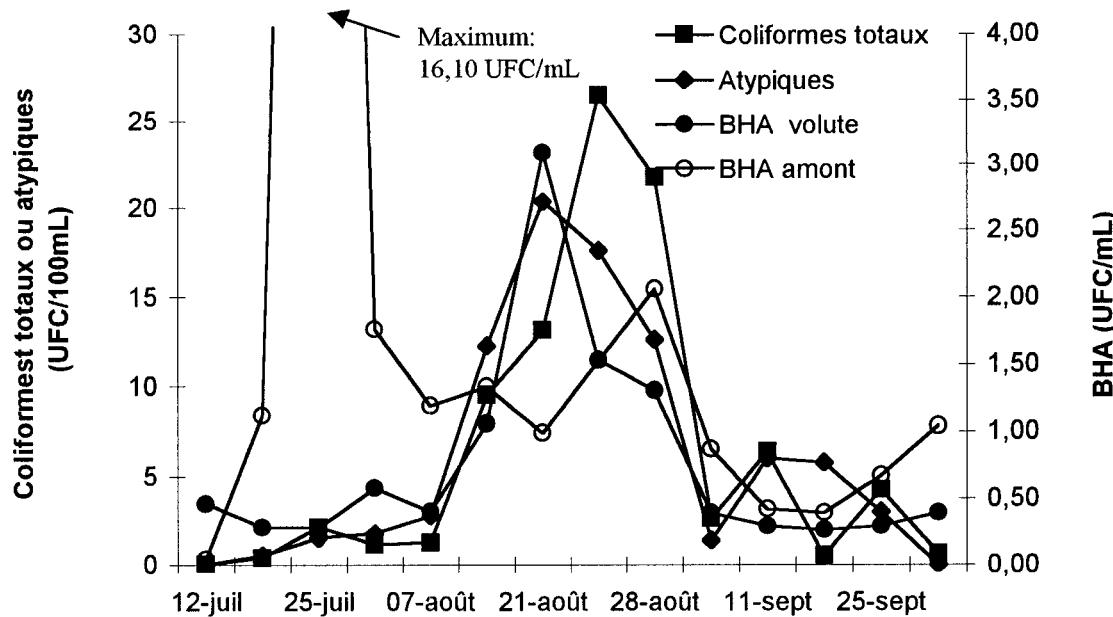


Figure 4.8: Évolution des concentrations de coliformes, atypiques et BHA à la volute et à l'amont de la pompe U2 au cours de l'été 2001.

L'apparition de bactéries à la volute des pompes du réservoir McTavish se remarque donc pour les coliformes totaux, les atypiques ainsi que les BHA dans des proportions toutefois différentes d'année en année. On note par contre qu'une seule fois, au cours de l'été 2001 pour la pompe U7, la concentration de BHA est plus élevée à la volute qu'en amont des pompes. Malgré tout, on constate que c'est effectivement les concentrations de BHA à la volute qui suivent les concentrations de coliformes et d'atypiques et aucunement les concentrations de BHA en amont des pompes. Les concentrations de coliformes totaux et d'atypiques étaient nulles en amont des pompes. Une corrélation ($r^2=0,18$) a été trouvée entre les concentrations d'atypiques et de BHA aux volutes des pompes du réservoir McTavish pour les quatre dernières années et cette corrélation est hautement significative ($p<0,001$).

4.1.1.4 Inactivation des coliformes totaux relevés à la volute de la pompe U2

Durant l'été 2000, la cinétique d'inactivation des atypiques par le chlore a été évaluée. En 2001, la cinétique d'inactivation des coliformes totaux a été vérifiée. La Figure 4.9 présente les résultats de cet essai réalisé en triplicata (voir section 3.1.2). L'essai se déroulait en introduisant le thiosulfate de sodium après différents temps de contact de l'eau avec le chlore.

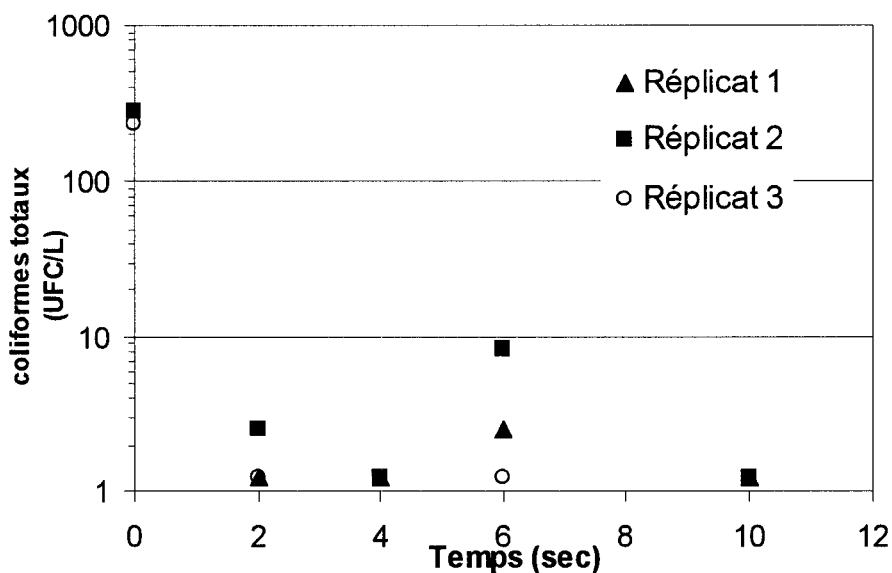


Figure 4.9: Inactivation par le chlore des coliformes totaux relevés à la pompe U2 (Cl_2 libre: 0,67 mg/L, volume filtré: 800mL, seuil de détection: 1,25UFC/L)

On note qu'après un maximum de 10 secondes de temps de contact, l'inactivation semble complète. Déjà après 4 secondes de temps de contact il ne reste plus de bactéries cultivables sur m-Endo. Pour un temps de contact de 6 secondes, on observe la présence de quelques bactéries, mais à une concentration faible soit moins de 10 UFC/L comparativement à une moyenne de 250 UFC/L au départ (temps de contact = 0 seconde). Les coliformes totaux et atypiques retrouvés à la volute des pompes du réservoir McTavish sont donc inactivés par le chlore peu de temps après avoir été en contact avec ce dernier au niveau des pompes. Ceci explique pourquoi on ne retrouve pas ou très peu de coliformes ou atypiques au point d'échantillonnage en aval des

pompes puisque, le temps de contact à ce point entre l'eau et le chlore est d'environ 8 secondes (Chevalier, 2001). On obtient donc au moins 2 log d'abattement en moins de 10 secondes, soit un CT d'environ 0,11 mg * min/L.

4.1.2 Qualité de l'eau à la volute d'autres pompes du réseau de Montréal

Afin d'évaluer l'influence du pompage sur la qualité de l'eau distribuée, un suivi de la qualité de l'eau a été réalisé au niveau de différentes pompes du réseau de Montréal. Pour cette section, les résultats de ce suivi sont présentés et récapitulés dans les annexes A à C.

4.1.2.1 *Mise en route d'une pompe au réservoir Vincent d'Indy*

À la station de pompage Vincent d'Indy, des analyses ont été faites les 20 et 21 juin 2001 lors du démarrage temporaire de la pompe (voir section 3.1.1.2). Les résultats bruts sont rassemblés dans l'annexe C. La Figure 4.10 montre l'évolution des bactéries dénombrées à l'amont, à la volute et à l'aval de la pompe et la turbidité mesurée à la volute de la pompe dans les minutes qui ont suivi le démarrage qui a eu lieu à t=0 minute.

Il est à noter que les bactéries retrouvées à la volute de cette pompe sont des atypiques seulement et que leur évolution suit de très près la courbe de turbidité. Leur présence est donc probablement reliée à une remise en suspension de particules qui étaient à l'intérieur de la pompe depuis son arrêt qui datait de plusieurs mois. D'ailleurs, au terme de 24 heures de fonctionnement (1440 minutes) on ne dénote plus d'atypiques et la turbidité a largement chuté.

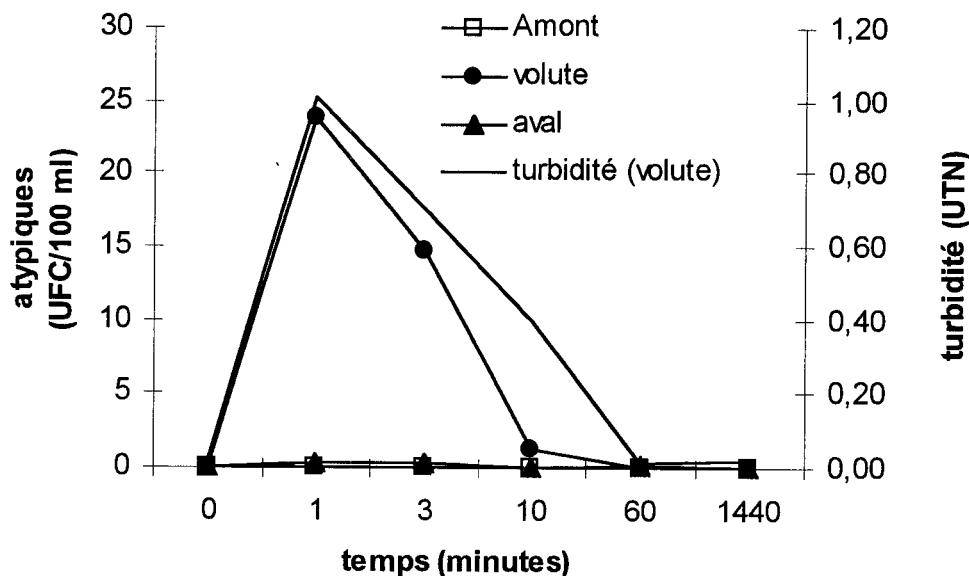


Figure 4.10: Atypiques mesurés à l'amont, la volute et l'aval de la pompe ainsi que la turbidité à la volute de la pompe W2 du réservoir Vincent d'Indy (Cl_2 libre: 0,11 mg/L)

4.1.2.2 Suivi estival aux autres stations de pompage

En ce qui concerne les autres stations de pompage (Côte-des-Neiges, Châteaufort, Atwater), des mesures ont été réalisées pour s'assurer que la concentration de chlore mesurée à la volute est la même que celle en amont et en aval de la pompe. Ces mesures ont été faites à chacune des stations de pompage et ont montré que la concentration de chlore est identique à l'amont, à la volute et à l'aval d'une même pompe. La Figure 4.11 représente les valeurs de chlore libre mesurées pendant l'été 2001 à la volute pour chacune des stations suivies.

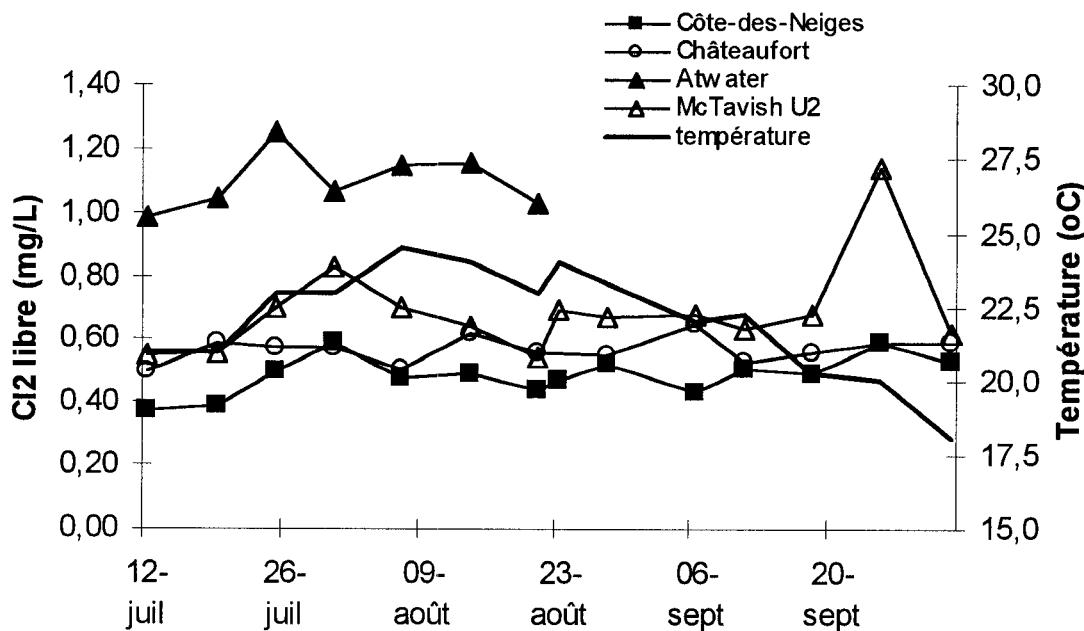


Figure 4.11: Évolution de la concentration de chlore libre et de la température moyenne aux volutes des pompes des différentes stations de pompage au cours de l'été 2001

On observe que les concentrations de chlore libre aux réservoirs Côte-des-Neiges et Châteaufort sont stables avec des moyennes respectives de $(0,49 \pm 0,06)$ et $(0,57 \pm 0,04)$ mg/L. La concentration en chlore à Atwater est plus élevée puisque l'on se trouve directement à la sortie de l'usine et qu'il n'y a pas encore eu de consommation d'oxydant dans le réseau.

En ce qui concerne les bactéries, on trouve trouvons des résultats semblables à McTavish vers la fin de l'été, soit l'augmentation des concentrations de coliformes, atypiques et BHA. Tout comme à McTavish, aucune bactérie, coliforme ou atypique n'est dénombrée en amont ou en aval des pompes à Côte-des-Neiges, Châteaufort et Atwater, ce qui indique que l'apparition de bactéries est localisée au niveau des pompes.

Lors des premières semaines d'échantillonnage, la prise d'échantillonnage à la volute était ouverte à un débit moyen et aucune bactérie (coliformes totaux ou atypiques) n'a

été observée. Suite aux essais d'inactivation des coliformes totaux qui ont montré qu'un temps de contact très court avec le chlore est suffisant pour inactiver ces bactéries, la décision a été prise d'augmenter le débit à la prise d'échantillonnage à la volute. Cette action a été faite car contrairement au réservoir McTavish, les prises d'échantillonnage à Côte-des-Neiges, Châteaufort et Atwater ne sont pas directement sur la volute mais légèrement plus loin. Ce faisant, l'eau a un temps de contact plus long avec le chlore ce qui peut expliquer qu'aucune bactérie cultivable n'était détectée au point volute. Par conséquent, en augmentant le débit de la prise d'échantillonnage à la volute, nous obtenions un temps de contact de l'eau avec le chlore moins long. Cette action nous a permis de détecter quelques bactéries cultivables. Cette augmentation de débit a aussi été appliquée aux points d'échantillonnages en amont et en aval sans observer la moindre apparition de coliformes. Par conséquent, nous estimons que la détection des coliformes et atypiques, suite à l'augmentation de débit, est bel et bien l'effet d'une réduction de l'exposition au chlore libre et non un décrochement de biofilm. La Figure 4.12 illustre les concentrations en coliformes totaux et atypiques retrouvés à la volute des pompes.

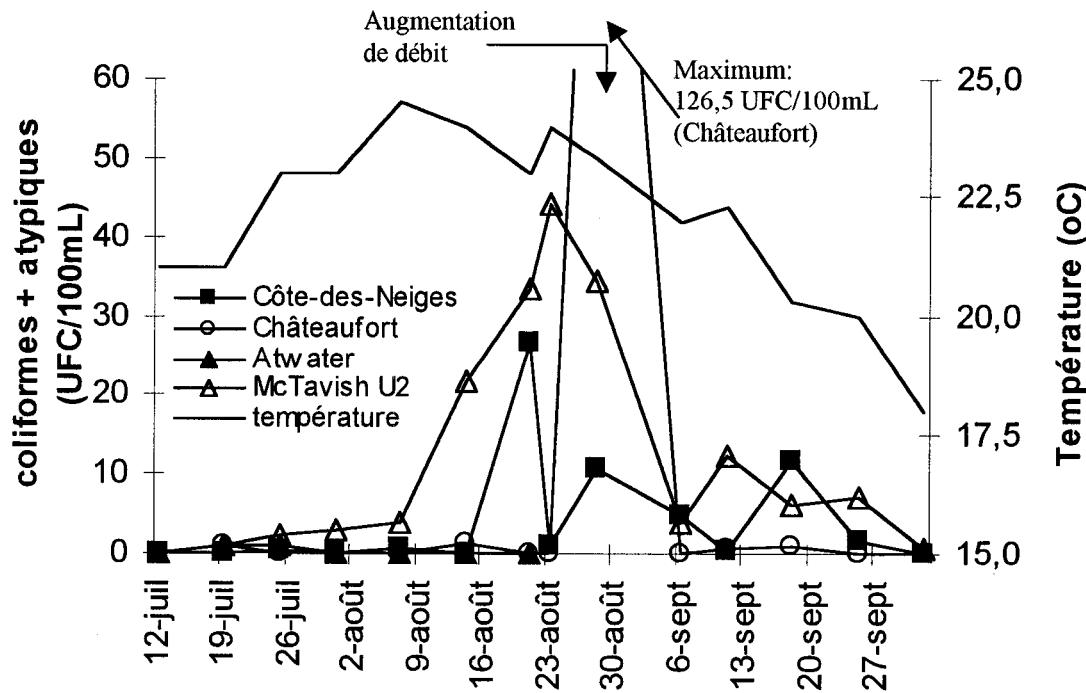


Figure 4.12: Mesures des coliformes totaux et atypiques mesurés à la volute des différentes pompes au cours de l'été 2001

Aux stations de pompage Côte-des-Neiges, Châteaupré et Atwater, les concentrations de BHA suivent la même tendance que les concentrations d'atypiques à la volute des pompes, ce qui a aussi été observé à la station de pompage du réservoir McTavish. À Atwater, ceci est moins visible car les concentrations en atypiques sont très faibles et les événements positifs peu fréquents (maximum: 1,125 UFC/100mL et n=3/10) La Figure 4.13 présente l'évolution des bactéries à la volute de la pompe S4 du réservoir Côte-des-Neiges.

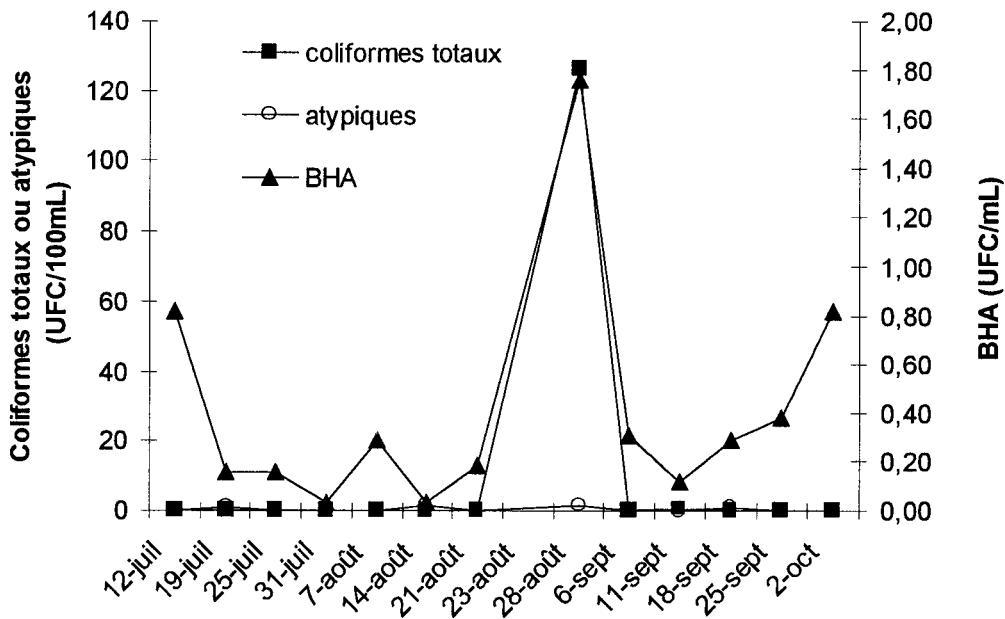


Figure 4.13: Évolution des concentrations en coliformes totaux, atypique et BHA à la volute de la pompe S4 du réservoir Côte-des-Neiges au cours de l'été 2001.

Les variations de concentration de coliformes au réservoir Côte-des-Neiges sont moins marquées qu'au réservoir McTavish mais mentionnons, que (1) ce dernier réservoir est à l'étude depuis plusieurs années d'où un grand nombre de données nous permettant de faire une corrélation entre les BHA et les coliformes et/ou atypiques et (2) les concentrations de bactéries (coliformes ou atypiques) observées au cours de contrôles réglementaires de la Ville de Montréal ont toujours été beaucoup plus importantes que celles retrouvées aux stations de pompage Côte-des-Neiges, Châteaufort ou Atwater.

4.1.3 Comparaison de deux méthodes de détection des Entérobactéries avec des échantillons des réservoirs McTavish et Côte-des-Neiges

Un essai de détection des entérobactéries par la méthode d'hybridation fluorescente in-situ (FISH) a été complété sur des échantillons d'eau pris le 23 août 2001. Ces échantillons provenaient de la volute d'une pompe au réservoir Côte-des-Neiges ainsi que des volutes des pompes U2 et U7 au réservoir McTavish. Le Tableau 4.4 présente la comparaison de ces résultats avec les résultats obtenus par la méthode de dénombrement

sur milieu m-Endo. Comme les coliformes font partie de la famille des entérobactéries, il est possible de comparer les deux méthodes de détection.

Tableau 4.4: Comparaison de deux méthodes de détection des entérobactéries: FISH et dénombrement sur m-Endo sur des échantillons d'eau provenant des volutes des pompes des réservoirs Côte-des-Neiges et McTavish.

	FISH (UFC/100mL)	m-Endo (UFC/100mL)
Côte-des-Neiges (S4)	7,60	1,30
McTavish (U2)	36,1	26,5
McTavish (U7)	5,50	16,2

On constate que la méthode FISH permet de dénombrer, deux fois sur trois, plus d'entérobactéries que la méthode de dénombrement sur milieu m-Endo. C'est donc dire que les décomptes sur gélose sous-estiment le nombre réel de coliformes présents dans les échantillons récupérés.

4.1.4 Stations de pompage de Laval

L'intérêt d'aller échantillonner à Laval est la possibilité d'évaluer la problématique "coliformes-station de pompage" pour un type d'eau différent. L'eau brute provient de deux sources distinctes et les étapes de traitement aux usines diffèrent de celles de Montréal. Les résultats concernant les campagnes sont présentés aux annexes A et B. La Figure 4.14 présente les concentrations de chlore libre et la température mesurées aux volutes des pompes de distribution pour deux des usines de Laval.

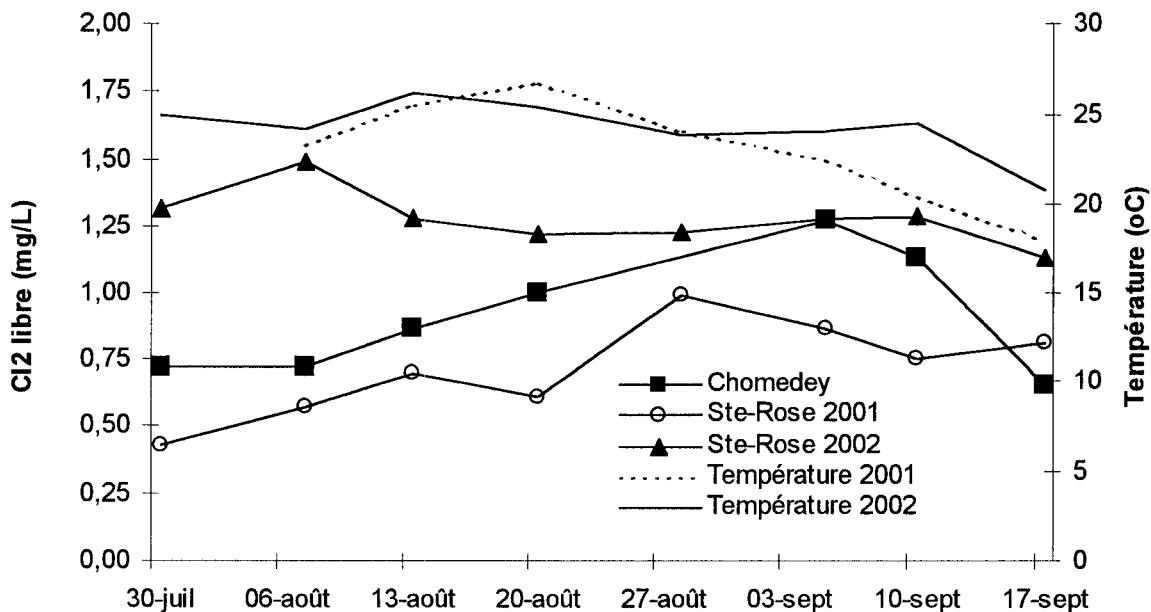


Figure 4.14: Suivi de la concentration de chlore libre et de la température mesurés à la volute des pompes à deux usines de Ville de Laval durant l'été 2001

Il est possible de constater que la concentration de chlore libre augmente au cours de l'été 2001 et ce, bien que la température diminue graduellement (Figure 4.14). Pour l'été 2002, on note que la concentration de chlore libre à Ste-Rose est plus importante que lors de l'été 2001 mais aussi beaucoup plus stable. De plus, la température est pratiquement la même en 2002 qu'en 2001 jusqu'au mois de septembre où on note qu'en 2002, la température est restée au-dessus de 20°C pour une plus longue période qu'en 2001. Le Tableau 4.5 présentent les concentrations de micro-organismes mesurées (coliformes ou atypiques) aux volutes (UFC/100mL) lors des épisodes positifs. Il n'y a pas beaucoup d'épisodes positifs à ces pompes. Par contre, les épisodes positifs rencontrés sont tous à la volute des pompes excepté un à l'amont et un à l'aval à Ste-Rose. L'épisode à l'amont pourrait s'expliquer par une mauvaise désinfection du plongeur utilisé pour récupérer l'échantillon d'eau dans la réserve en amont des pompes. Aucune explication ne peut être avancée pour l'épisode positif à l'aval de la pompe.

Tableau 4.5: Concentrations maximales (UFC/100mL) de coliformes ou atypiques aux volutes des pompes des usines Chomedey et St-Rose et nombre d'épisodes positifs en ()

	Coliformes totaux			Atypiques		
	amont	volute	aval	amont	volute	aval
Chomedey 2001	0	0	0	0	35 (1/7)	0
Ste-Rose 2001	0	1,1(1/8)	0	0,4 (1/6)	1,9 et 1,0 (2/8)	1,5 (1/8)
Ste-Rose 2002	0	0	0	ND	8,6 (1/8)	ND

Tout comme aux stations de pompage de la ville de Montréal, la distribution des BHA suit de près la distribution des atypiques observés aux volutes des pompes, tel que présenté à la Figure 4.15. Ces données sont celles récoltées en 2001. Pour l'été 2002, aucun coliforme ou atypique n'a pu être décelé aux volutes d'où l'absence de lien établi entre les atypiques/coliformes et les BHA.

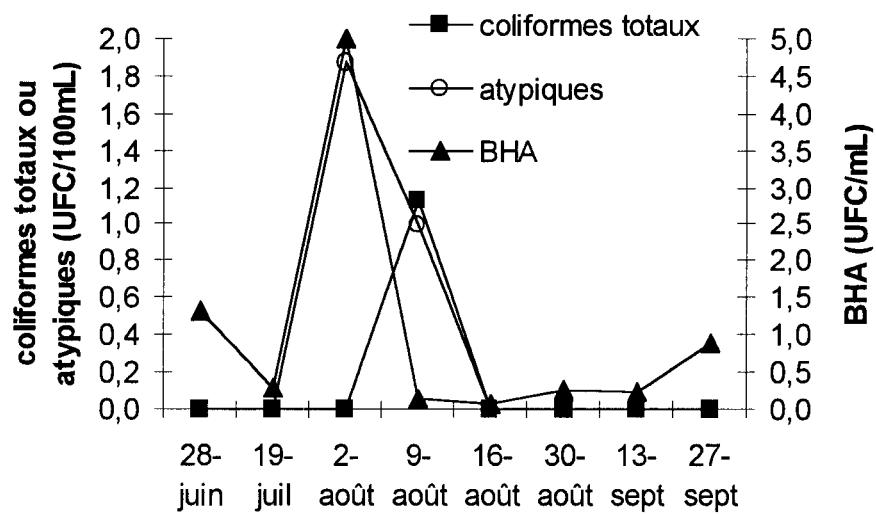


Figure 4.15: Évolution des concentrations de coliformes totaux, atypiques et BHA à la volute des pompes de l'usine Ste-Rose en 2001.

4.2 Identification des coliformes et des atypiques retrouvés à la volute des pompes du réservoir McTavish

En 2000 (Chevalier, 2000), les bactéries retrouvées à la volute des pompes du réservoir McTavish étaient majoritairement des atypiques. Une question a été soulevée à savoir: est-ce que ces atypiques n'étaient pas en fait des coliformes n'ayant pas la caractéristique "reflet vert métallique" sur m-Endo? Aucune vérification n'a été faite dans ce sens lors du projet précédent (Chevalier, 2000). La Figure 4.16 présente un schéma des étapes de confirmation des bactéries retrouvées sur m-Endo.

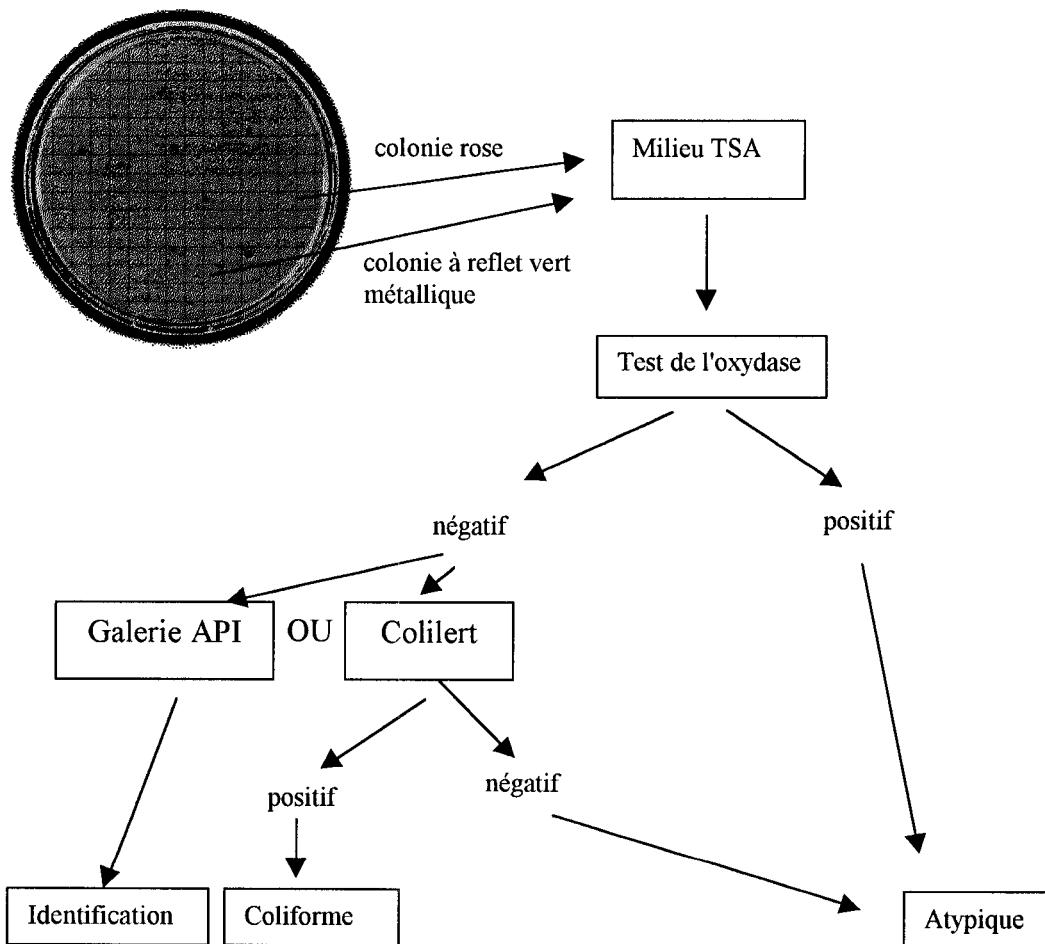


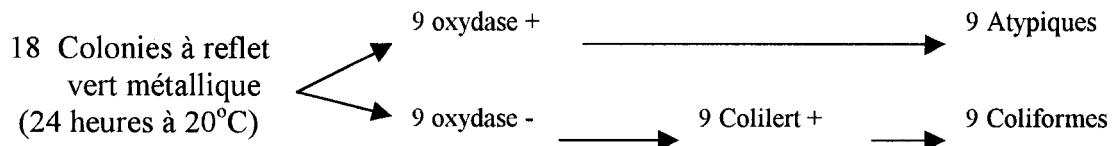
Figure 4.16: Schéma représentant les étapes de confirmation des bactéries retrouvées sur m-Endo.

En 2001, il a été tenté d'identifier autant les coliformes totaux que les bactéries atypiques. Après les 24 heures d'incubation nécessaires à 35°C pour l'apparition du reflet vert métallique des coliformes sur m-Endo, les pétris étaient placés au réfrigérateur pour des tests ultérieurs de confirmation. Dans les semaines suivantes, un certain nombre de colonies à reflet vert métallique (coliformes totaux) ainsi que des colonies roses (atypiques) étaient repiquées sur milieu TSA afin de pouvoir vérifier la présence du cytochrome c oxydase qui permet aux bactéries de réduire l'oxygène (Prescott, 1995) le test est appelé "test de l'oxydase". Les coliformes sont "oxydase négatifs" puisqu'ils font partie de la famille des *Enterobacteriaceae* et les atypiques peuvent être positifs ou négatifs selon la famille à laquelle ils appartiennent (Prescott, 1995). Les bactéries oxydase négatives étaient ensuite identifiées à l'aide des galeries API 20E, un ensemble commercial servant à identifier les coliformes. Les résultats obtenus avec ces galeries ne donnaient pas des identifications fiables, alors des recherches plus approfondies ont été menées. En retournant aux souches à reflet vert métallique originales (en provenance de pétris ayant passé quelques jours au réfrigérateur) et en les repiquant sur m-Endo, nous nous sommes rendu compte que c'était toutes des atypiques (colonies roses) et non des coliformes (reflet vert métallique) selon le critère de couleur de la colonie après 24 heures d'incubation à 35°C. Ces atypiques, suite à leur séjour dans le réfrigérateur, ont développé le caractère distinctif des coliformes sur m-Endo: le reflet vert métallique. En cherchant plus loin, nous avons effectué des tests d'oxydase et les galeries API 20E sur ces bactéries pour nous rendre compte que c'était bel et bien des coliformes et non des atypiques tel que nous l'avait laissé croire la coloration rose sur m-Endo. Cela revient donc à dire que les coliformes sur m-Endo ne présentent pas tous un reflet vert métallique au bout de 24 heures d'incubation à 35°C et que certaines bactéries que l'on considère (et que l'on énumère) comme "atypiques" sont en fait des coliformes totaux. En 2002, les colonies à reflet vert métallique sur m-Endo étaient immédiatement repiquées sur TSA dans le but de faire le test d'oxydase. Cela évitait d'avoir de "faux-positifs" suite à l'apparition du reflet vert métallique après le temps d'incubation réglementaire. Dans le but de confirmer le plus possible de coliformes totaux mais aussi

d'atypiques, la méthode présence/absence Colilert a été sélectionnée puisque la finalité des essais n'était pas de connaître l'espèce bactérienne mais bien de dire si c'était un coliforme ou pas. Toutes les colonies à reflet vert métallique ont été testées à l'oxydase et au Colilert et toutes étaient des coliformes totaux.

Les m-Endo ont par la suite été laissés à 20°C pendant 24 heures pour voir si une apparition de "nouveaux" coliformes survenait, ce qui était souvent le cas. Ces colonies ont été testées et 50% d'entre elles étaient des coliformes (Figure 4.17).

Figure 4.17: Nombre de colonies présentant le caractère vert métallique au bout de 24hres à 20°C étant des coliformes (oxydase- et Colilert +).



On peut donc dire que le caractère "reflet vert métallique" au bout de 24 heures d'incubation à 35°C du milieu m-Endo n'est pas une indication stricte de l'appartenance des bactéries au groupe des coliformes puisque d'autres colonies ne présentant pas ce même caractère sont aussi des coliformes. Dans notre cas, il a été impossible de confirmer toutes les bactéries de chaque échantillonnage dû au trop grand nombre de bactéries et d'échantillons. Par contre, cela a été fait lors d'un échantillonnage et il s'est avéré que près de 24% (17/72 colonies) des colonies roses (considérées comme "atypiques") au bout de 24 heures à 35°C étaient des coliformes (oxydase – et Colilert +) et non des atypiques.

Ces essais indiquent donc que les concentrations de coliformes totaux mentionnées tout au long de ce mémoire sont sous-estimées. Cela indique aussi que les coliformes ne présentent pas tous le critère distinctif "reflet vert métallique" sur m-Endo, ce qui peut

induire des erreurs lors des échantillonnages de routine si les colonies ne sont pas toutes confirmées à l'aide d'autres méthodes.

4.3 Dénombrement de nématodes et de rotifères à différents points des réseaux de Montréal et Laval ainsi qu'aux usines de production

Afin de tenter d'établir un lien entre la dispersion de particules biologiques, par exemple des invertébrés, et la présence des coliformes, il est nécessaire de connaître leur dynamique dans le réseau. Les populations de nématodes ont donc été suivies durant les étés 2001 et 2002 au réservoir McTavish et à d'autres points du réseau. Les résultats bruts sont rassemblés aux annexes D à F.

4.3.1 Reproductibilité de la méthode de dénombrement et de l'échantillonnage

Afin de s'assurer que les nématodes récoltés sur une membrane étaient tous dénombrés, un essai a été mené. Lors de deux comptages successifs de la même membrane (en fait deux fois chaque demi-membrane), les mêmes quantités de nématodes ont été dénombrées, tel que présenté dans le Tableau 4.6.

Tableau 4.6: Répétabilité du comptage des nématodes sur une même membrane (23 août 2001; volume filtré: 10L)

	Comptage 1	Comptage 2
23 août 2001	174 nématodes	174 nématodes

Ce résultat nous indique que la variabilité due au comptage des nématodes semble négligeable.

Dans le but de vérifier la reproductibilité de la méthode d'échantillonnage, des échantillons de vérification ont été récupérés. Ceci a été réalisé en prenant trois échantillons au même endroit (amont U7 ou U8 à McTavish) à 2 minutes d'intervalle et en dénombrant les nématodes pour chacun de ces échantillons afin de voir si, en prenant

ces trois échantillons au même endroit, on obtenait la même concentration de nématodes ou si cette dernière variait beaucoup sur une brève période de temps. La Figure 4.18 présente les résultats de ces expériences.

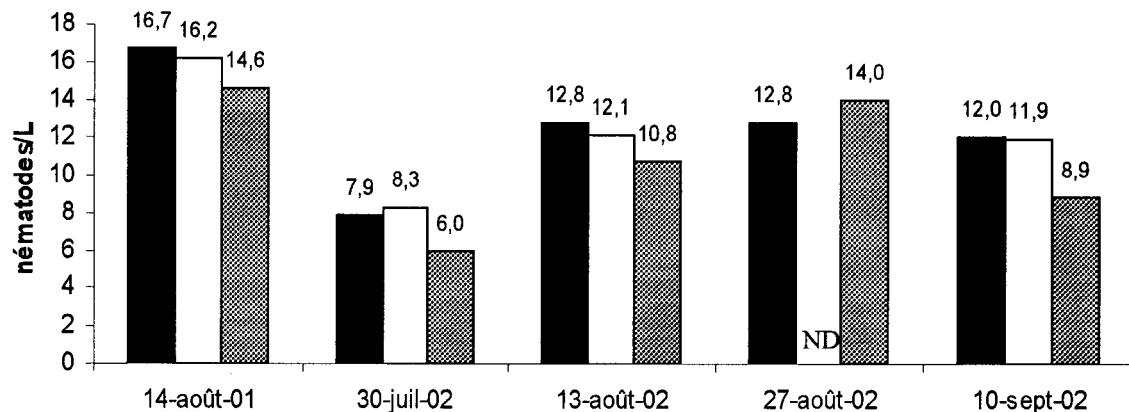


Figure 4.18: Reproductibilité de la méthode (dénombrement de nématodes amont U8-U7, McTavish, volume filtré 10L, ND: non déterminé)

Le Tableau 4.7 présente les valeurs moyennes obtenues ainsi que les coefficients de variation pour chacun des essais.

Tableau 4.7: Moyennes, écarts-types et coefficients de variation obtenus pour les tests de reproductibilité d'échantillonnage des nématodes au réservoir McTavish (volume filtré: 10L).

	14-août-01	30-juil-02	13-août-02	27-août-02	10-sept-02
moyenne	15,7	7,4	11,9	13,4	10,4
écart-type	1,5	1,2	1,0	0,8	2,2
coef. variation (%)	9,5	16,6	8,5	6,3	21,1

On note dans le Tableau 4.7 que les coefficients de variation sont inférieurs à 10% dans la majorité des cas. Ces variations sont probablement dues à des variations de la distribution des nématodes dans l'eau recueillie. Pour les deux valeurs supérieures à 10%, le nombre d'événements (nombre de nématodes par membrane) était plus faible, d'où une plus grande imprécision et donc un coefficient de variation plus élevé. Malgré tout, la valeur moyenne des coefficients de variation est de 12,4%. Une variation de débit à la prise d'échantillonnage n'est pas non plus à exclure pour expliquer les coefficients de variation plus élevés. Cette prise d'échantillonnage était ouverte à l'aide d'une clé. Lorsque l'on constatait que le débit n'était pas assez important, on augmentait l'ouverture de la vanne, ce qui a pu causer des variations dans les nombres de nématodes récoltés. Un échantillonnage a été fait en variant le débit et nous avons obtenu des comptes de nématodes différents selon le débit. Cette hypothèse a été vérifiée par un échantillonnage où les débits ont été variés entre le premier échantillon et le deuxième. Pour le troisième échantillon, le débit était sensiblement le même que pour le premier échantillon. Ces résultats sont peut-être le fruit du hasard mais soulignent l'importance de conserver un débit constant lors de l'échantillonnage. Le Tableau 4.8 présente les résultats de cette expérience.

Tableau 4.8: Essais de décomptes de nématodes en faisant varier le débit à la prise d'échantillonnage (amont U7 réservoir McTavish, 27 août 2002, volume filtré:10L pour chaque échantillon)

	Nématodes/L
Échantillon 1	12,8
Échantillon 2	6,70
Échantillon 3	14,0

Ces expériences ont permis de conclure que les mesures de nématodes sur les échantillons prélevés en amont de la pompe U7 ou U8 du réservoir McTavish sont

reproductibles si on ne fait pas varier le débit à la prise d'échantillonnage. Tous les essais subséquents ont été faits sans varier le débit à la prise d'échantillonnage.

4.3.2 Comparaison des dénombrements de nématodes entre les points amont, volute et aval des pompes au réservoir McTavish

L'intérêt de vérifier les concentrations de nématodes à ces trois points vise à vérifier si les concentrations de nématodes sont constantes ou si elles varient suite au passage de l'eau dans la pompe. Les prélèvements étaient faits simultanément aux trois prises d'échantillonnage. La Figure 4.19 schématise l'emplacement des prises d'échantillonnage et la Figure 4.20 montre les résultats des essais effectués.

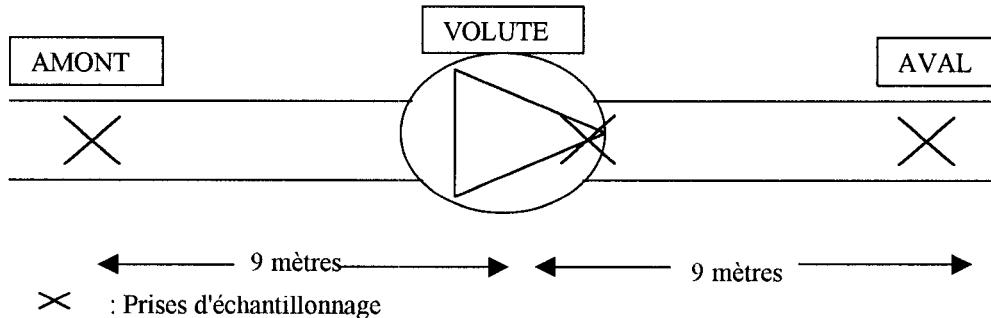


Figure 4.19: Schéma des points d'échantillonnage en amont, sur la volute et à l'aval au niveau des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish

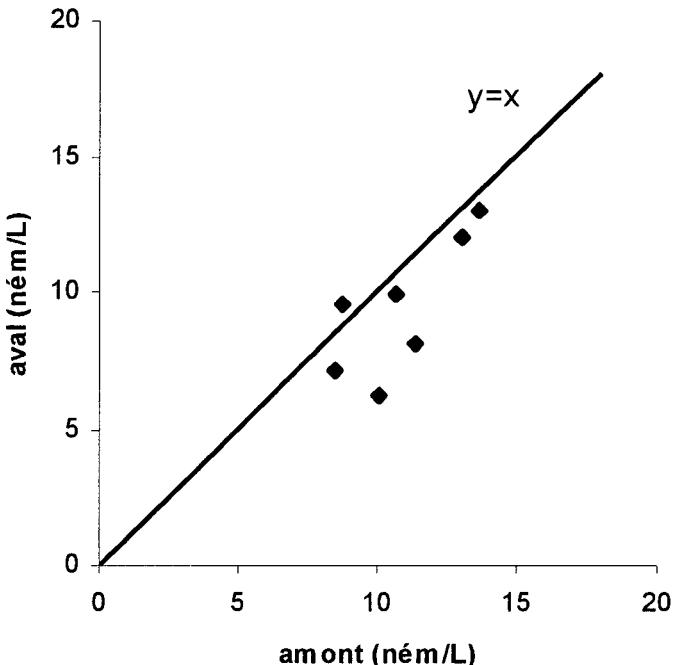


Figure 4.20: Comparaison des dénombrements de nématodes effectués en amont (dessous la conduite) et en aval des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish

La Figure 4.20 montre qu'il y a toujours une concentration moins importante de nématodes après le passage de l'eau dans les pompes qu'avant les pompes, sauf à un échantillonnage. Prises indépendamment, on pourrait croire que les faibles différences entre les points amont-aval sont dues à la variabilité de la distribution des nématodes. Par contre, qu'une diminution se produise à six reprises rend la différence observée plus significative. Cette diminution est peut être due à un broyage d'un certain nombre d'invertébrés lors de leur passage dans les pompes. Un test statistique (test en U de Mann-Whitney) effectué sur ces données a donné une probabilité de 0,18. Cette probabilité nous indique qu'il n'y a pas de différence statistique significative entre les concentrations de nématodes en amont et en aval des pompes. Rappelons toutefois que

le nombre de données est faible ($n=7$) et malgré tout, la valeur de 0,18 n'est pas si défavorable.

4.3.3 Évolution du nombre de nématodes à la volute des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish

Au cours des étés 2001 et 2002, la concentration de nématodes dans l'eau distribuée par la station de pompage McTavish a été mesurée. La Figure 4.21 présente l'évolution des populations de nématodes à l'amont des pompes U7 et U8.

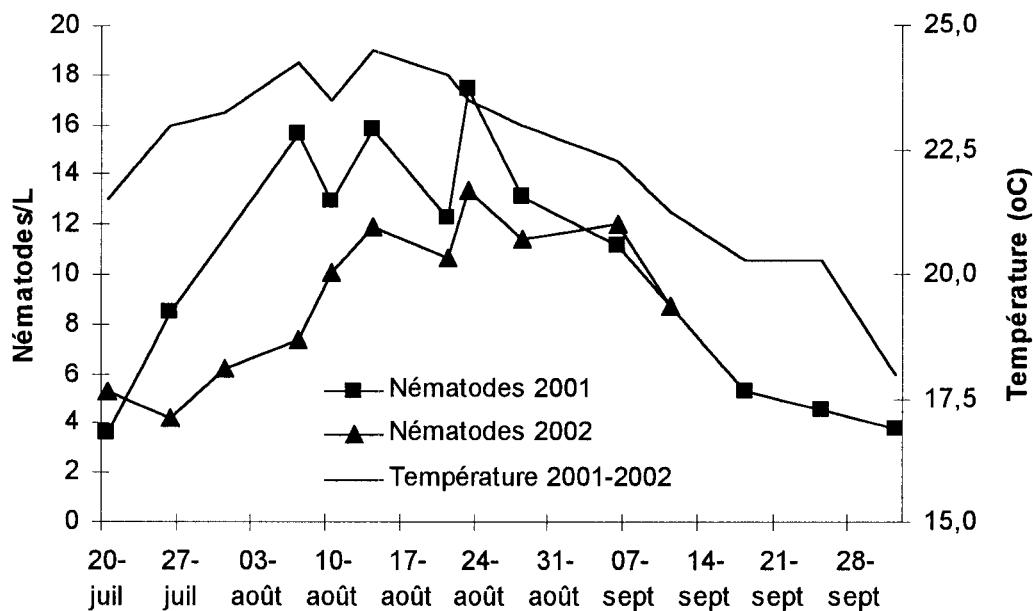


Figure 4.21: Évolution des populations de nématodes dénombrés en amont des pompes U7 et U8 du réservoir McTavish au cours des étés 2001-2002 et température moyenne des deux années.

On constate que la population de nématodes a augmenté vers la fin du mois de juillet, au moment où la température de l'eau était assez élevée ($>20^{\circ}\text{C}$) et que la diminution s'amorce lorsque la température se situe autour de 21°C pour devenir plus radicale lorsque la température chute sous les 20°C . Cela peut s'expliquer par le fait que le développement des nématodes est influencé par la température et que ce refroidissement

cause un allongement dans la durée du cycle de développement des nématodes. De plus, la quantité de nourriture disponible (les bactéries) pour les invertébrés est également en baisse (voir Annexe A), ce qui contribue à expliquer la diminution de leur concentration dans l'eau puisqu'ils ont moins de nourriture.

Une mesure a été faite le 29 octobre 2002 à l'amont de la pompe U7 du réservoir McTavish et la concentration de nématodes mesurée était de 2,3/L, ce qui confirme que la concentration de nématodes diminue avec les températures froides (11°C au moment de l'échantillonnage). De plus, ce décompte a été fait immédiatement après la coloration de la membrane et plus de 55% (12/21) des nématodes observés étaient mobiles. Cela indique que malgré la chloration aux deux usines, l'ozonation à DesBaillets et un temps de séjour de quelques heures dans le réseau et le réservoir en présence de chlore, une grande proportion des nématodes sont toujours vivants en réseau.

Une identification des nématodes retrouvés au réservoir McTavish a été tentée par l'entremise de l'Agence Canadienne d'Inspection des Aliments (ACIA). Les trois genres retrouvés le 29 novembre 2002 étaient les suivantes : *Prodesmodora*, *Monhystrella* et *Monochromadora*.

4.3.4 Dénombrements de nématodes effectués aux entrées du réservoir McTavish

Pour vérifier si les nématodes retrouvés à l'eau distribuée provenaient du réservoir ou encore plus loin en amont de ce dernier, des dénombremens d'invertébrés ont été complétés à trois reprises au cours de l'été 2001 aux entrées du réservoir McTavish (annexe E pour les résultats complets).

La Figure 4.22 présente l'évolution des nématodes aux trois principales entrées du réservoir, soit les conduites de 60, 48 et 36 pouces. Les deux autres entrées (24 pouces est et ouest) contribuent pour moins de 12% des entrées d'eau du réservoir (Chevalier,

2001) ce qui n'est pas une grande proportion. Les dénombrements de nématodes à ces deux entrées étaient en moyenne de 7,2 nématodes/L.

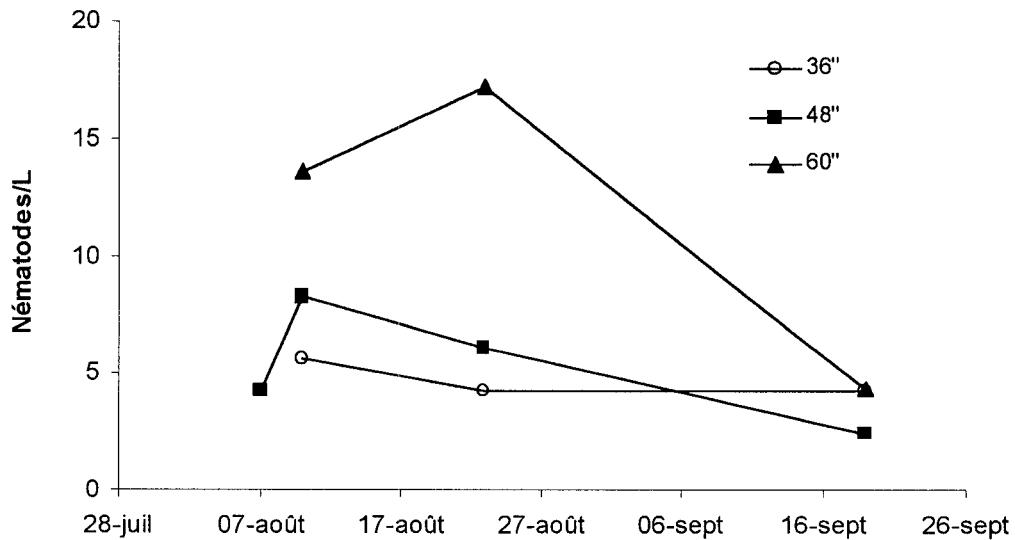


Figure 4.22: Évolution de la population de nématodes dénombrés aux entrées du réservoir McTavish au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 2001

Il est possible de noter que les concentrations en nématodes sont plus élevées au niveau de l'entrée 60" qu'aux deux autres entrées. L'eau provenant du 60" est un mélange des eaux des usines Atwater et DesBaillets dans une proportion inconnue et contribue pour environ 69% des entrées d'eau à McTavish (Chevalier, 2001). Ces résultats indiquent que les nématodes sont, au moins en grande partie, déjà présents dans l'eau alimentant le réservoir McTavish, et qu'ils ne sont donc pas "générés" dans ce réservoir. Comme les nématodes ne provenaient apparemment pas du réservoir McTavish puisqu'ils étaient en majorité déjà présents à l'entrée, les recherches se sont tournées vers les usines de production d'eau potable. L'objectif visé était de vérifier si les nématodes provenaient directement des usines ou s'ils se développaient dans le réseau. Pour cette raison, des dénombrements ont été faits aux usines Atwater et DesBaillets.

4.3.5 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués à l'usine de traitement Atwater

Les dénombrements effectués à l'usine Atwater pour l'été 2001 sont présentés au Tableau 4.9. Ces dénombrements ont été faits de manière sporadique à partir de la mi-août, de façon à avoir une vue générale de la dynamique des populations, d'où le grand nombre de points d'échantillonnage différents. Les nombres marqués (<) indiquent que les concentrations étaient sous le seuil de détection. On remarque que la concentration de nématodes à l'eau brute est nulle pour les trois essais. Il faut toutefois noter que ces dénombrements ont été faits sur des volumes d'eau réduits puisque les membranes se colmataient à cause des particules en suspension et qu'il était impossible de filtrer plus de 6 litres par membrane. Ces particules rendaient les décomptes plus difficiles et la précision de la mesure est probablement plus faible.

Tableau 4.9: Dénombrements d'invertébrés à différentes étapes de traitement de l'usine Atwater

	Lieux	Date	Nématodes /L	Rotifères /L
Eau brute	Pompe 4	6 sept.	<0,16	<0,16
		11 sept	<0,25	0,25
		27 sept	<0,5	<0,50
Eau filtrée	galerie 1	14 août	1,0	<0,10
		21 août	3,0	<0,10
		28 août	3,0	<0,10
		27 sept	1,4	<0,10
	galerie 2-3	27 sept	2,2	<0,10
	galerie 5	27 sept	3,0	<0,20
	galerie 6-7	27 sept	5,2	<0,10
Eau traitée	point tap	6 sept	9,5	2,5
		11 sept	4,8	<0,16
	point TAP	19 sept	4,6	3,7
		25 sept	3,4	<0,1

En ce qui à trait à l'eau filtrée, certains des échantillons récupérés le 27 septembre 2001 sont des composites de deux galeries. Les dénombrements effectués sur ces échantillons montrent que les galeries de filtres produisent sensiblement la même quantité de nématodes (moyenne de 3 nématodes/L), bien que les galeries 6 et 7 semblent produire légèrement plus de nématodes. Ceci est potentiellement du à des différences dans les durées de cycles des filtres depuis leur dernier lavage. L'eau traitée contient aussi des nématodes en concentrations non négligeables variant de 3,4 à 9,5 nématodes/L avec une moyenne de 5,6 nématodes/L.

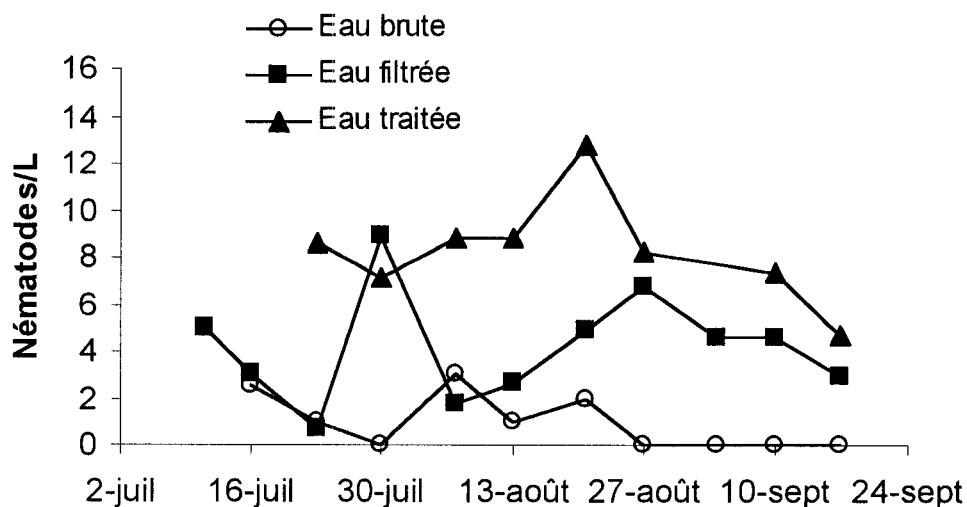


Figure 4.23: Évolution des populations de nématodes à l'usine Atwater au cours de l'été 2002

En 2002, des échantillonnages hebdomadaires ont été effectués à l'eau brute, l'eau filtrée et l'eau traitée et ce, dès le début du mois de juillet. La Figure 4.23 présente les concentrations de nématodes à différentes étapes de traitement à l'usine Atwater. Encore une fois, on constate que les valeurs à l'eau brute sont très faibles (moyenne: 1,2 nématode/L). Par contre, on voit clairement que ces valeurs augmentent à l'eau filtrée et encore plus à l'eau traitée (moyenne de 4,1 et 8,3 nématodes/L respectivement). Cela démontre bien qu'une croissance des nématodes s'effectue à l'usine, principalement dans les filtres. De plus, la différence observée entre les concentrations à l'eau filtrée et à l'eau

traitée s'explique par la présence de réservoirs d'eau filtrée non-chlorée à l'usine Atwater. Ainsi, l'eau filtrée séjourne dans ce réservoir contenant une quantité appréciable de sédiments pendant quelques heures avant d'être chlorée, ce qui contribue au développement des nématodes.

4.3.6 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués à l'usine de traitement Charles J. DesBaillets

Des dénombrements ont aussi été effectués à différentes étapes de traitement à l'usine DesBaillets. Le Tableau 4.10 rapporte les concentrations d'invertébrés mesurées suite aux échantillonnages de l'été 2001. De même que pour l'usine Atwater, les dénombrements effectués en 2001 consistaient en plusieurs points d'échantillonnages différents afin d'avoir une vue globale de la dynamique des populations.

Tableau 4.10: Dénombrements d'invertébrés à différentes étapes de traitement de l'usine DesBaillets

	Lieux	Date	Nématodes/L	Rotifères/L
Eau brute	Point 1	6 sept	<0,13	<0,13
		11 sept	<0,25	<0,25
		27 sept	1,5	<0,50
Eau filtrée	galerie S-O	21 août	17	<0,10
		11 sept	6,6	<0,10
		27 sept	2,5	<0,10
	galerie N-E	19 sept	5,3	<0,10
		19 sept	2,4	<0,10
	galerie N-O	19 sept	3,7	<0,10
		19 sept	5,9	1,5
Eau traitée	point 1	28 août	12	2,6
		6 sept	5,8	<0,10
	point Atwater	11 sept	4,7	2,7
		19 sept	7,0	4,8
	point Châteauffort	27 sept	4,3	4,0

Remarquons qu'à l'eau brute, la concentration maximale de nématodes est de 1,5 /L. Ce décompte a été fait sur seulement 2 litres d'échantillon et le seuil de détection est plus important (0,5 nématodes/L) et comme il y avait peu d'événements, la précision de la mesure est faible. Les deux autres mesures faites à l'eau brute n'indiquent aucun nématode. Pour l'eau filtrée, la moyenne des valeurs obtenues est de 6,2 nématodes/L. À l'eau traitée, une concentration moyenne de 6,7 nématodes/L a été observée au cours des campagnes d'échantillonnage. La concentration maximale a été de 11,9 nématodes/L et la concentration minimale de 4,3 nématodes/L. Les valeurs les plus fortes à l'eau filtrée et traitée sont mesurées en août et semblent plus faibles en septembre.

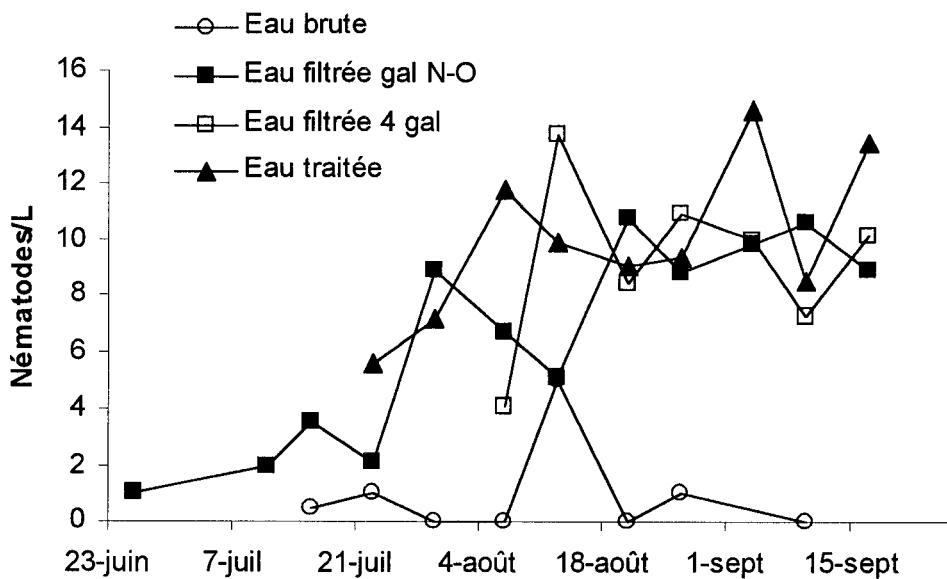


Figure 4.24: Évolution des populations de nématodes à l'usine DesBaillets au cours de l'été 2002.

La Figure 4.24 présente les concentrations de nématodes observées à différentes étapes de traitement à l'usine DesBaillets pour l'année 2002. On note, qu'outre une mesure de 5 nématodes/L, les concentrations retrouvées à l'eau brute sont toujours inférieures à 1,5 nématodes/L. En ce qui concerne l'eau filtrée, deux types de mesures ont été faites soit un échantillon provenant de la galerie nord-ouest et un échantillon composite des 4 galeries de filtres. La concentration moyenne pour la période du 7 août au 17 septembre

pour ces essais est de 8,7 nématodes/L pour la galerie nord-ouest et 9,2 nématodes/L pour l'échantillon composé d'eau à part égale des quatre galeries. Cela nous indique que les quatre galeries relarguent environ la même quantité de nématodes. À l'eau traitée, la concentration moyenne est de 9,9 nématodes/L, ce qui n'est guère plus élevé que la concentration retrouvée à l'eau filtrée. De façon similaire à Atwater, il est donc possible de constater une augmentation importante du nombre de nématodes à l'eau filtrée et ces résultats suggèrent la croissance et la reproduction des nématodes au niveau des filtres. Contrairement à Atwater, il n'y a pas de réservoirs d'eau filtrée à DesBaillets, d'où des concentrations en nématodes à l'eau filtrée et à l'eau traitée semblables.

4.3.7 Dénombrements de nématodes effectués à d'autres points du réseau de Montréal (été 2001)

Des dénombrements ont aussi été effectués au réservoir Châteaufort, celui-ci étant alimenté par l'usine DesBaillets uniquement. Cet échantillonnage avait pour but de vérifier si le réservoir servait de lieu de développement aux nématodes. Le deuxième but de ces prélèvements était de corrélérer les concentrations d'invertébrés retrouvés à l'eau de sortie de DesBaillets et celles à l'entrée du réservoir Châteaufort. Le Tableau 4.11 indique les concentrations détectées.

Tableau 4.11: Dénombrements de nématodes au réservoir Châteaufort

DATE	Lieu	Nématodes/L
14 août 2001	amont pompe Y1*	27,6
21 août 2001	amont pompe Y1*	18,1
21 août 2001	entrée réservoir	21,6

*: sortie du réservoir

Comme pour le réservoir McTavish, les résultats montrent que le réservoir Châteaufort ne semble pas générer d'augmentation significative de la concentration des nématodes puisque la différence observée entre les concentrations à l'entrée et à la sortie du

réservoir est faible. Cette différence peut être due à des variabilités temporelles et/ou l'erreur sur le dénombrement. De plus, pour la date du 21 août 2001, il y avait une concentration de 17 nématodes/L à l'eau filtrée (galerie SO) de DesBaillets, soit une valeur similaire (quoiqu'un peu plus faible) à la concentration à l'entrée du réservoir Châteaufort qui était de 21,6 nématodes/L. Évidemment, la valeur en sortie de DesBaillets n'est pas celle que l'on devrait retrouver instantanément à l'entrée du réservoir Châteaufort puisque l'eau séjourne quelques heures dans le réseau. La différence entre la sortie d'usine et l'entrée du réservoir est probablement attribuable à ce délai et aux variations possibles de la distribution de nématodes en réseau. On peut donc formuler l'hypothèse que les nématodes retrouvés à l'eau distribuée par DesBaillets se retrouvent en réseau, sont acheminés vers les différents réservoirs et sont donc présents dans le réseau de distribution.

4.3.8 Dénombrements de nématodes et rotifères effectués aux usines Ste-Rose et Chomedey à Laval

Les dénombrements à l'eau traitée des usines de Laval servaient de comparaison avec les dénombrements à l'eau traitée aux usines de Montréal pour évaluer les concentrations de nématodes ainsi que leurs variations dans le temps. De plus, les étapes de traitement varient entre les usines de Montréal et Laval où il y a une étape de coagulation/flocculation à Chomedey et Ste-Rose et des filtres à charbon actif à Ste-Rose.

Tableau 4.12: Dénombrements d'invertébrés à l'eau traitée à Chomedey (aval des pompes) et à Ste-Rose (volute)

DATE	Chomedey		Ste-Rose	
	Nématodes/L	Rotifères/L	Nématodes/L	Rotifères/L
9-août 2001	0,90	0	14,0	0
30-août 2001	1,1	2,5	28,1	14,0
27-sept 2001	1,0	0,0	14,6	4,1
moyenne	1,0	0,5	18,9	6,0

Au Tableau 4.12, on note que la concentration de nématodes dans l'eau traitée de l'usine Chomedey est constante et très faible (1 nématode/L) alors qu'à Ste-Rose, on obtient des concentrations relativement stables, mais nettement plus fortes avec une valeur moyenne d'environ 19 nématodes/L. L'usine de Ste-Rose a une étape de filtration biologique sur filtre au charbon actif. Ce type de filtre peut donc servir de site privilégié pour le développement de nématodes puisqu'ils y retrouvent les conditions idéales pour leur croissance et qu'en comparaison avec un filtre à sable, ce milieu leur offre une source de nourriture plus importante et un meilleur lieu de développement de par la porosité accrue du matériau. Le filtre biologique s'apparente aux sédiments des lacs et des rivières, habitat naturel des nématodes.

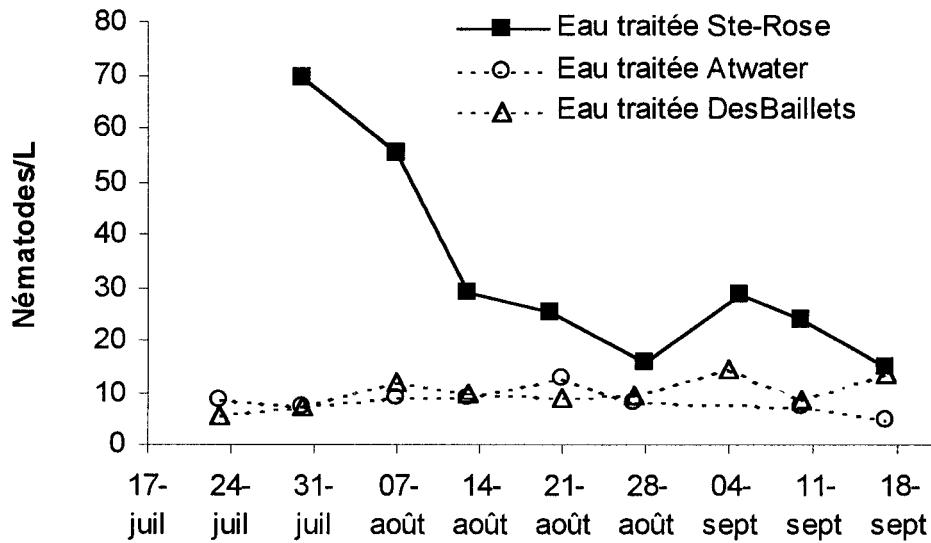


Figure 4.25: Évolution des nématodes à l'eau traitée à l'usine de Ste-Rose au cours de l'été 2002.

La Figure 4.25 présente les concentrations de nématodes à l'eau traitée pour l'été 2002 à l'usine Ste-Rose. Les concentrations à l'eau traitée de Ste-Rose sont beaucoup plus importantes que celles retrouvées aux deux usines de traitement de Montréal, avec une moyenne de 32,7 nématodes/L contrairement à 8,3 et 9,9 nématodes/L pour Atwater et DesBaillets respectivement. Il faut dire que la température moyenne de l'eau traitée était plus élevée à Ste-Rose (24,2°C contrairement à 22,9 et 23,4 °C pour Atwater et DesBaillets, respectivement) pour la même période soit du 30 juillet au 18 septembre) et qu'il y a présence des filtres biologiques au charbon actif qui peuvent contribuer à une croissance plus importante des nématodes.

4.3.9 Effet de la fréquence de lavage des filtres sur les populations de nématodes à l'usine DesBaillets

Puisqu'il semblait clair que les nématodes se reproduisaient dans les filtres, des essais supplémentaires ont été réalisés afin de vérifier si la fréquence des lavages des filtres avait une influence sur la quantité de nématodes exportés. Deux filtres ont été sélectionnés puis échantillonnés pendant 7 semaines. Les dénombrements de nématodes

sont présentés au Tableau 4.13. Tout d'abord, les deux filtres étaient lavés toutes les 96 heures pendant une période de trois semaines (semaines 1 à 3) afin d'avoir un aperçu du nombre de nématodes relargués par chacun et d'établir des cycles de lavages similaires car ces deux filtres n'étaient pas nécessairement lavés aux 96 heures avant cet essai. Par la suite, le filtre 30 a été lavé à toutes les 24 heures pour les quatre dernières semaines alors que le filtre 29 continuait d'être lavé toutes les 96 heures (semaines 4 à 7) afin de servir de témoin.

Tableau 4.13: Dénombrement de nématodes aux filtres 29 et 30 de l'usine DesBaillets en variant la fréquence de lavage.

semaine	date	Nématodes/L			
		filtre 29	Fréquence de lavage	filtre 30	Fréquence de lavage
1	13 août 2002	25,6	96 heures	8,4	96 heures
2	21 août 2002	21,4	96 heures	8,4	96 heures
3	27 août 2002	5,7	96 heures	7,7	96 heures
4	4 septembre 2002	8,8	96 heures	18,3	24 heures
5	10 septembre 2002	7,8	96 heures	5,7	24 heures
6	20 septembre 2002	8,7	96 heures	7,0	24 heures
7	24 septembre 2002	7,7	96 heures	5,9	24 heures

On constate que pendant les trois premières semaines, le filtre 29 relarguait des nombres variables de nématodes alors que le filtre 30 exportait des concentrations assez stables. Lors de la semaine 4, le filtre 29 s'est stabilisé et le 30 donne un résultat très élevé. Les trois dernières semaines sont les plus stables pour chacun des filtres. La différence du nombre de nématodes observées entre les deux filtres est statistiquement significative ($p=0,022$) si l'on considère les trois dernières semaines. Pour le filtre 30, il est aussi possible de noter une différence significative ($p=0,014$) entre les concentrations en nématodes des trois premières semaines d'échantillonnage (lavage aux 96 heures) et les trois dernières semaines (lavage aux 24 heures). C'est donc dire qu'une fréquence de lavage élevée des filtres influence défavorablement la quantité de nématodes exportés. Malgré des lavages toutes les 24 heures, les concentrations de nématodes demeurent

cependant appréciables. Ceci peut s'expliquer, entre autres, par la morphologie des nématodes qui ont des glandes adhésives qui leur permettent de s'accrocher aux grains de sable et leur évite ainsi d'être lessivés par le lavage. Une certaine population survit donc toujours à l'intérieur des filtres et cette population exporte toujours la même quantité minimum de nématodes à l'eau filtrée.

4.4 Essais de broyage d'invertébrés

La revue de littérature nous a confirmé que les invertébrés pouvaient être colonisés par des bactéries d'origine diverse. Par conséquent, il apparaît plausible de penser que le passage des invertébrés dans les pompes fragmente une certaine portion de la population de nématodes, ce qui libère des bactéries. Afin de vérifier cette hypothèse, des essais de broyage aux usines et en laboratoire ont été complétés.

4.4.1 Prélèvement aux pompes d'eau brute des différentes usines de production à Montréal et à Laval (2001)

Aux usines, les prélèvements ont eu lieu avant et après une pompe d'eau brute tel qu'illustré à la Figure 4.26, le but était de mettre en évidence le broyage des invertébrés en comparant le nombre de bactéries avant et après la pompe.

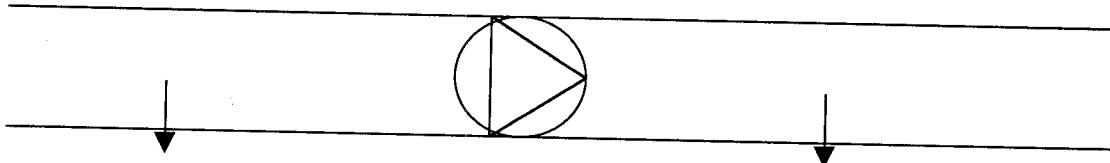


Figure 4.26: Représentation des points d'échantillonnage aux pompes d'eau brute

Les résultats présentés en annexe (I) montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre le nombre de bactéries à l'amont et à l'aval des pompes, et ce, pour les quatre essais effectués à quatre usines différentes. Cependant, il n'est pas possible de conclure avec certitude sur cette absence d'effet des pompes puisque (1) ces dernières sont opérées à

des vitesses de révolution plus faibles que les pompes haute pression ce qui induit un cisaillement moindre et (2) la concentration d'invertébrés 'est faible aux eaux brutes limitant la précisions des mesures.

4.4.2 Essais de broyage d'invertébrés en laboratoire

4.4.2.1 Mise au point de la méthode de broyage en laboratoire

Afin d'arriver au protocole "final" de cet essai, plusieurs expériences préliminaires ont été mises en oeuvre. Tout d'abord, il a fallu déterminer la façon la plus efficace de concentrer les invertébrés de l'eau ainsi que la durée optimale de broyage. Dans un premier temps, afin de récupérer les invertébrés, différents volumes d'eau (1L à 17L) ont été filtrés sur membrane en acétate de cellulose de $5\mu\text{m}$ de porosité. Par la suite, deux méthodes de récupération de ces organismes ont été testées, soit (1) le filtre ayant retenu les organismes est coupé en fins morceaux (avec des ciseaux stériles) soit (2) les invertébrés sont récupérés par rinçage de la membrane avec de l'eau tamponnée stérile. Par la suite, le broyage a été fait suivant l'une des méthodes décrites dans la section 3.4.4. La Figure 4.27 illustre les étapes de ce protocole, soit la récupération des invertébrés de la membrane ainsi que les méthodes de broyage utilisées et les durées.

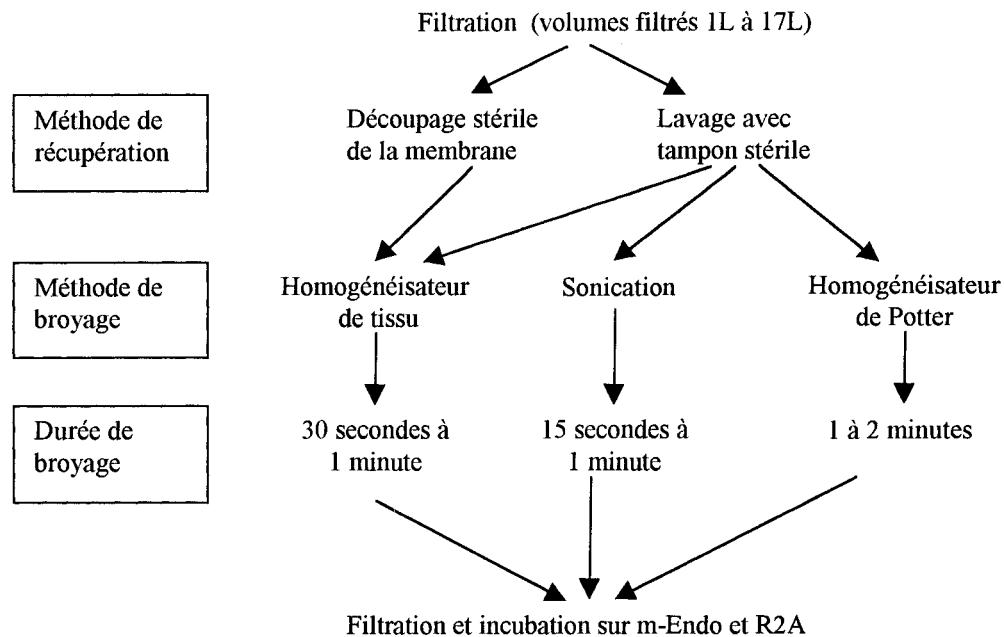


Figure 4.27: Étapes de récupération et de broyage des invertébrés

Le filtre est découpé afin d'accélérer la procédure de broyage à l'aide de l'homogénéisateur de tissu. De plus, pour la méthode de filtration suivie du broyage de la membrane, des techniques différentes de récupération des aliquotes ont été utilisées. Lors du broyage de la membrane, des particules de membrane sont nécessairement présentes dans l'eau à la fin de la procédure. Pour des volumes filtrés de 10 mL, ces particules de membrane interfèrent dans la lecture des résultats puisqu'elles forment une mince couche sur la gélose. Les techniques de récupération d'ali quotes testées ont donc été la récupération avec une seringue, et la sédimentation de l'échantillon. Le choix final s'est arrêté sur la sédimentation de l'échantillon en récupérant le surnageant. Par contre, selon cette approche, il était possible que des bactéries liées à des particules de membrane soient décantées puisque la récupération des particules de membrane était très faible.

Concernant la durée des broyages, celles-ci ont été choisies sur la base des travaux de Rompré *et al.* (1996) portant sur les biofilms. La durée de broyage à l'homogénéisateur

de tissu était alors de 30 secondes. L'objectif était de ne pas broyer trop longtemps pour ne pas réduire la viabilité des bactéries. Des temps de 30 secondes et 1 minute ont été sélectionnés pour les broyages des nématodes à l'homogénéisateur de tissu. Les durées de sonication ont été sélectionnées selon l'étude de Lupi *et al.* (1995) qui utilisaient un appareil à 20000 Hz, à une puissance de 40w pour 60 secondes. Une puissance moindre et des durées égales et moindres ont été sélectionnées car on ne voulait pas risquer de trop broyer bactéries présentes dans l'échantillon. En ce qui concerne l'homogénéisateur de Potter, les temps ont été déterminés afin qu'ils soient du même ordre que pour les deux autres méthodes de broyage. Tous les résultats des essais sont présentés dans les annexes G et H avec les détails des temps de broyage et de récupération.

4.4.2.2 Résultats obtenus lors des broyages d'invertébrés en laboratoire

Tout d'abord, mentionnons que des contrôles négatifs ont été faits pour chacune des méthodes de broyage (et de récupération) avec de l'eau tamponnée stérile. Toutes les manipulations se sont avérées être faites de façon stérile et aucune étape du protocole n'introduisait de contamination.

Pour le calcul du nombre de bactéries (exprimé en UFC) par nématode, les concentrations avant broyage ont été soustraites des concentrations obtenues après broyage, puis le résultat a été divisé par le nombre de nématodes présents dans l'échantillon.

Au laboratoire, la dispersion d'invertébrés a été possible avec les deux méthodes de concentration décrites précédemment (récupération directe sur membrane ou lavage pour récupérer les invertébrés). L'annexe H présente les concentrations de nématodes et les concentrations de coliformes, bactéries atypiques et BHA obtenues lors des broyages de l'eau de McTavish en 2001 et 2002 et l'annexe I présente les résultats pour les essais avec l'eau de DesBaillets en 2001. Les échantillons d'eau prélevés au réservoir McTavish provenaient de l'amont de la pompe U7 (2002) ou U8 (2001) au point

d'échantillonnage situé sous la conduite, alors que l'eau pour les essais de DesBaillets provenaient d'échantillons d'eau traitée. Le Tableau 4.14 et le Tableau 4.15 présentent le nombre de coliformes, d'atypiques et de BHA (UFC) récupérés par nématode pour chaque essai complété en 2001 et 2002.

Tableau 4.14: Essais de dispersion en laboratoire: Nombre de coliformes, atypiques et BHA maximal (UFC) par nématode (2001)

Méthode de récupération		découpage		lavage	
Lieu de prélevement	Méthode de broyage	homogénéisateur de tissu	homogénéisateur de tissu	sonication	homogénéisateur de Potter
		(UFC/nématode)	(UFC/nématode)	(UFC/nématode)	(UFC/nématode)
20 juillet 2001	coliformes	0,00	0,00		
	atypiques	0,00	0,00		
	BHA	ND	ND		
26 juillet 2001	coliformes	0,00			
	atypiques	1,18			
	BHA	573			
7 août 2001	coliformes	1,27	0,00		
	atypiques	54,9	0,00		
	BHA	ND	ND		
15 août 2001	coliformes	0,00	0,00		
	atypiques	48,1	3,54		
	BHA	114	15,0		
21 août 2001	coliformes	0,07	5,53		
	atypiques	0,13	3,25		
	BHA	162	182		
29 août 2001	coliformes	27,5	0,61		
	atypiques	33,2	0,03		
	BHA	234	15,0		
6 septembre 2001	coliformes	0,00	0,00		
	atypiques	0,00	0,00		
	BHA	280	164		
DesBaillifs	coliformes	0,00	0,00		
	atypiques	0,00	0,00		
	BHA	1049	2628		
6 septembre 2001	coliformes	0,00	0,00		
	atypiques	0,00	0,00		
	BHA	281	18,0		

MC Tavish

Tableau 4.14 (suite) : Essais de dispersion en laboratoire: Nombre de coliformes, atypiques et BHA maximal (UFC) par nématode (2002)

Méthode de récupération		découpage		lavage	
Lieu de prélevement	Méthode de broyage	homogénéisateur de tissu	homogénéisateur de tissu	sonication	homogénéisateur de Potter
		(UFC/nématode)	(UFC/nématode)	(UFC/nématode)	(UFC/nématode)
13 août 2002	coliformes	0,00	0,00	0,00	0,00
	atypiques	0,00	0,00	0,00	0,00
	BHA	12,9	6,06		2,31
21 août 2002	coliformes	0,00	0,00	0,00	0,00
	atypiques	0,00	0,00	0,00	0,00
	BHA	1,49	1,84		24,1
27 août 2002	coliformes	0,00	0,00	0,00	0,00
	atypiques	0,00	0,00	0,00	0,00
	BHA	0,00	1,88		0,27
10 septembre 2002	coliformes	0,00	0,00	0,00	0,00
	atypiques	0,00	0,00	0,00	0,00
	BHA	2,90	54,1	1,43	
17 septembre 2002	coliformes	0,00			
	atypiques	0,00			
	BHA		15,5		
	coliformes		0,00		
	atypiques		0,00		
	BHA			12,7	
	coliformes			0,00	
	atypiques			0,00	
	BHA			9,68	
					Non déterminé

McTavish

Tableau 4.15: Récapitulatif des concentrations minimales, maximales et moyennes obtenues selon les techniques de broyage utilisées.

Méthode de récupération	Méthode de broyage	(UFC/ném)	McTavish 2001			McTavish 2002			DesBailllets 2001		
			min	max	moyenne	min	max	moyenne	min	max	moyenne
Découpée	Homogénéisateur de tissu	coliformes	0,00	27,5	4,12	Non déterminé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		atypiques	0,00	54,9	19,6		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		BHA	114	573	273		281	1049	665		
	Homogénéisateur de tissu	coliformes	0,00	5,53	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		atypiques	0,00	3,54	1,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		BHA	15,0	182	94,0	0,00	12,9	4,32	18,0	2628	1323
Lavée	Sonication	coliformes	Non déterminé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		atypiques		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		BHA		1,84	54,1	14,5					
	Homogénéisateur de Potter	coliformes	Non déterminé	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		atypiques		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		BHA		0,27	24,1	7,03					

On remarque que la majorité du temps, il a été possible de mettre en évidence des coliformes et/ou atypiques lors de la dispersion des invertébrés présents dans l'eau pour l'été 2001. La variabilité des résultats peut être expliquée par des facteurs incontrôlables, comme par exemple, la présence d'un invertébré assez gros contenant une très forte concentration de bactéries, ce qui ferait varier les concentrations. Comme il peut y avoir plusieurs éléments pouvant influencer le nombre de bactéries/invertébré, il faut s'en tenir à l'ensemble des résultats qui montrent que le broyage d'invertébrés peut relarguer des bactéries. Ces résultats en lien avec l'occurrence des coliformes retrouvés aux volutes des pompes du réservoir McTavish seront discutés ultérieurement dans la section 5.4.

En ce qui concerne l'été 2002, malgré l'amélioration des techniques de broyage et l'augmentation des volumes d'eau filtrés, il n'a pas été possible de mettre en évidence la présence de coliformes totaux ou coliformes atypiques liés aux nématodes. Par contre, des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) ont été mises en évidence lors de tous les essais de broyage, tout comme lors des essais de l'été 2001.

On constate que malgré une récupération des BHA en 2002, leur nombre était très inférieur à celui obtenu en 2001, de 6 à 60 fois si l'on considère les valeurs moyennes. Les explications possibles seront discutées dans la section 5.4 .

Le but de tous ces essais étaient de voir s'il était possible de récupérer des bactéries en provenance d'invertébrés. Il pourrait être tentant de faire des comparaisons entre les méthodes de récupération des invertébrés et aussi entre les méthodes de broyage. Mentionnons tout d'abord qu'aucun de ces essais n'avait exactement les mêmes paramètres, i.e, que plusieurs paramètres variaient en même temps comme par exemple les concentrations en nématodes dans l'échantillon, le volume filtré et les durées de broyage.

On constate que la technique de récupération de la membrane découpée semble plus efficace que la membrane lavée. Des vérifications ont été faites après le lavage de la membrane en colorant cette dernière et en l'observant au microscope pour s'assurer que tous les invertébrés avaient été récupérés, ce qui a toujours été le cas. L'hypothèse soulevée pour expliquer la plus grande efficacité de la membrane broyée n'est donc pas que les nématodes avec leurs glandes adhésives se soient collés sur la membrane (et qu'ainsi ils auraient tous été récupérés) mais qu'en ayant beaucoup de particules de membrane dans l'échantillon se faisant broyer, les forces de cisaillements augmentent, créant ainsi un broyage plus efficace.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Tout d'abord, une critique des méthodes utilisées est présentée. Ensuite, l'ensemble des résultats des campagnes des étés 2001 et 2002 est analysé afin de cerner le mécanisme de transport des nématodes des usines de production jusqu'aux réservoirs en réseau. Enfin, une synthèse critique des résultats est faite afin de valider l'hypothèse que les coliformes et les atypiques au réservoir McTavish proviennent d'invertébrés qui sont broyés lors de leur passage dans les pompes.

5.1 Critiques des méthodes utilisées

Cette section critique l'utilisation du milieu m-Endo, les décomptes de nématodes au microscope et les méthodes de broyage utilisées lors des campagnes d'échantillonnage et des essais en laboratoire.

5.1.1 Utilisation du milieu m-Endo pour le dénombrement des coliformes totaux

Le milieu m-Endo est le milieu réglementaire pour les dénombrements de coliformes totaux selon le Règlement sur l'eau potable. Il est montré dans la présente étude que ce milieu peut aussi permettre la croissance de bactéries formant des colonies roses qui sont ici appelées "atypiques". Ces colonies n'affichent pas le caractère distinctif des coliformes sur m-Endo, soit le reflet vert métallique. Malgré cela, suite à une confirmation par des tests biochimiques, elles peuvent appartenir au groupe des coliformes. Ceci indique que toutes les colonies roses croissant sur m-Endo devraient faire l'objet d'une confirmation afin d'obtenir les concentrations réelles en coliformes totaux. Par contre, toutes les colonies à reflet vert métallique (24 heures à 35°C) confirmées au cours de cette étude étaient des coliformes. L'idéal avec l'utilisation de ce milieu serait de confirmer toutes les colonies apparantes.

5.1.2 Décompte de nématodes au microscope après coloration au DAPI

Les décomptes ont été effectués sur une membrane qui a filtré 10L d'échantillon. En observant la totalité de la surface de la membrane, il est possible d'éviter des erreurs de

comptage car la distribution des nématodes sur la membrane n'est pas homogène. L'observation de seulement certains champs peut induire des imprécisions sur les concentrations en nématodes. Le volume de 10L semble idéal pour plusieurs raisons. Dans un volume plus petit, il n'y a pas assez de nématodes, ce qui diminue la précision de la mesure. D'un autre côté, un volume plus grand ne fait pas augmenter la précision de façon significative. De plus, le temps utilisé pour filtrer l'échantillon devient plus important. La seule précaution à prendre avec cette méthode est de s'assurer que les nématodes sont tous morts lors des comptages. Les nématodes vivants ne sont pas bien colorés par le DAPI et ne sont donc pas très visibles. En laissant les membranes colorées au réfrigérateur pendant au moins 4 jours et en les recolorant avant le décompte, on évite de sous-estimer la concentration en nématodes en manquant les nématodes vivants.

5.1.3 Techniques de récupération et de broyage des nématodes

Des améliorations peuvent être apportées au protocole de broyage de nématodes en laboratoire. Tout d'abord, afin d'avoir un plus grand nombre de nématodes à broyer, des volumes d'eau filtrés plus importants seraient nécessaires. En utilisant des tamis de différentes porosités il serait possible de filtrer de grands volumes d'eau en peu de temps. Par contre, il est nécessaire de connaître avec une assez grande précision la concentration de nématodes dans l'échantillon qui sera broyé, ce qui est plus difficilement réalisable avec l'utilisation des tamis puisque le volume d'eau filtré est connu de façon approximative. Malgré tout, l'erreur sur le volume (et donc la concentration de nématodes/L) serait probablement négligeable. En ce qui concerne les techniques de récupération de nématodes sur la membrane de 5 µm, la technique de découpage de la membrane avant le broyage s'est avérée plus satisfaisante que la technique de lavage (4,11 coliformes/nématode contre 1,13 coliformes /nématode). Par contre, cette technique demande plus de temps et peut induire plus de contamination (plus d'étapes de manipulation). Le découpage de la membrane ne permet pas non plus l'utilisation de l'homogénéisateur de Potter car les particules de membrane entravent le mouvement du piston. Il faut aussi dire que les temps de broyage pour chacun des

appareils (homogénéisateur de tissu, sonde à ultrasons et homogénéisateur de Potter) n'ont pas été optimisés. Cette étape d'optimisation pourrait à elle seule constituer un projet indépendant. Cette étape du protocole mérite une attention particulière et des essais supplémentaires sont nécessaires afin de trouver les meilleurs temps. La durée de broyage peut avoir une grande influence sur les résultats car il faut trouver une durée où la majorité des nématodes sont broyés mais où les bactéries sont toujours vivantes. Si l'on broie trop, la viabilité des bactéries peut être affectée. Une des difficultés dans le choix des durées de broyage réside dans le peu d'informations disponibles dans la littérature scientifique. Peu d'auteurs ont broyé des invertébrés, encore moins des nématodes.

5.2 Dynamique des nématodes dans les usines de production d'eau potable: comparaison des usines de Montréal et Laval

Il est possible de constater que la situation est différente aux usines des Villes de Montréal et Laval. Les usines de Montréal n'utilisent pas de coagulation-flocculation-décantation en début de traitement pour éliminer une partie des particules en suspension dans l'eau. Ce type de traitement peut enlever une fraction importante des invertébrés contenus dans les eaux brutes. Si des larves et des œufs d'invertébrés entrent dans les usines de Montréal, ils doivent être stoppés par les filtres à sable où ils peuvent alors se développer jusqu'à maturité. Le développement d'un nématode de la phase œuf à adulte peut prendre de 3 à 5 jours (Poinar, 1991). Les périodes entre les lavages de filtres sont de 72 heures (3 jours) à Atwater et de 96 heures (4 jours) à DesBaillets (en 2001). De telles périodes sont suffisantes pour permettre aux nématodes de croître. Ceci expliquerait la concentration plus importante de nématodes dans les eaux filtrée et traitée des usines Atwater et DesBaillets, par rapport à l'eau brute. De plus, il a été observé que si on diminue la période entre les lavages d'un filtre, passant de 96 heures à 24 heures, une quantité moindre de nématodes est exportée par le filtre, ce qui supporte l'hypothèse que les nématodes vivent et se reproduisent dans les filtres à sable (tiré de Tombes *et al.* 1979; Parent *et al.* 2001)

À Ville de Laval, les usines ont toutes une étape de coagulation - floculation - décantation en début de traitement. Ceci peut constituer une barrière efficace pour arrêter les œufs, larves et nématodes adultes, et expliquer la faible densité de nématodes dans l'eau traitée de Chomedey. À l'usine Ste-Rose, en plus des traitements cités précédemment, il y a une filtration biologique. Les filtres biologiques utilisent le charbon activé comme matériau filtrant. Ce matériau est un milieu favorable à la croissance des nématodes car il offre une grande porosité. De plus, la biomasse dans ce type de filtre constitue une excellente source de nourriture pour les nématodes et tout autre organisme invertébré. Ceci explique la concentration en nématodes élevée dans l'effluent de ces filtres. (Schreiber *et al.*, 1997; Mastumoto *et al.*, 2002).

5.3 Évolution des nématodes dans le réseau de Montréal

Un suivi hebdomadaire au réservoir McTavish pendant les étés 2001 et 2002 a permis de déterminer l'évolution des populations de nématodes aux entrées et sorties de ce réservoir. De plus, des échantillons d'eau des usines de traitement Atwater, DesBaillets et du réservoir Châteaufort ont été récupérés dans le but d'expliquer l'origine des nématodes retrouvés au réservoir McTavish. La Figure 5.1 présente un diagramme d'écoulement simplifié de l'eau sortant des deux usines de production de Montréal.

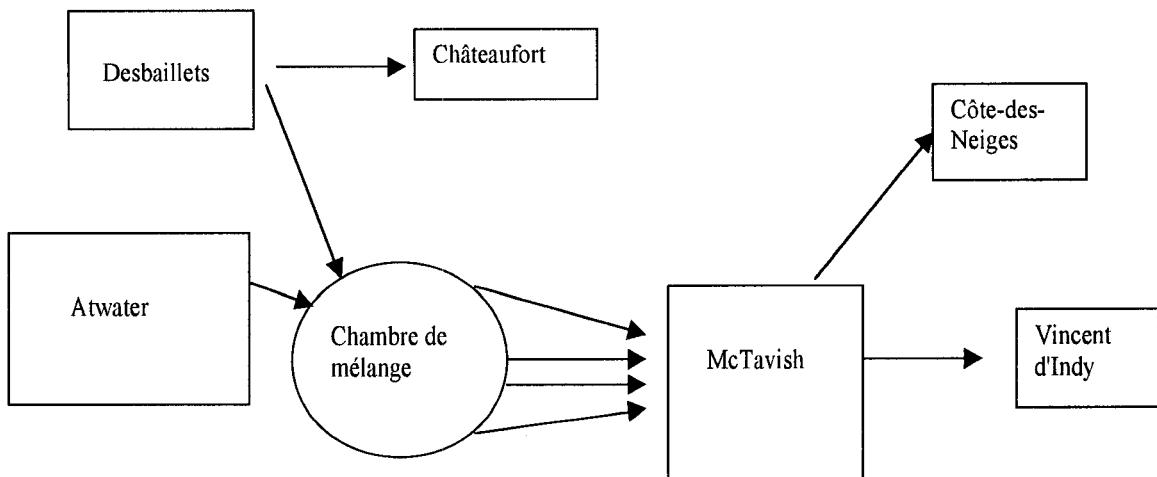


Figure 5.1: Diagramme d'écoulement simplifié de la distribution de l'eau produite par les usines Atwater et DesBaillets

Les concentrations de nématodes à la sortie de DesBaillets sont semblables à celles que l'on retrouve dans l'eau du réservoir Châteaupont (17,0 et 21,6 nématodes /L, respectivement), ce qui est logique puisqu'il est alimenté par cette usine uniquement (en supposant qu'il n'y a pas de multiplication en réseau). Quant au réservoir McTavish, il est alimenté à partir de la chambre de mélange. Ce compartiment reçoit de l'eau d'Atwater et de DesBaillets et la fraction relative de ces deux usines dans l'alimentation de McTavish est inconnue. Il serait possible d'évaluer la proportion des apports en se basant sur les concentrations de nématodes aux sorties des deux usines et aux différentes entrées du réservoir. Le calcul s'effectuerait de la façon suivante (C = concentration) où x correspond à la proportion d'eau provenant d'Atwater:

$$C \text{ à l'entrée } 60'' = x * C \text{ sortie Atwater} + (1-x) * C \text{ sortie DesBaillets}$$

Ce calcul n'a pas pu être complété avec les résultats obtenus au cours des étés 2001 et 2002 car peu de données étaient disponibles simultanément aux sorties des usines et aux différentes entrées du réservoir McTavish.

L'hydraulique du réservoir McTavish a été étudiée lors d'un travail précédent (Chevalier, 2001). Encore une fois, il est possible d'utiliser les concentrations de nématodes aux pompes de sortie du réservoir McTavish parallèlement aux concentration de nématodes aux entrées du réservoir, afin de valider le schéma hydraulique proposé par Chevalier (2001). La Figure 5.2 représente le mouvement de l'eau à l'intérieur des différents compartiments (1 à 6) du réservoir McTavish selon Chevalier (2001).

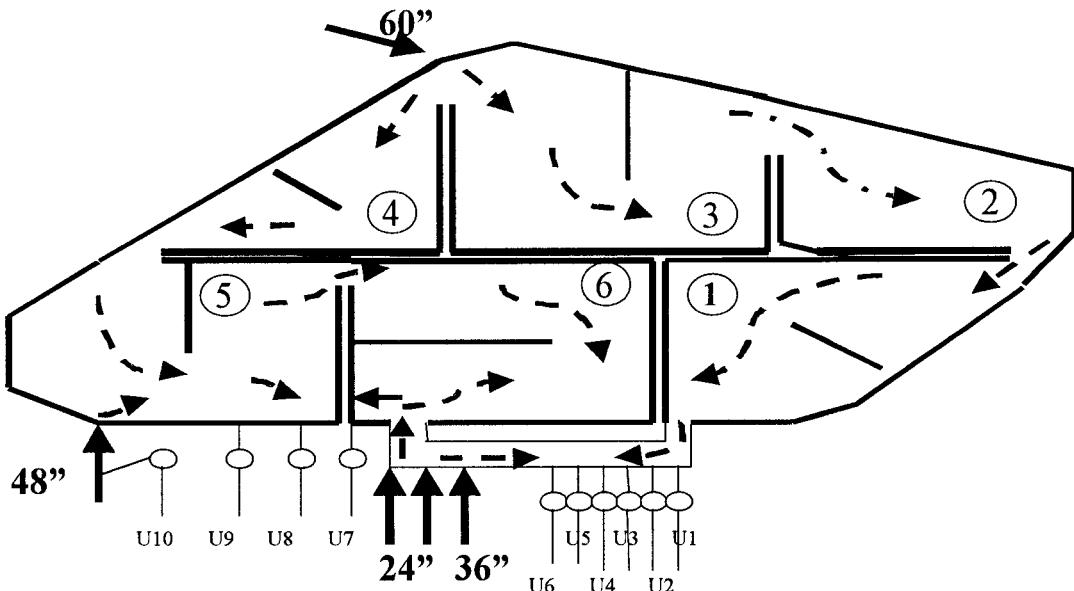


Figure 5.2: Mouvement de l'eau à l'intérieur du réservoir McTavish (Chevalier, 2001)

Les pompes U1, U2, U8 et U9 semblent être sous l'influence directe de l'entrée 60" puisque les concentrations en nématodes que l'on y retrouve sont similaires à celle qui arrive par cette entrée. L'eau qui entre par les entrées 24" et 36" est normalement acheminée au réservoir sauf lorsque les pompes U3 à U6 sont en fonction. À ce moment, l'eau pénétrant par ces entrées est directement pompée dans le réseau sans passer dans le réservoir. Au même moment, la pompe U7 doit donc prendre son eau dans le compartiment 6 qui lui est alimenté par l'entrée 60". Lorsque les pompes U3 à U6 ne sont pas en fonction, l'eau des entrées 24" et 36" entre dans le réservoir (compartiment 6) et c'est cette eau qui est pompée par la pompe U7. Les concentrations de nématodes

mesurées (Tableau 5.1 et Tableau 5.2) lors de deux campagnes d'échantillonnage confirment ce résultat. La Figure 5.3 et la Figure 5.4 représentent donc le mouvement de l'eau dans le réservoir.

Tableau 5.1: Conduites principales alimentant les pompes de sortie du réservoir McTavish selon les concentrations de nématodes à l'entrée et en sortie du réservoir. (10 août 2001)

SORTIE		ENTRÉE	Nématodes (/L)	
Pompes	Conduite (s) contributive (s)		Entrée	Sortie
U1				15
U2	60 pouces		14	14
U8				13
U9				15
U7		24 pouces Est	7,5	
U7		24 pouces Ouest	3,5	8.0
U7		36 pouces	5,6	
U3 à U6 et U10 hors fonction				

Tableau 5.2: Conduites principales alimentant les pompes de sortie du réservoir McTavish selon les concentrations de nématodes à l'entrée et en sortie du réservoir. (23 août 2001)

SORTIE		ENTRÉE	Nématodes (/L)	
Pompes	Conduite (s) contributive (s)		Entrée	Sortie
U2				16
U7	60 pouces		17	22
U8				17
U4		24 pouces Est	9,2	11
et		24 pouces Ouest	8,5	
U6		36 pouces	4,2	10
U1, U3, U5, U9 et U10 hors fonction				

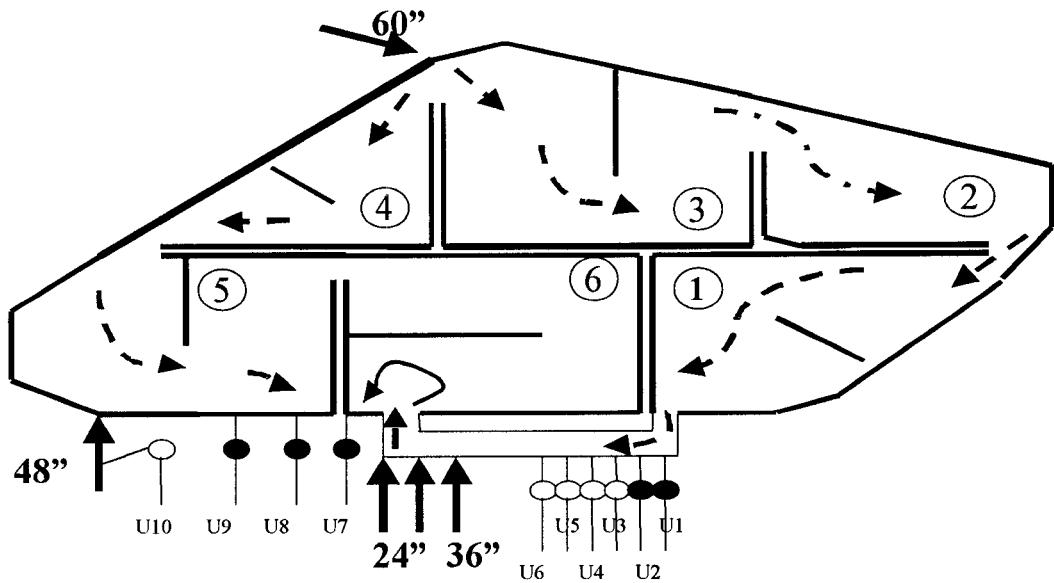


Figure 5.3: Mouvement de l'eau dans les compartiments selon les concentrations de nématodes (voir Tableau 5.1) (10 août 2001) Pompes en fonction: ● (adapté de Chevalier 2001)

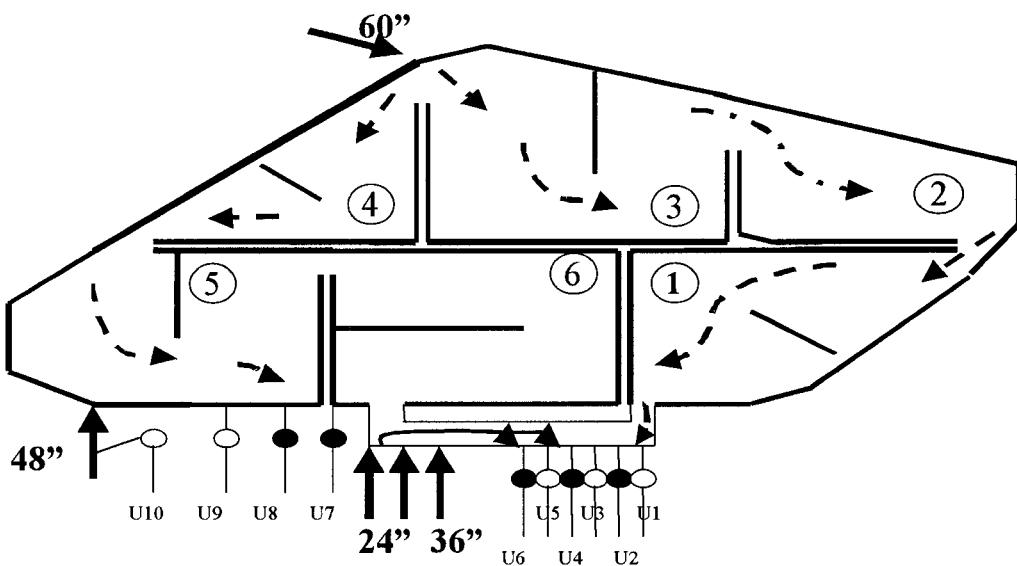


Figure 5.4: Mouvement de l'eau dans les compartiments selon les concentrations de nématodes (voir Tableau 5.2) (23 août 2001) Pompes en fonction: ● (adapté de Chevalier 2001)

Avec les résultats, il est possible de constater que l'évolution des nématodes dans le réseau est déterminée par les concentrations de nématodes exportées par les filtres. Ces nématodes se retrouvent en réseau et on les retrouve à l'entrée des réservoirs.

5.4 Discussion sur l'origine des coliformes mesurés au niveau des stations de pompage: synthèse critique des résultats

5.4.1 Résultats obtenus en 2001

Durant l'été 2001, l'emphase fut mise sur la démonstration de l'hypothèse "broyage de particules biologiques" durant les essais au laboratoire. Il a été possible de mettre en évidence la présence de coliformes associés aux invertébrés se trouvant dans l'eau distribuée. Le design de cette expérience a permis de calculer la quantité de coliformes qui auraient dû être retrouvés à la volute des pompes si leur présence était due uniquement au broyage de nématodes par l'action des pompes. Par exemple, le 28 août 2001, on a dénombré 13,7 nématodes/L à l'amont de la pompe U7 du réservoir McTavish. Suite au broyage des particules de cette eau en laboratoire (après concentration sur membrane 5µm) on a déterminé une concentration de 27,5 coliformes totaux par nématode. Si tous les nématodes avaient été broyés par la pompe, on aurait dû retrouver 37 coliformes par 100 mL d'eau tel qu'illustré par la Figure 5.5.

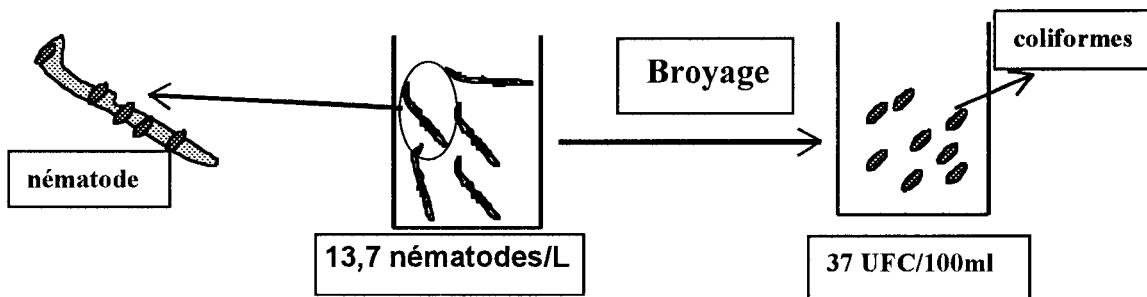


Figure 5.5: Illustration du calcul théorique du nombre de coliformes retrouvés à la volute des pompes

Or, il a été montré dans à la section 4.3.2 que les nématodes ne sont pas tous broyés lors du passage de l'eau dans la pompe. En moyenne, il y a 12,8 nématodes/L à l'amont et 10,7/L nématodes à l'aval des pompes (annexe D). C'est donc une différence de 2,1 nématodes/L qui représente une diminution de 16,4 %. Si l'on considère que seulement ce pourcentage de nématodes est broyé lors du passage de l'eau dans la pompe (16,4% de 13,7 nématodes/L à l'amont de la pompe U7, Annexe D), on obtient une valeur théorique de coliformes totaux à la volute de 6,1 UFC/100mL (2,2 nématodes/L x 27,5 coliformes/nématodes x 1/10mL). Cette valeur est tout à fait cohérente avec la valeur obtenue le 28 août 2001 à la volute de la pompe U7 (12 UFC/100mL, Annexe A). Il semble que les coliformes retrouvés à la volute des pompes soient tous issus du broyage des invertébrés car lorsque les pompes sont à l'arrêt, aucune bactérie n'est décelée à la volute des pompes (Chevalier, 2001).

Par ailleurs, il n'y a pas seulement des nématodes dans l'eau qui peuvent contribuer, lors de leur passage dans la pompe, au relargage de coliformes. Des rotifères et d'autres invertébrés (daphnies, copépodes) ont été observés tout au long de l'été mais en nombres peu importants. Ceux-ci peuvent également contribuer à la présence de coliformes détectés à la volute des pompes.

La preuve n'est pas faite que ce sont les invertébrés qui provoquent l'apparition de coliformes aux volutes des pompes, mais la démonstration théorique basée sur les résultats obtenus en 2001 est cohérente et les concentrations théoriques sont très près de celles obtenues en réalité.

5.4.2 Résultats obtenus en 2002

Afin d'expliquer l'absence de coliformes lors des essais de broyage d'invertébrés en laboratoire en 2002 ainsi que les faibles concentrations de coliformes totaux et atypiques aux volutes des pompes observées durant l'été 2002, plusieurs hypothèses peuvent être avancées. Tout d'abord, mentionnons que la dynamique des populations de nématodes

est un phénomène complexe qui peut être influencé par plusieurs variables : température, quantité de nourriture, taux de reproduction, qui sont difficilement quantifiables les uns par rapport aux autres.

Un des premiers facteurs important en 2002 est la période entre les lavages de filtres à l'usine DesBaillets. Contrairement à l'été 2001, les périodes entre les lavages ont été diminuées, passant de 96 à 60 et même parfois à 48 heures. Ceci peut avoir fait diminuer la concentration de nématodes d'une façon importante puisqu'il a été démontré qu'en augmentant la fréquence de lavage des filtres, la quantité de nématodes relargués diminue. Un deuxième facteur important est la concentration de chlore libre mesurée aux pompes du réservoir McTavish. Cette concentration était plus élevée en 2002 qu'en 2001 (0,69 mg/L en 2001 contre 0,82 mg/L en 2002 pour U2) et a donc pu contribuer à inactiver plus rapidement les coliformes aux volutes des pompes, d'où des concentrations détectées moins importantes. De plus, malgré leur très grande résistance au chlore, les nématodes ont peut-être été affectés par cette concentration plus élevée. En augmentant la quantité de chlore libre dans l'eau traitée, les concentrations bactériennes en réseau diminuent, ce qui se traduit par un apport moins important en nourriture pour les nématodes. Cette hypothèse est en accord avec la quantité de BHA retrouvée dans les nématodes qui était très faible en 2002 comparativement à 2001 (0 à 54,1 UFC/nématode en moyenne en 2002 et 15 à 573 UFC/nématodes en 2001). De plus, le nombre de nématodes observés au réservoir McTavish en 2002 était inférieur à celui noté en 2001 (moyennes de 11,6 et 9,6 nématodes/L, respectivement pour 2001 et 2002 du 16 juillet au 18 septembre), ce qui peut contribuer à expliquer les concentrations inférieures en coliformes aux volutes des pompes. Tel qu'illustré par la Figure 5.6, lorsqu'il y a moins de 12,5 nématodes/L, on note peu d'épisodes positifs en coliformes totaux aux volutes des pompes U2 et U7 du réservoir McTavish. En 2002, une seule fois au cours de l'été, la concentration en nématodes au réservoir McTavish atteignait une valeur supérieure à 12 nématodes/L et une moyenne de 9,2 nématodes/L pour l'ensemble des données de 2002 (11 juillet au 18 septembre 2002) a été observée. Ceci peut

expliquer pourquoi avec les concentrations observées en nématodes au réservoir McTavish il y a eu peu de coliformes totaux dénombrés aux volutes des pompes.

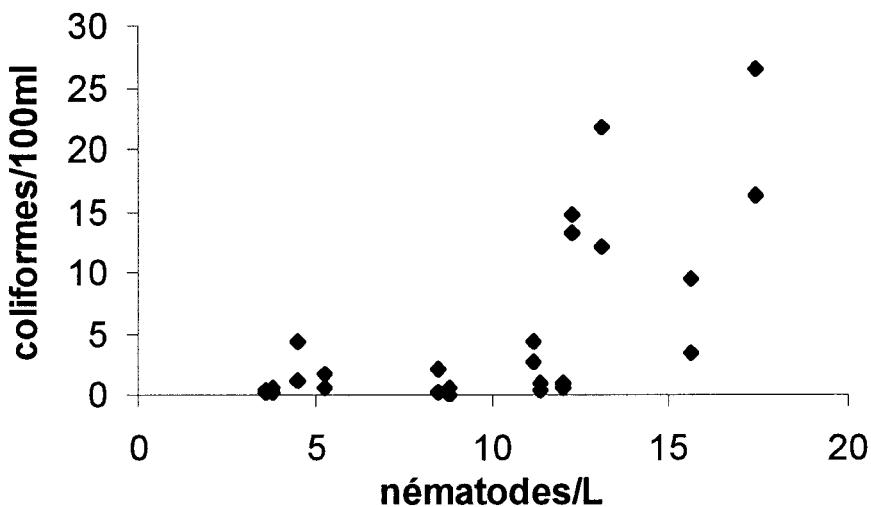


Figure 5.6: Nombre de coliformes totaux dénombrés aux volutes des pompes U2-U7 du réservoir McTavish en fonction du nombre de nématodes dénombrés.

5.4.3 Comparaison des concentrations de bactéries/nématodes obtenues avec les données bibliographiques

Tel que discuté dans la revue bibliographique, certains auteurs ont réussi à isoler des bactéries en provenance des nématodes ou d'autres invertébrés. Lupi *et al.* (1995) obtiennent des concentrations variant de 1 à 15 BHA/nématode et de 0 à 13 entérobactéries/nématodes. Levy *et al* (1986) mesurent des concentrations allant de 10 à 10^2 BHA/nématode, et Chang et Kabler (1962) obtiennent des concentrations de 2 à 9,3 coliformes/nématode et de 30 à 105 BHA/nématodes. Ces valeurs sont du même ordre que celles que nous avons obtenues (Tableau 5.3), excepté qu'en 2001, les concentrations en BHA observées étaient plus élevées.(15 à 573 UFC/nématode) mais dans l'ordre de grandeur proposé par Levy *et al* (1986). Les auteurs mentionnés ont obtenu ces concentrations avec différentes techniques de broyage et avec des nématodes

en provenance de différents endroits: eau traitée et effluents de station de traitement des eaux usées.

Tableau 5.3: Comparaison des concentrations de bactéries/nématode (UFC/nématode) avec les valeurs de différents auteurs

UFC/ném	Lupi <i>et al.</i> (1995)	Levy <i>et al.</i> (1986)	Chang et Kabler (1962)	McTavish 2001	McTavish 2002
Coliformes ou entéro- bactéries	0 à 13.	ND	2 à 9,3	0 à 27.	0
BHA	1 à 15.	10 à 10^2	30 à 105	15 à 573	0 à 54,1

Chang et Kabler (1962) notent d'ailleurs que les nématodes plus petits (stade larvaire) contiennent moins de bactéries.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'objectif principal de ce projet était d'évaluer l'origine des coliformes totaux retrouvés à la station de pompage du réservoir McTavish. Avec toutes les analyses effectuées, il a été possible de mettre en évidence la présence de coliformes et/ou atypiques à la volute de toutes les pompes du réseau de Montréal et Laval où des échantillonnages ont été effectués, ce qui ne fait pas du réservoir McTavish un cas isolé. L'inactivation des coliformes par le chlore se fait rapidement, soit en moins de 10 secondes et donc, ces bactéries ne se retrouvent pas détectables sur m-Endo dans le réseau. De plus, la présence de coliformes, atypiques et BHA associés aux invertébrés a été montrée en laboratoire. La distribution des nématodes au réservoir McTavish ainsi qu'aux usines de la Ville de Montréal montre une évolution durant l'été avec un maximum pendant le mois d'août. Cette distribution est corrélée avec les concentrations maximales de coliformes retrouvées aux volutes des pompes. Il a été mis en évidence le rôle des filtres à sable dans la reproduction des nématodes et donc leur exportation en réseau de distribution. La Figure 6.1 schématisé la synthèse des conclusions tirées de l'ensemble de résultats.

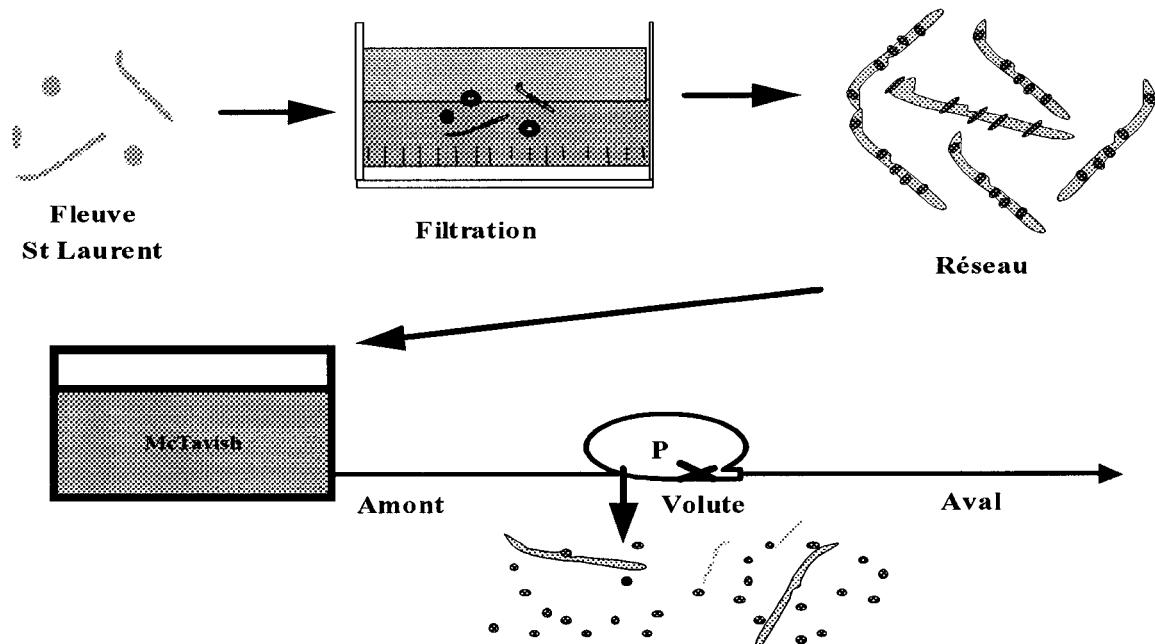


Figure 6.1: Synthèse de l'évolution des nématodes en réseau

Les œufs et larves de nématodes dans le fleuve St-Laurent (eau brute) sont immobilisés par les filtres à sable aux usines où les nématodes peuvent se développer et être ensuite exportés en réseau. Ils se retrouvent dans les réservoirs où ils peuvent être broyés lors du passage de l'eau dans les pompes de distribution. Par la suite, les bactéries relarguées par les nématodes sont rapidement inactivées par le chlore résiduel de l'eau.

Par ailleurs, des essais ont prouvé que le dénombrement des coliformes sur milieu m-Endo n'est pas parfait puisqu'il ne permet pas d'obtenir au terme du temps d'incubation réglementaire un nombre réel de coliformes. Des tests additionnels sont nécessaires pour confirmer l'appartenance des bactéries au groupe des coliformes.

Des études épidémiologiques pourraient être menées afin de vérifier si les nématodes retrouvés en réseau d'eau potable pourraient causer des maladies aux consommateurs puisqu'ils peuvent agir comme porteurs de bactéries potentiellement pathogènes.

De plus, s'il y a réfection des usines de production à Montréal, une étape de coagulation-flocculation-décantation serait utile pour permettre un meilleur enlèvement des nématodes, tout comme à l'usine Chomedey de Laval.

BIBLIOGRAPHIE

ADAMO, J.A. et GEALT, M.A. (1996) A demonstration of bacterial conjugation within the alimentary canal of *Rhabditis* nematodes. *FEMS Microbiology Ecology*. Vol: 20, pp.15-22.

ALLEN, M.J., TAYLOR, R.H. et GELDREICH, E.E. (1980) The occurrence of microorganisms in water main encrustations. *Journal AWWA*. Vol: 72, pp.614-625.

AMBLARD, C., BOURDIER, G., CARRIAS, J-F., MAURIN, N. et QUIBLIER, C. (1996) Évolution saisonnière de la structure des communautés microbiennes dans un réservoir d'eau potable. *Water Research*. Vol: 30, n. 3, pp.613-624.

APHA, AWWA & WPCF (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18^e Édition. American Public Health Association, Washington, DC, États-Unis.

BALIGA, K.Y., AUSTIN, J.H. et ENGELBRECHT, R.S. (1969) Occurrence of nematodes in benthic deposits. *Water Research*. Vol: 3, pp.979-993.

BEAUDET, J-F., PRÉVOST, M., NIQUETTE, P., CLÉMENT, B., COALLIER, J. et ARCOUETTE, N. (2000) Simple methods for evaluating the population of naidids in drinking water treatment plants. *Can. J. Civ. Eng.* Vol: 27, pp.601-609.

DE BEER, D., SRINIVASAN, R. et STEWART, P.S. (1994) Direct measurement of chlorine penetration into biofilms during disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 60, n.12, pp.4339-4344.

CAMPER, A.K., JONES, W.L. et HAYES, J.T. (1996) Effect of growth conditions and substratum composition on the persistence of coliforms in mixed-population biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 62, n.11, pp.4014-4018.

CAMPER, A., BURR, M., ELLIS, B., BUTTERFIELD, P. et ABERNATHY, C. (1999) Development and structure of drinking water biofilms and techniques for their study. *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement*. Vol: 85 pp.1S-12S.

CHANG, S.L., BERG, G., CLARKE, N.A. et KABLER, P.W. (1960a) Survival and protection against chlorination, of human enteric pathogens in free-living nematodes isolated from water supplies. *American journal of tropical medicine and hygiene*. Vol: 9, pp.136-142.

CHANG, S.L., WOODWARD, R.L. et KABLER, P.W. (1960b) Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. *Journal AWWA*. Vol: 52, n.5, pp.613-618.

CHANG, S.L. (1960c) Proposed method for examination of water for free-living nematodes. *Journal AWWA*. Vol: 52, n.6, pp.695-698.

CHANG, S.L. (1961) Viruses, amebas, and nematodes and public water supplies. *Journal AWWA*. Vol: 53, n.3, pp.288-296.

CHANG, S.L. et KABLER, P.W. (1962) Free-living nematodes in aerobic treatment plant effluent. *Journal WPCF*. Vol: 34, n.12, pp.1256-1261.

CHAUDHURI, N., SIDDIQI, R. et ENGELBRECHT, R.S. (1964) Source and persistence of nematodes in surface waters. *Journal AWWA*. Vol: 56, n.1, pp.73-88.

CHEVALIER, J. (2001) Influence du réservoir McTavish sur la qualité de l'eau potable dans le réseau de distribution de la Ville de Montréal. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

DESJARDINS, R. (1997) *Le traitement des eaux*. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 2^e édition, Chapitre 6: Désinfection, pp.111-132.

DING, G., SUGIURA, N., INAMORI, Y. et SUDO, R. (1995) Effect of disinfection on the survival of *Escherichia coli*, associated with nematoda in drinking water. *Water Supply*. Vol: 13, n.3/4, pp.101-106.

DUBREUIL, G. (1996) Étude de méthodes de mesure de deux paramètres de contrôle de la filtration biologique: la biomasse fixée et le CODB. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

ENGELBRECHT, R.S. et AUSTIN, J.H. (1965) Detecting nematodes in public water supplies. *Water & Sewage Works*. Vol: 112, n.2, pp.52-57.

FASS, S., DINCHER, M.L., REASONER, D.J., GATEL, D. et BLOCK, J-C. (1996) Fate of *Escherichia coli* experimentally injected in a drinking water distribution pilot system. *Water Research*. Vol: 30, n.9, pp.2215-2221.

FRY, J.C. (1980) Interactions between bacteria and benthic invertebrates. Proceedings of the First International Symposium on Aquatic Oligochaetes, Sidney, B.C., Canada, pp.169-201.

GONG, B. et SPEISMAN, A. (1993) Biological regrowth. *Journal NEWWA*. Vol:? , pp.189-198.

HERB, S., STAIR, J.O., RINGELBERG, D.B., WHITE, D.C. et FLEMMING, H-C. (1995) Characterization of biofilms on corroded concrete surfaces in drinking water reservoirs. *Wat. Sci. Tech.* Vol: 32, n.8, pp.141-147.

HERRICK, D. (1997) Cross-connections and backflow. *Water well Journal*. Vol: 51, n.5, pp.67-70.

HERSON, D.S., McGONIGLE, B., PAYER, M.A. et BAKER, K.H. (1987) Attachment as a factor in the protection of *Enterobacter cloacae* from chlorination. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 53, n.5, pp.1178-1180.

ILIEVA-MAKULEC, K. (2001) A comparative study of the life strategies of two bacterial-feeding nematodes under laboratory conditions. II. Influence of the initial food level on the population dynamics of *Acrobeloides nanus* (De Man 1880) Anderson 1968 and *Dolichorhabditis dolichura* (Schneider 1866) Andrassy 1983. *Polish Journal of Ecology*. Vol: 49, n.2, pp.123-135.

KHANNA, N., CRESSMAN, C.P., TATARA, C.P. et WILLIAMS, P.L. (1997) Tolerance of the nematode *Caenorhabditis elegans* to pH, salinity, and hardness in aquatic media. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol:32, pp.110-114.

LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D., LEE, R.G. et GIBBON, D.L. (1993) Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *Journal AWWA*. Vol: 85, n.7, pp.111-123.

LECHEVALLIER, M.W., WELCH, N.J. et SMITH, D.B. (1996) Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 62, n.7, pp.2201-2211.

LECHEVALLIER, M.W., KARIM, M.R., ABBASZADEGAN, M. FUNK, J.E. et FRIEDMAN, M. (1999) Pathogen intrusion into potable water. Proceedings AWWA-WQTC Tampa, USA.

LEVY, R.V., HART, F.L. et CHEETHAN, R.D. (1986) Occurrence and public health significance of invertebrates in drinking water systems. *Journal AWWA*. Vol: 78, n.9, pp.105-110.

VAN LIEVERLOO, J.H.M., VEENENDAAL, G. et VAN DER KOOIJ. (1997) Invertebrates in drinking water distribution systems. Resultst of a survey. Kiwa-Report SWE 96.013 (in dutch) executive summary

LUPI, E., RICCI, V. et BURRINI, D. (1994) Occurrence of nematodes in surface water used in a drinking water plant. *J Water SRT-Aqua*. Vol: 43, n.3, pp.107-112.

LUPI, E., RICCI, V. et BURRINI, D. (1995) Recovery of bacteria in nematodes isolated from drinking water supply. *J Water SRT-Aqua*. Vol: 44, n.5, pp.212-218.

MATSUMOTO, N., ALZAWA, T., OHGAKI, S., HIRATA, T., TOYOOKA, K., KANBAYASHI, T., TSUTSUMI, Y. et HASEGAWA, T. (2002) Removal methods of nematoda contained in the effluent of activated carbon. *Water Science and Tecnology: Water Supply*. Vol: 2, n.3, pp.183-190.

METCALF & EDDY, (1991). *Wastewater engineering*, 3ieme édition, McGraw-Hill, USA, 1334 pages.

MOENS, T. et VINCX, M. (2000) Temperature and salinity constraints on the life cycle of two brackish-water nematode species. *Journal of experimental marine biology and ecology*. Vol.:243, pp.115-135.

MOMBA, M.N.B., CLOETE, T.E., VENTER, S.N. et KFIR, R. (1999) Examination of the behavior of *Escherichia coli* in biofilms established in laboratory-scale units receiving chlorinated and chloraminated water. *Water Research*. Vol: 33, n.13, pp.2937-2940.

MOMBA, M.N.B., KFIR, R., VENTER, S.N. et CLOETE, T.E. (2000) An overview of biofilm formation in distribution systems and its impact on the deterioration of water quality. *Water SA*, vol: 26, n.1, pp.59-66.

MORIN, P., CAMPER, A., JONES, W., GATEL, D. et GOLDMAN, J.C. (1996) Colonization and disinfection of biofilms hosting coliform-colonized carbon fines. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 62, n.12, pp.4428-4432.

MOTT, J.B., MULAMOOTTIL, G. et HARRISON, A.D. (1981) A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in southern Ontario, Canada. *Water Research*. Vol:15, pp.729-738.

NORTON, C.D. et LECHEVALLIER, M.W. (2000) A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 66, n.1, pp.268-276.

OWUAMA, C.I. (2001) Entomopathogenic symbiotic bacteria, *Xenorhabdus* and *Photorhabdus* of nematodes. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. Vol: 17, pp.505-515.

PARENT, S. MORIN, A. et GAGNON, D. (2001) Are meiofauna transient or resident in sand filters of marine aquariums ? *Water Research*. Vol:35, n.15, pp.3625-3634.

PHILIP YU, F. et MCFETERS, G.A. (1994) Physiological responses of bacteria in biofilms to disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 60, n.7, pp.2462-2466.

POINAR, G.O. Jr, (1991) dans *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, 1991, Chapitre 9: Nematoda and Nematomorpha, pp.249-283.

PRESCOTT, HARLEY et KLEIN, (1995) *Microbiologie*, Édition de Boeck Université, Bruxelles, 1014 pages.

ROMPRÉ, A., PRÉVOST, M., COALLIER, J., SERVAIS, P. (1996): Impact of reducing biodegradable organic matter on fixed and suspended biomass in distribution systems (Chapitre 4), In *Microbial impact of biological filtration*, Rapport AWWARF

ROSE, J.B. (1990) Emerging issues for the microbiology of drinking water. *Water/Engineering & Management*. Juillet, pp.23-26.

SARTORY, D.P. ET HOLMES, P. (1997) Chlorine sensitivity of environmental, distribution system and biofilm coliforms. *Wat. Sci. Techn.* Vol: 35, n.11-12, pp.289-292.

SCHREIBER, H., SCHOENEN, D. et TRAUNSPURGER, W. (1997) Invertebrate colonization of granular activated carbon filters. *Water Research*. Vol: 31, n.4, pp.743-748.

SERVAIS, P., LAURENT, P. et RANDON, G. (1995) Comparison of the bacterial dynamics in various French distribution systems. *J Water SRT-Aqua*. Vol: 44, n.1, pp.10-17.

SIBILLE, I., SIME-NGANDO, T., MATHIEU, L. et BLOCK, J-C. (1998) Protozoan bacterivory and *Escherichia coli* survival in drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol: 64, n.1, pp.197-202.

SOCHARD, M.R., WILSON, D.F., AUSTIN, B. et COLWELL, R.R. (1979) Bacteria associated with the surface and gut of marine copepods. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 37, n.4, pp.750-759.

STEENHARD, N.R., JENSEN, T.K., BAGGESEN, D.L., ROEPSTORFF, A. et MOLLER, K. (2002) Excretion in feces and mucosal persistence of *Salmonella* ser. *typhimurium* in pigs subclinically infected with *Oesophagostomum* spp. *AJVR*. Vol: 63, n.1, pp.130-136.

TAN, L. et GREWAL, S. (2001) Pathogenacity of *Moraxella osloensis*, a bacterium associated with the nematode *Phasmarhabditis hermaphrodita*, to the slug *Deroceras reticulatum*. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol: 67, n.11, pp.5010-5016.

TOMBES, A.S., ABERNATHY, A.R., WELCH, D.M. et LEWIS, S.A. (1979) *Water Research*. Vol: 13, pp.619-622.

TRAUNSPURGER, W. (2000) The biology and ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology*. Vol: 44, pp.29-45.

VOLK, C.J. et LECHEVALLIER, M.W. (1999) Impacts of the reduction of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems. *Applied and environmental Microbiology*. Vol: 65, n.11, pp.4957-4966.

WARWICK, R.M. (1981) The influence of temperature and salinity on energy partitioning in the marine nematode *Diplolaimelloides bruciei*. *Oecologia*. Vol:51, pp.318-325.

ANNEXES

ANNEXE A

Résultats des mesures de pH, température, turbidité, chlore libre et total et décomptes bactériens aux volutes des pompes aux Réservoirs McTavish, Côte-des-Neiges, Châteaufort et aux usines Atwater, Chomedey et Ste-Rose

1-Réservoir McTavish : Pompes U2 et U7

DATE	Pompe et réplicat (A, B)	pH	T(oC)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
12-juil-01	U2	7,92	21,0	0,01	0,55	0,66	0,000	0,000	0,46
	U8	8,02	21,0	0,25	0,74	0,86	0,000	0,125	ND
19-juil-01	U2	7,88	21,0	0,13	0,56	0,64	0,375	0,500	0,28
	U8	7,94	22,0	0,25	0,85	0,97	0,000	0,000	0,17
25-juil-01	U2	7,84	24,0	0,20	0,70	0,84	2,125	1,500	0,28
	U7	7,85	24,0	0,40	0,72	0,86	0,000	0,000	0,29
31-juil-01	U2	7,98	23,0	0,05	0,83	0,92	1,125	1,750	0,58
	U7	8,01	23,0	0,10	0,92	1,03	0,625	0,250	0,39
07-août-01	U2	7,87	25,0	0,12	0,70	0,82	1,250	2,750	0,40
	U7	7,87	25,5	0,22	1,10	1,10	0,250	3,500	0,43
14-août-01	U2	7,88	24,0	0,05	0,64	0,75	9,500	12,250	1,06
	U7	7,91	24,0	0,30	0,97	1,10	3,375	6,250	0,77
21-août-01	U2	7,8	24,0	0,03	0,54	0,66	13,125	20,375	3,09
	U7	8,1	24,0	0,07	0,77	0,88	14,750	14,875	1,29
23-août-01	U2	7,85	24,0	0,06	0,69	0,80	26,500	17,600	1,53
	U7	7,88	24,0	0,07	0,82	0,96	16,167	4,000	0,94
28-août-01	U2	7,98	24,0	0,08	0,67	0,79	21,750	12,625	1,30
	U7	7,94	23,0	0,12	0,79	0,91	12,000	1,375	0,95
06-sept-01	U2	7,79	22,0	0,06	0,68	0,79	2,625	1,375	0,39
	U7	7,85	22,0	0,80	0,81	0,93	4,250	0,125	0,37
11-sept-01	U2	ND	22,5	0,06	0,63	0,71	6,375	6,000	0,29
	U7	ND	22,5	0,14	0,81	0,90	0,750	2,000	0,27
18-sept-01	U2	7,95	20,5	0,25	0,68	0,81	0,500	5,750	0,26
	U7	8,04	20,0	1,20	0,95	1,05	1,625	24,500	0,23
25-sept-01	U2	ND	20,0	0,17	1,14	1,22	4,250	3,000	0,29
	U7	ND	20,5	0,55	0,68	0,84	1,125	3,125	0,32
02-oct-01	U2	ND	18,0	0,17	0,62	0,72	0,625	0,000	0,39
	U7	ND	18,0	0,25	0,79	0,87	0,000	93,500	1,16

1-(suite) Réservoir McTavish : Pompes U2 et U7

DATE	Pompe et réplicat (A,B)	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
11-juil-02	U7A	ND	21,0	ND	ND	ND	0,000	0,000	ND
	U7B	ND	21,0	ND	ND	ND	0,000	0,000	ND
16-juil-02	U7A	ND	22,0	ND	0,79	0,91	0,000	0,000	1,10
	U7B	ND	22,0	ND	0,79	0,91	0,000	0,000	1,50
23-juil-02	U7A	ND	23,5	ND	0,86	0,99	0,000	1,000	0,10
	U7B	ND	23,5	ND	0,86	0,99	0,000	0,000	0,66
30-juil-02	U7A	ND	23,5	ND	0,93	1,01	0,000	0,000	4,66
	U7B	ND	23,5	ND	0,93	1,01	0,000	0,125	0,23
07-août-02	U7A	ND	23,5	ND	0,88	1,02	0,000	5,750	0,25
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	10,875	0,34
U2A	ND	23,5	ND	0,90	1,03	0,000	8,500	0,81	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	9,375	0,20
U7A	ND	25,0	ND	0,94	1,11	0,000	8,875	0,51	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	9,250	0,39
U2A	ND	25,0	ND	0,85	0,98	0,000	5,000	1,48	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	3,625	0,11
U7A	ND	24,0	ND	1,02	1,11	0,000	14,125	0,45	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	13,750	0,36
U2A	ND	24,0	ND	0,81	0,95	0,000	27,750	1,17	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	15,125	0,71
U7A	ND	23,0	ND	0,95	1,06	0,000	6,250	0,32	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	10,500	0,46
U2A	ND	23,0	ND	0,86	0,97	0,000	9,000	0,90	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	7,125	0,93
U7A	ND	23,0	ND	1,01	1,12	1,625	6,500	0,36	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,375	5,375	0,40
U2A	ND	23,0	ND	0,87	0,95	0,375	9,125	0,08	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,500	6,625	0,26
U7A	ND	22,5	ND	0,88	1,00	0,500	2,500	0,38	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	1,375	1,625	0,40
U2A	ND	22,5	ND	0,72	0,84	0,500	1,000	0,16	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,500	2,750	0,26
U7A	ND	20,0	ND	0,90	1,00	0,000	0,250	0,14	
	U7B	ND	ND	ND	ND	ND	0,125	0,250	0,14
U2A	ND	20,0	ND	0,72	0,83	0,875	0,250	0,26	
	U2B	ND	ND	ND	ND	ND	0,250	0,000	0,40

2-Réservoir Côte-des-neiges : Pompe S4

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
12-juil	V4	8,02	21,0	0,26	0,37	0,46	0,000	0,000	3,00
19-juil	V4	7,78	21,0	0,48	0,39	0,48	0,000	0,000	4,00
25-juil	V4	7,81	23,0	0,05	0,50	0,59	0,000	0,250	0,16
31-juil	V4	7,98	23,0	0,10	0,59	0,69	0,000	0,000	0,08
7-août	V4	7,83	25,0	0,11	0,48	0,59	0,000	0,500	0,26
14-août	V4	7,83	24,0	0,06	0,49	0,59	0,000	0,125	0,22
21-août	V4	7,8	24,0	0,05	0,44	0,55	26,250	0,250	0,63
23-août	V4	7,82	24,0	0,15	0,47	0,58	1,000	0,125	0,23
28-août	V4	7,87	23,0	0,05	0,52	0,63	7,750	3,000	0,24
6-sept	V4	7,76	22,0	0,60	0,43	0,57	0,000	4,875	0,11
11-sept	V4	ND	22,5	0,07	0,51	0,60	0,250	0,000	0,02
18-sept	V4	7,95	20,5	0,08	0,49	0,61	0,000	11,750	0,05
25-sept	V4	ND	20,0	0,50	0,59	0,68	0,000	1,625	0,13
2-oct	V4	ND	18,0	0,09	0,53	0,65	0,000	0,000	0,97

3-Réservoir Châteaufort : Pompe Y1

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
12-juil	Y1	8,21	21,0	0,34	0,50	0,60	0,000	0,000	0,82
17-juil	Y1	8,39	20,5	1,41	0,59	0,70	0,000	0,875	0,16
25-juil	Y1	7,63	23,0	0,13	0,57	0,71	0,000	0,125	0,16
31-juil	Y1	7,63	23,0	0,03	0,57	0,71	0,000	0,000	0,03
7-août	Y1	7,83	24,0	0,08	0,51	0,60	0,000	0,000	0,29
14-août	Y1	7,83	24,0	0,03	0,62	0,74	0,000	1,250	0,03
21-août	Y1	7,73	23,0	0,07	0,56	0,66	0,000	0,000	0,18
28-août	Y1	7,74	23,5	0,10	0,55	0,67	126,500	1,500	1,76
6-sept	Y1	7,8	22,0	0,50	0,65	0,76	0,000	0,000	0,31
11-sept	Y1	ND	22,0	0,10	0,53	0,61	0,375	0,125	0,12
18-sept	Y1	7,82	20,0	0,26	0,56	0,66	0,125	1,000	0,29
25-sept	Y1	ND	20,0	0,90	0,59	0,68	0,000	0,000	0,38
2-oct	Y1	ND	18,0	0,07	0,59	0,67	0,000	0,000	0,82

4-Usine Atwater : Pompes U8 et U10

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
12-juil	U8	8,15	20,0	ND	0,98	1,09	0,000	0,000	0,37
17-juil	U8	8,81	21,0	0,11	1,04	1,17	0,000	1,125	0,55
25-juil	U10	7,9	24,0	0,10	1,25	1,33	0,000	1,125	0,84
31-juil	U8	8,02	23,0	0,05	1,00	1,11	0,000	0,000	0,93
	U10	8,08	23,0	0,05	1,13	1,25	0,000	0,000	0,55
7-août	U8	7,93	24,5	0,13	1,12	1,23	0,000	0,000	0,53
	U10	7,88	24,5	0,11	1,18	1,31	0,000	0,125	0,84
14-août	U8	8,02	24,0	0,08	1,07	1,19	0,000	0,000	0,68
	U10	7,99	24,0	0,15	1,24	1,38	0,000	0,000	1,63
21-août	U8	7,76	23,0	0,08	1,03	1,16	0,000	0,000	0,98

5-Usine Chomedey : Pompe 3

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
28-juin	3	ND	ND	ND	0,72	0,89	0,000	0,000	0,11
19-juil	3	7,78	22,5	ND	0,72	0,82	0,000	0,000	3,24
2-août	3	7,7	25,0	0,61	0,86	0,97	0,000	32,250	TNTC
9-août	3	7,41	26,5	0,27	1,00	1,07	0,000	0,000	5,00
16-août	3								
30-août	3	7,68	22,0	0,15	1,27	1,39	0,000	0,000	1,88
13-sept	3	ND	20,0	0,15	1,13	1,22	0,000	0,000	2,04
27-sept	3	ND	18,0	0,12	0,65	0,77	0,000	0,000	0,33

6-Usine Ste-Rose : Pompe 1

DATE	Pompe	pH	T(oC)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	coliformes totaux (UFC/100mL)	atypiques (UFC/100mL)	BHA (UFC/mL)
28-juin-01	1	ND	ND	0,43	0,52	0,000	0,000	0,000	1,31
19-juil-01	1	8,17	24,0	ND	0,57	0,68	0,000	0,000	0,29
2-août-01	1	7,99	26,0	0,550	0,70	0,81	0,000	1,875	5,00
9-août-01	1	7,96	27,0	0,300	0,61	0,72	1,125	1,000	0,14
16-août-01	1	7,94	24,0	0,250	0,99	1,12	0,000	0,000	0,07
30-août-01	1	8,11	23,0	0,320	0,86	0,98	0,000	0,000	0,27
13-sept-01	1	ND	21,0	0,210	0,75	0,87	0,000	0,000	0,23
27-sept-01	1	ND	18,0	0,200	0,81	0,93	0,000	0,000	0,89
30-juil-02	1	ND	25,0	ND	1,32	1,44	0,000	0,000	0,65
	2	ND	26,0	ND	1,32	1,44	0,000	0,000	0,20
07-août-02	1	7,25	24,2	0,218	1,49	1,57	0,000	0,000	0,18
	2	7,25	24,2	0,218	1,49	1,57	0,000	0,000	0,36
13-août-02	1	7,65	26,2	0,225	1,28	1,41	0,000	0,000	1,48
	2	7,65	26,2	0,225	1,28	1,41	0,000	0,000	0,11
20-août-02	1	7,42	25,4	0,212	1,22	1,43	0,000	0,000	0,06
	2	7,42	25,4	0,212	1,22	1,43	0,000	0,000	0,11
28-août-02	1	7,30	23,8	0,196	1,23	1,41	0,000	0,000	0,25
	2	7,30	23,8	0,196	1,23	1,41	0,000	0,000	0,09
05-sept-02	1	7,40	24,0	0,194	1,28	1,38	0,000	0,000	0,04
	2	7,40	24,0	0,194	1,28	1,38	0,000	0,000	0,50
10-sept-02	1	7,38	24,5	0,203	1,29	1,42	0,000	0,000	0,12
	2	7,38	24,5	0,203	1,29	1,42	0,000	8,625	0,20
17-sept-02	1	7,38	20,8	0,208	1,13	1,22	0,000	0,000	0,48
	2	7,38	20,8	0,208	1,13	1,22	0,000	0,000	0,12

ANNEXE B

Résultats des mesures de pH, température, turbidité, chlore libre et total et décomptes bactériens en amont et en aval des pompes aux Réservoirs McTavish, Côte-des-Neiges, Châteaupré et aux usines Atwater, Chomedey et Ste-Rose

1-Réservoir McTavish : Pompes U7 ou U8

Amont :U7/U8 : pas de point à U2

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la volute ainsi que la température sont très similaires à celles mesurées en amont.

DATE	Pompe	pH	T(OC)	C12 L (mg/L)	C12 T (mg/L)
19-juil-01	amont U8	8,01	22	0,87	0,97
	volute U8	7,94	22	0,85	0,98

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la volute de chaque pompe

La vérification a été faite qu'il n'y avait aucun coliforme ou atypique en aval de la pompe U8

DATE	Pompe	pH	T(OC)	UTN	C12 L	C12 T	coli	aty	BHA
12-juil-01	amont U8				0,02		0,000	0,000	0,04
	volute U8	8,02		21	0,24	0,74	0,86	0,000	0,125
	aval U8				0,01		0,000	0,000	ND

Suite à cette vérification, les prélevements se sont faites seulement sur les points amont et volute de U7

Mesures de coliformes totaux, atypiques et BHA pour l'amont de la pompe U7

DATE	Pompe	UTN	coli.(UFC/100ml)	aty. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
12-juil-01	U8	0,02	0,000	0,000	0,04
19-juil-01	U8	ND	0,000	0,000	1,12
25-juil-01	U7	0,17	0,000	0,000	16,10
31-juil-01	U7	0,05	0,000	0,125	1,76
7-août-01	U7	0,10	0,000	0,000	1,19
14-août-01	U7	0,07	0,000	0,000	1,33
21-août-01	U7	0,03	0,000	0,000	0,99
28-août-01	U7	0,05	0,000	0,000	2,06
6-sept-01	U7	0,10	0,000	0,000	0,87
11-sept-01	U7	0,06	0,000	0,000	0,42
18-sept-01	U7	0,12	0,000	0,000	0,39
25-sept-01	U7	0,20	0,000	0,000	0,67
2-oct-01	U7	0,21	0,000	0,000	1,04

les concentrations de chlore, le pH et la température sont représentés dans l'annexe A pour les volutes des pompes

2-Réservoir Côte-des-Neiges : Pompe S4

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la volute ainsi que la température sont très similaires à celles mesurées en amont et en aval.

DATE	Pompe	pH	T(°C)	C12 L (mg/L)	C12 T (mg/L)
19-juil	amont S4	7,81	21	0,41	0,49
	volute S4	7,78	21	0,39	0,48
	aval S4	7,83	21	0,42	0,51

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la volute de chaque pompe

DATE	Lieu	UTN	coli.(UFC/100ml)	aty. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
12-juil	amont	0,02	0,000	0,000	1,09
	aval	0,04	0,000	0,000	2,22
19-juil	amont	ND	0,000	0,000	1,23
	aval	ND	0,000	0,000	1,79
25-juil	amont	1,20	0,000	0,000	0,27
	aval	0,20	0,000	0,250	0,16
31-juil	amont	0,08	0,000	0,000	0,09
	aval	0,05	0,000	0,000	0,51
7-août	amont	0,11	0,000	0,000	0,75
	aval	0,10	0,000	0,000	0,22
14-août	amont	0,05	0,000	0,000	0,79
	aval	0,04	0,000	0,000	0,19
21-août	amont	0,05	0,000	0,000	0,42
	aval	0,04	0,000	0,000	0,43
28-août	amont	0,05	0,000	0,000	2,06
	aval	0,08	0,000	0,000	1,3
6-sept	amont	0,07	0,000	0,000	0,87
	aval	0,50	0,000	0,000	0,39
11-sept	amont	0,06	0,000	0,000	0,12
	aval	0,07	0,000	0,000	0,04
18-sept	amont	0,11	0,000	0,000	0,03
	aval	0,30	0,000	0,000	0,11
25-sept	amont	0,62	0,000	0,000	0,05
	aval	0,38	0,000	0,000	0,07
2-oct	amont	0,11	0,000	0,000	0,44
	aval	0,12	0,000	0,000	0,71

3-Réservoir Châteaufort : Pompe Y1

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la volute à la température sont très similaires à celles mesurées en amont et en aval.

DATE	Pompe	PH	T(°C)	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)
17-juil	amont Y1	8,23	20,5	0,59	0,70
	volute Y1	8,39	20,5	0,59	0,70
	aval Y1	8,29	20,5	0,59	0,71

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la volute de chaque pompe

DATE	Lieu	UTN	colli.(UFC/100ml)	aty. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
12-juil	amont	0,09	0,000	0,000	1,57
	aval	0,07	0,000	0,000	0,49
17-juil	amont	0,31	0,000	0,000	0,34
	aval	0,05	0,000	0,000	0,34
25-juil	amont	0,20	0,000	0,000	0,27
	aval	0,11	0,000	0,375	0,16
31-juil	amont	0,10	0,000	0,000	1,77
	aval	0,10	0,000	0,000	4,00
7-août	amont	0,10	0,000	0,000	1,25
	aval	0,08	0,000	0,000	0,34
14-août	amont	0,05	0,000	0,000	0,19
	aval	0,05	0,000	0,000	1,37
21-août	amont	0,06	0,000	0,000	0,26
	aval	0,07	0,000	0,000	2,20
28-août	amont	0,04	0,000	0,000	3
	aval	0,04	0,000	0,000	
6-sept	amont	0,05	0,000	0,000	0,66
	aval	0,30	0,000	0,000	1,12
11-sept	amont	0,06	0,000	0,000	0,26
	aval	0,06	0,000	0,000	0,42
18-sept	amont	0,33	0,000	0,000	0,29
	aval	0,40	0,000	0,000	0,33
25-sept	amont	0,89	0,000	0,000	0,42
	aval	1,80	0,000	0,000	0,39
2-oct	amont	0,06	0,000	0,000	0,11
	aval	0,05	0,000	0,000	1,13

4- Usine Atwater : Pompes U8 et U10

Points amont seulement, pas de points aval

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la volute ainsi que la température sont très similaires à celles mesurées en amont et en aval.

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)
12-juil	amont U8	8,16	20	0,97	1,09
	volute U8	8,15	20	0,98	1,09

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la volute de chaque pompe

AMONT U8 et U10

DATE	Pompe	UTN	coli.(UFC/100ml)	aty. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
12-juil	U8	0,02	0,000	0,500	0,50
17-juil	U8	0,08	0,000	1,125	0,61
25-juil	U10	0,10	0,000	1,375	0,47
31-juil	U8	0,06	0,000	0,000	0,37
	U10	0,04	0,000	0,000	0,59
7-août	U8	0,20	0,000	0,125	0,51
	U10	0,11	0,000	2,375	0,65
14-août	U8	0,08	0,000	0,000	0,55
	U10	0,09	0,000	0,000	1,28
21-août	U8	0,06	0,000	0,000	0,98

5- Usine Chomedey : Pompe 3

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la volute ainsi que la température sont très similaires à celles mesurées en amont et en aval.

DATE	Pompe	pH	T(°C)	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)
2-août	amont 3	7,7	25	0,85	0,98
	volute 3	7,73	25	0,86	0,97
	aval 3	7,72	25	0,86	0,97

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la volute de chaque pompe

DATE	Lieu	UfN	coli.(UFC/100ml)	atv. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
28-juin	amont	ND	0,000	0,000	0,16
	aval		prise d'échantillonage pas installée		
19-juil	amont	ND	0,000	0,000	2,22
	aval	ND	0,000	0,000	2,50
2-août	amont	0,30	0,000	322,00	2,90
	aval	0,25	0,000	0,000	8,90
9-août	amont	0,30	0,000	0,000	0,50
	aval	0,20	0,000	0,000	1,57
16-août	amont	0,35	0,000	0,000	17,20
	aval	0,15	0,000	0,000	0,43
30-août	amont	0,50	0,000	0,000	ND
	aval	0,15	0,000	0,000	0,23
13-sept	aval	0,15	0,000	0,000	1,97
27-sept	aval	0,12	0,000	0,000	0,25

plongeur mal désinfecté

À partir du 13 septembre, seulement à l'aval car problème avec le plongeur

6-Usine Ste-Rose : Pompe 1

La vérification a été faite que la quantité de chlore à la voute ainsi que la température sont très similaires à celles mesurées en amont et en aval.

DATE	Pompe	pH	T($^{\circ}$ C)	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)
2-août	amont 1	8,15	24	0,54	0,66
	voute 1	8,17	24	0,57	0,68
	aval 1	8,24	24	0,58	0,67

Suite à cette vérification, les mesures de chlore, pH et température se sont faites seulement sur la voute de chaque pompe

DATE	Lieu	UTN	coli. (UFC/100ml)	aty. (UFC/100ml)	BHA(UFC/ml)
28-juin	amont	ND	0,000	0,000	0,08
	aval	ND	0,00	0,00	0,58
19-juil	amont	ND	0,000	0,000	0,53
	aval	ND	0,000	0,000	0,50
2-août	amont	0,30	0,000	0,000	3,00
	aval	0,30	0,000	0,000	3,00
9-août	amont	0,60	0,000	0,000	0,14
	aval	0,22	0,000	1,500	0,18
16-août	amont	0,40	0,000	0,000	0,18
	aval	0,20	0,000	0,000	18,40
30-août	amont	0,24	0,000	0,000	ND
	aval	0,18	0,000	0,000	1,79
13-sept	aval	0,21	0,000	0,000	0,23
	aval	0,20	0,000	0,000	0,89

plongeur mal désinfecté

À partir du 13 septembre, seulement à l'aval car problème avec le pongeur

ANNEXE C

Résultats obtenus lors du redémarrage d'une pompe au
Réservoir Vincent d'Indy les 20 et 21 juin 2001

Réservoir Vincent d'Indy

Turbidité (UTN)

Temps de prélevement	AMONT	VOLUTE	AVAL
avant démarrage	0,01	0,02	0,01
1 minute	0,02	1,01	0,6
3 minutes	0,01	0,7	0,01
10 minutes	0,02	0,4	0,01
60 minutes	0,01	0,01	0,01
1440 minutes (24 hres)	0,02	0,02	0,02

Décomptes bactériens:N.B. les coliformes sont les coliformes totaux.

coliformes	AMONT		VOLUTE		AVAL	
	atypiques	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
ufc/100 ml	ufc/100 ml	ufc/ml	ufc/100 ml	ufc/100 ml	ufc/ml	ufc/100 ml
avant démarrage	0	0	0,37	0,000	TNTC	0
1 minute	0	0	0,13	0,000	TNTC	0
3 minutes	0	0	0,29	23,875	TNTC	0,375
10 minutes	0	0	0,18	0,000	14,625	TNTC
60 minutes	0	0	0,50	0,000	TNTC	0,250
1440 minutes (24 hres)	0	0	0,09	0,000	TNTC	0,000

Mesures de pH, température (oC) et chlore (mg/L)

AMONT

temps de prélevement	pH	T(oC)	Cl2 libre	Cl2 total
avant démarrage	8,14	20	0,19	0,27
25 minutes	8,12	20	0,21	0,30
55 minutes				
1440 minutes	8,11	21	0,18	0,29
1488 minutes				

VOLUTE

temps de prélevement	pH	T(oC)	Cl2 libre	Cl2 total
avant démarrage	8,1	23	0,11	0,24
15 minutes	8,15	20	0,11	0,21
45 minutes				
1480 minutes	8,14	20	0,10	0,20

AVAL

temps de prélevement	pH	T(oC)	Cl2 libre	Cl2 total
avant démarrage	8,09	22,5	0,22	0,34
32 minutes	8,11	20	0,12	0,21
51 minutes				
1460 minutes	8,07	21	0,11	0,23

Annexe D

Résultats des dénombrements d'invertébrés aux
pompes U7 et U8 du Réservoir McTavish

Date	Lieu d'échantillonnage	temp.(°C)	CI2 libre	CI2 total	Nématodes/L	Rotifères/L
20-juil-01	dessous U8	ND	ND	ND	3,6	0
	dessus U8	22,0	0,78	0,89	10,3	0
	dessous U8	22,0	0,78	0,89	8,5	0
26-juil-01	aval U8	22,0	0,78	0,89	7,1	0
	dessous U8	24,0	0,97	1,07	15,65	0
	dessous U8	25,5	0,89	1,00	12,9	0
7-août-01	dessous U8	23,5	1,01	1,11	16,7	0
	dessous U8	23,5	1,01	1,11	16,2	0
	dessous U8	23,5	1,01	1,11	14,6	0
10-août-01	dessous U8	23,5	0,78	0,89	12,3	0
	dessous U8	24,0	0,82	0,96	17,4*	2,9
	dessus U8	23,0	0,79	0,91	13,3	1
14-août-01	dessous U8	23,0	0,79	0,91	13,1	0
	volute U8	23,0	0,79	0,91	11,5	0
	aval U8	23,0	0,79	0,91	7,1	0
21-août-01	dessus U7	23,0	0,78	0,92	14,7	0
	dessous U7	23,0	0,78	0,92	13,7	0
	volute U7	23,0	0,78	0,92	13,3	0
23-août-01	aval U7	23,0	0,78	0,92	13	0
	dessous U8	21,5	0,82	0,93	11,2	0
	dessous U8	22,0	0,81	0,93	membrane endommagée	
6-sept-01	11-sept-01	20,0	0,92	1,02	5,3	6,2
	18-sept-01	20,0	1,04	1,19	4,5	0
	25-sept-01	18,0	0,66	0,74	3,8	0
2-oct-01	dessous U8	18,0	0,66	0,74	3,8	0

* Cette membrane a été compté deux fois et le même nombre de nématode a été trouvé les deux fois soit 174N/10L

Date	Lieu d'échantillonnage	temp.(oC)	CI2 libre	CI2 total	Nématodes/L	Rotifères/L
11-juil-02	dessous U7	21,0	nd	nd	5,3	7,1
16-juil-02	dessous U7	22,0	0,79	0,91	4,2	3,4
23-juil-02	dessous U7	23,5	0,86	0,99	6,2	2,9
	dessous U7	23,5	0,93	1,01	7,9	0,0
30-juil-02	dessous U7	23,5	0,93	1,01	8,3	0,0
	dessous U7	23,5	0,93	1,01	6,0	0,0
	amont (dessous) U7	23,5	0,88	1,02	10,1	4,4
7-août-02	volute U7	23,5	0,88	1,02	9,8	5,1
	aval U7	23,5	0,88	1,02	6,2	3,0
	dessous U7	25,0	0,94	1,11	12,8	0,6
13-août-02	dessous U7	25,0	0,94	1,11	12,1	0,6
	dessous U7	25,0	0,94	1,11	10,8	0,7
	amont (dessous) U7	24,0	1,02	1,11	10,7	2,3
	volute U7	24,0	1,02	1,11	9,4	1,8
	aval U7	24,0	1,02	1,11	9,9	1,8
	dessous U7	23,0	0,95	1,06	12,8	ND
27-août-02	dessous U7	23,0	0,95	1,06	ND	ND
	dessous U7	23,0	0,95	1,06	14,0	ND
	amont (dessous) U7	23,0	1,01	1,12	11,4	ND
4-sept-02	volute U7	23,0	1,01	1,12	5,8	ND
	aval U7	23,0	1,01	1,12	8,1	ND
	dessous U7	22,5	0,88	1,00	12,0	ND
10-sept-02	dessous U7	22,5	0,88	1,00	11,9	ND
	dessous U7	22,5	0,88	1,00	8,9	ND
	amont (dessous) U7	20,0	0,90	1,00	8,8	ND
17-sept-02	volute U7	20,0	0,90	1,00	8,1	ND
	aval U7	20,0	0,90	1,00	9,6	ND

Annexe E

Résultats des dénombrements des invertébrés ainsi que de la qualité de
l'eau aux entrées et sorties du Réservoir McTavish

ENTRÉEES

DATE	Entrée	coiformes (UFC/100ml)	atypiques (UFC/100ml)	Nématodes/L	Rotifères/L
7-août	48"	ND	ND	4,15	0
10-août	24"E	0,000	0,000	7,5	16,4
	24"O	0,000	0,000	3,5	9,1
	36"	0,125	0,000	5,6	9,6
	48"	0,125	0,250	8,3	16,0
	60"	0,000	0,000	13,6	0,0
23-août	24"E	0,000	0,000	9,2	2,7
	24"O	0,000	3,375	8,5	6,2
	36"	0,000	0,000	4,2	5,9
	48"	0,000	0,000	6,1	3,1
	60"	0,000	0,000	17,2	1,1
19-sept	36"	ND	ND	4,2	3,2
	48"	ND	ND	2,4	2,1
	60"	ND	ND	4,3	0,0

SORTIES

DATE	Pompe	Nématodes/L	Rotifères/L
10-août	U1	14,9	0,0
	U2	13,6	0,0
	U7	7,7	4,2
	U8	12,9	0,0
	U9	14,5	0,0
23-août	U2	15,5	2,7
	U4	11,3	0,4
	U6	10,0	4,5
	U7	22,0	2,5
	U8	17,4	2,9

Annexe F

Résultats des dénombvements d'invertébrés à différentes étapes de traitement aux usines
Atwater, DesBaillets, Chomedey et Ste-Rose

1- Chomedey (prélèvement en aval)

DATE	pH	T(oC)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	Nématodes/L	Rotifères/L
9-août-01	7,76	26,5	ND	1,00	1,07	0,90	0
30-août-01	8,00	22,0	0,15	1,26	1,39	1,1	2,5
27-sept-01	ND	18,0	ND	0,65	0,77	1,0	0,0

2- Ste-Rose (prélèvement à la volute)

DATE	pH	T(oC)	UTN	Cl2 L (mg/L)	Cl2 T (mg/L)	Nématodes/L	Rotifères/L
9-août-01	7,96	27,0	ND	0,61	0,72	14,00	0
30-août-01	8,11	23,0	0,32	0,86	0,98	28,1	14,0
27-sept-01	ND	18,0	ND	0,81	0,93	14,6	4,1
30-juil-02	ND	25,0	ND	1,32	1,44	69,2	9,5
7-août-02	7,25	24,2	0,218	1,49	1,57	55,2	4,4
13-août-02	7,65	26,2	0,225	1,28	1,41	29,0	5,6
20-août-02	7,42	25,4	0,212	1,22	1,43	25,2	2,9
28-août-02	7,30	23,8	0,196	1,23	1,41	15,8	ND
5-sept-02	7,40	24,0	0,194	1,28	1,38	28,3	ND
10-sept-02	7,38	24,5	0,203	1,29	1,42	23,7	ND
17-sept-02	7,38	20,8	0,208	1,13	1,22	14,9	ND

3- Atwater

DATE	Lieu	pH	T(OC)	UTN	C12 L (mg/L)	C12 T (mg/L)	Nématodes/L	Ratierés/L
14-aoû-01	EF gal1	8.30	24	ND			1	0
21-aoû-01	EF gal 1	ND	0.04				3	0
28-aoû-01	EF gal 1	ND	ND				3	0
6-sept-01	EB pompe 3	ND	ND				0	0
	ET tap	8.00	21.8	ND	1.33	1.43	9.5	2.5
11-sept-01	EB pompe 2	ND	0.70				0	0
	ET tap	ND	0.09		1.40	1.49	4.8	0
19-sept-01	ET TAP	ND	19.2	0.08	1.07	1.20	4.6	3.7
25-sept-01	ET TAP	ND	21	ND	1.25	1.35	3.4	0
	EF gal 1	ND	20	ND			1.4	0
	EF gal 2-3	ND	20	ND			2.2	0
	EF gal 5	ND	20	ND			3	0
27-sept-01	EF gal 6-7	ND	20	ND			5.2	0
	EB pompe 2	ND	19	ND			0	0
11-juil-02	EF		21				5.0	1.0
16-juil-02	EB		21.7				2.5	0.0
	EF		21.7				3.0	0.0
23-juil-02	EB		23.5				1.0	0.0
	EF		23.5				0.7	0.0
	ET		23.5				8.6	2.4
	EB	8.24	23.5	2.21			0.0	0.0
30-juil-02	EF		23.5				6.7	0.6
	ET		23.5	0.076	1.23	1.31	10.0	1.6
	EB		22.7	1.79			3.0	0.0
7-août-02	EF		23		1.06	1.16	1.8	0.0
	ET		23.5				8.8	2.1
	EB		23.5	0.05	1.09	1.22	8.8	2.1
13-août-02	EF	8.41	24.3	1.89			1.0	0.0
	ET		24				2.7	0.0
	EB		24	0.06	1.08	1.2	8.8	1.3
21-août-02	EF		23.6	1.78			2.0	0.0
	ET		24				4.9	5.8
	EB		23.5	0.121	1.1	1.22	12.8	6.1
27-août-02	EF	8.44	22.6	1.99			0.0	ND
	ET		23				6.7	ND
	EB		22.5	0.107	1.17	1.28	8.2	ND
4-sept-02	EF		23				nd	ND
	ET						4.6	ND
	EB						nd	ND
10-sept-02	EF				1.23	22.5	0.0	ND
	ET						4.6	ND
17-sept-02	EF						nd	ND
	ET	1.22	20		22	1.18	7.3	ND
							2.9	ND
							4.7	ND
						20	1.09	

4- Charles J. DesBaillets

DATE	Lieu	pH	T(øC)	UTN	C12 L (mg/L)	C12 T (mg/L)	Nématodes/L	Rötifères/L
21-août-01	EF gal SO		0,04		1,14	1,21	11,9	0
28-août-01	ET pt1	7,80	24	0,04	0,82	0,93	5,8	2,6
28-août-01	ET ptATW	7,73	23				0	0
6-sept-01	EB		1,35				0	0
11-sept-01	EF 4 gal		0,05		0,75	0,86	6,6	2,7
	ET ptATW	23	0,06					
	EF gal NIE	19	0,12					
	EF gal SE	19	0,07					
19-sept-01	EF gal NO	19	0,08					
	EF gal SO	19	0,06					
	ET ptCHA	19	0,05		0,72	0,83	7	1,5
	EB	19	1,39					
27-sept-01	EF 4 gal	20						
	ET ptCHA	21	0,05		0,66	0,74	1,5	0,8
26-juin-02	EF gal NO	17,2						
11-juil-02	EF gal NO	21						
16-juil-02	EB	21,7						
	EF gal NO	21,7						
23-juil-02	EF gal NO	23,5						
	ET	23,5						
30-juil-02	EF gal NO	23,5						
	EB	23,5	0,076		1,23	1,31	7,1	4,8
	ET	23,5						
	EB	8,23	22,9		1,863	22,0	0,0	0,0
7-août-02	EF gal NO	23			0,123		6,7	0,0
	EF-4	23			0,123		4,1	1,4
	ET	23,5			0,1	1,09	11,8	2,4
	EB	8,34	24		1,639		5,0	3,0
13-août-02	EF gal NO	24,5			0,097		5,1	0,2
	EF-4	24,5					15,2	0,1
	ET	25			0,153	1,1	1,19	2,8
	EB	8,19	23,5		1,587		0,0	0,0
21-août-02	EF gal NO	24			0,098		10,8	0,9
	EF-4	24					8,4	0,0
	ET	24,5			0,112	0,97	1,11	nd
	EB	8,17	22,7		1,654		9,0	ND
27-août-02	EF gal NO	23			0,0915		8,8	ND
	EF-4	23					10,9	ND
	ET	23,5			0,091	1,08	9,3	ND
	EB	8,19	22,6		1,771		nd	ND
4-sept-02	EF gal NO	23					9,8	ND
	EF-4	23					10,0	ND
	ET	23,5			0,096	1,14	14,6	ND
	EB	8,14	21,6		1,785		0,0	ND
10-sept-02	EF gal NO	22			0,076	1,18	10,6	ND
	EF-4	22					7,2	ND
	ET	22,5			0,084	0,88	1,02	8,4
17-sept-02	EF gal NO	20			0,076		8,9	ND
	EF-4	20					10,1	ND
	ET	20,75					13,4	ND
					0,9		1,1	

5- Réservoir Châteaufort

DATE	Lieu	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	C12 L (mg/L)	C12 T (mg/L)	Nématodes/L	Rotifères/L
14-août-01	amont pompe	7,74	24		0,63	0,73	27,6	0
21-août-01	amont pompe	7,73	23	0,06	0,56	0,66	18,1	0
	amont réservoir	7,73	23	0,30	0,80	0,90	21,6	0,6

Annexe G

Résultats des essais de broyage de nématodes en laboratoire avec l'eau recueillie au
Réservoir McTavish

Essai 1

Date	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-07-20	7,94	22	0,25	0,85	0,97	3,6

'eau non-neutralisée, Homogénéisateur de tissu puissance maximale, volume filtré: 5L
avant broyage (UFC/mL): ND

Membrane lavée

	UFC/mL	UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA
broyer 30 sec	ND	0	0	ND
non désinfectée	ND	0	0	ND
désinfectée	ND	0	0	ND

Membrane broyée

	UFC/mL	UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA
broyer 1min	ND	0	0	ND
non désinfectée	ND	0	0	ND
désinfectée	ND	0	0	ND

Essai 2 : Différents temps de broyage et différentes méthodes de récupération des aliquotes

Date	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-07-26	7,91	22	0,05	0,78	0,89	8,5

'eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré : 5L

éch 1: broyer 30 sec, vortex

éch 2: broyer 30 sec, seringue

éch 3: broyer 30 sec, séédimentation

éch 4: broyer 1 min, séédimentation

éch 5: pas de neutralisation, broyer 30 sec, séédimentation

	UFC/mL	UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA
avant broyage	12,6	0	0	201
1	440	0	0	253
2	550	0	0	0
3	670	0	0,4	309
4	1230	0	2,5	573
5	240	0	0	107

Essai 3: Différentes façons de récupérer les invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-08-07		24		0,97	1,07	15,65

eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré:5L

éch 1: broyer 1 min

éch 2: laver membrane et ensuite broyer 1 min

éch 3: blanc

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	ND	0,01	0,28			
1	ND	5	215	ND	1,27	54,9
2	ND	0	0	ND	0	0
3	0	0	0	0	0	0

Essai 4: Différents temps de broyage et différentes façons de récupérer les invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-08-15	ND	23,5		0,08	1,01	1,11

eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré:5L

éch 1: membrane lavée, broyer 20 sec

éch 2: membrane broyée 1 min

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	0,69	0	0			
1	450	0	190	114,0	0,0	48,0
2	60	0	14	15,0	0,0	3,54

Essai 5: Différents temps de broyage et différentes façon de récupérer les invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTIN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-08-21		23,5		0,04	0,78	0,89

eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré:5L

éch 1: membrane lavée, broyer 30 sec

éch 2: membrane broyée 1 min

Date	pH	T(oC)	UTIN	UFC/ml		
				BHA	coliformes	atypiques
avant broyage				0,005		
1	500	0,2	0,4		162	0,07
2	560	17	10		182	5,53
						3,25

Essai 6: Différents temps de broyage et différentes façon de récupérer les invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTIN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-08-29		23		0,2	0,79	0,91

eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré:5L

éch 1: membrane lavée, broyer 30 sec

éch 2: membrane broyée 1 min

Date	pH	T(oC)	UTIN	UFC/ml		
				BHA	coliformes	atypiques
avant broyage				0,39		
1	50	2	0,5		15	0,61
2	770	90	109		234	27,48
						33,16

Essai 7: En triplicata avec deux méthodes de récupération d'invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-09-06	7,81	21,5		0,82	0,93	11,2

eau neutralisée, homogénéisateur de tissu, volume filtré:1L

éch 1: membrane lavée, broyer 1 min

éch 2: membrane broyée 1 min

		UFC/mL		UFC/nématode	
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,1	0	0		atypiques
1	55	0	0	98	0,00
2	60	0	0	107	0,00

		UFC/mL		UFC/nématode	
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,1	0	0		atypiques
1	210	0	0	375	0,00
2	360	0	0	643	0,00

		UFC/mL		UFC/nématode	
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,1	0	0		atypiques
1	11	0	0	19	0,00
2	51	0	0	91	0,00

moyenne 1:164 UFC/nématode

moyenne 2: 280 UFC/nématode

Essai 1: Différentes méthodes de broyage (membrane lavée)

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
02-08-13		25		0,94	1,11	12,8

eau neutralisée, volume filtré:7,5L

éch 1: homogénéisateur de tissu 1 minute

éch 2: sonication 20 secondes

éch 3: homogénéisateur de Potter 1 minute

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	1,61	0	0			
1	9,0	0	0	2,31	0,00	0,00
2	21,0	0	0	6,06	0,00	0,00
3	43,0	0	0	12,93	0,00	0,00

Essai 2: Différentes méthodes de broyage (membrane lavée)

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
02-08-21		24		1,02	1,11	10,7

eau neutralisée, volume filtré:16L

éch 1: homogénéisateur de tissu 1 minute

éch 2: sonication 1 minute

éch 3: homogénéisateur de Potter 1 minute

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	1,5	0	0			
1	10,0	0	0	1,49	0,00	0,00
2	12,0	0	0	1,84	0,00	0,00
3	139,0	0	0	24,08	0,00	0,00

Essai 3: Différentes méthodes de broyage (membrane lavée)

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
02-08-27		23		0,95	1,06	12,8

eau neutralisée, volume filtré: 16L

éch 1: homogénéisateur de tissu 30 secondes

éch 2: sonication 30 secondes

éch 3: homogénéisateur de Potter 1 minute

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	4,18	0	0			
1	4,0	0	0	-0,03	0,00	0,00
2	17,0	0	0	1,88	0,00	0,00
3	6,0	0	0	0,27	0,00	0,00

Essai 4: Différentes méthodes de broyage (membrane lavée)

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
02-09-10		22,5		0,88	1	12,8

eau neutralisée, volume filtré: 16L

éch 1: homogénéisateur de tissu 30 secondes

éch 2: sonication 30 secondes

éch 3: homogénéisateur de Potter 1 minute

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	2,25	0	0			
1	22,0	0	0	2,90	0,00	0,00
2	370,0	0	0	54,08	0,00	0,00
3	12,0	0	0	1,43	0,00	0,00

Essai 5: Sonication en triplicat avec 2 temps de broyage (membrane lavée)

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
02-09-17		20		0,9	1	8,8

eau neutralisée, volume filtré:16L

éch 1: sonication 15 secondes

éch 2: sonication 15 secondes

éch 3: sonication 30 secondes

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	2,68	0	0			
1	80,0	0	0	15,49	0,00	0,00
2	66,0	0	0	12,69	0,00	0,00
3	51,0	0	0	9,68	0,00	0,00

Annexe H

Résultats des essais de broyage de nématodes en laboratoire avec l'eau recueillie à
l'usine DesBaillets

Essai 1: Différents temps de broyage et différentes façon de récupérer les invertébrés

Date	pH	T($^{\circ}$ C)	UTN	Cl ₂ libre (mg/L)	Cl ₂ total (mg/L)	Nématodes/L
01-08-29	7,8	24	0,04	1,14	1,21	11,9

eau neutralisée pt ET 1, homogénéisateur de tissu, volume filtré:5L

éch 1: membrane lavée, broyer 30 sec

éch 2: membrane broyée 1 min

	UFC/mL			UFC/nématode		
	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes	atypiques
avant broyage	6,1	0	0			
1	1570	0	0	2628	0,00	0,00
2	630	0	0	1049	0,00	0,00

Essai 2: En triplicata avec deux méthodes de récupération d'invertébrés

Date	pH	T(oC)	UTN	Cl2 libre (mg/L)	Cl2 total (mg/L)	Nématodes/L
01-09-06	7,73	23		0,82	0,93	5,8

eau neutralisée pt ET ATW

éch 1: membrane lavée, broyer 1 min

éch 2: membrane broyée 1 min

UFC/ml			UFC/nématode		
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,02	0	0		
1	10	0	0	34	0,00
2	92	0	0	317	0,00

UFC/ml			UFC/nématode		
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,02	0	0		
1	5	0	0	17	0,00
2	81	0	0	279	0,00

UFC/ml			UFC/nématode		
Réplicat	BHA	coliformes	atypiques	BHA	coliformes
avant broyage	0,02	0	0		
1	1	0	0	3	0,00
2	72	0	0	248	0,00

moyenne 1:18,0 UFC/nématode

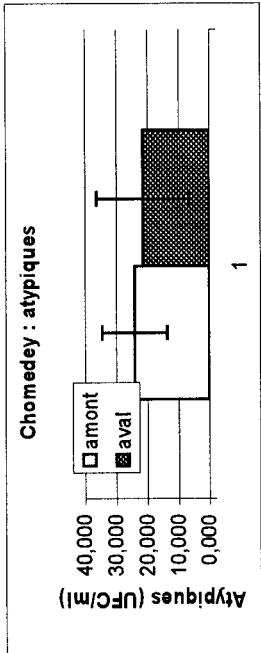
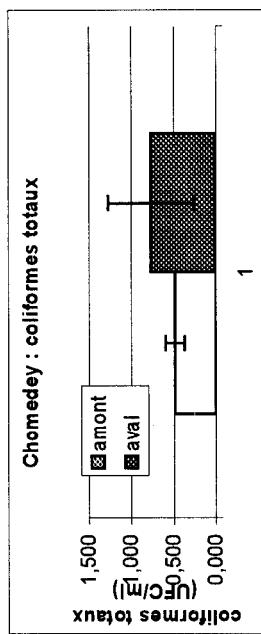
moyenne 2: 281 UFC/nématode

Annexe I

Résultats des essais de broyage d'invertébrés aux pompes d'eau brute (amont et aval) des usines Atwater, DesBaillets, Chomedey et Ste-Rose

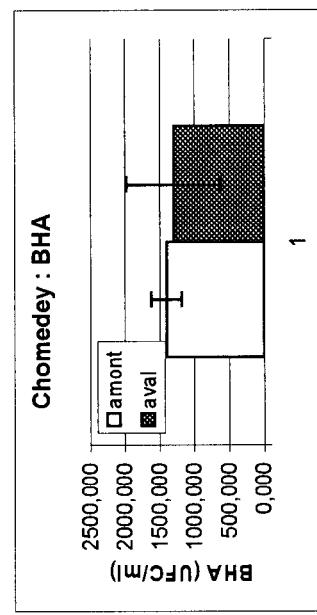
1-Chomedey
UFC/ml coliformes et atypiques

	série 1	série 2	série 3	moyenne	écart-type	
	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques
amont	0,55	30	0,55	30	0,35	11,95
aval	0,45	30	1,35	4,25	0,5	0,767



UFC/ml BHA

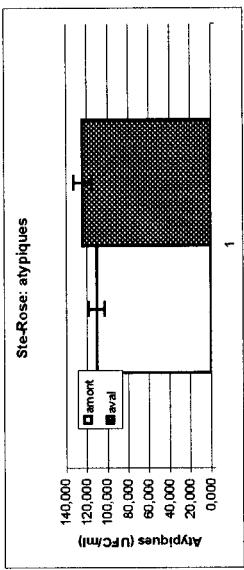
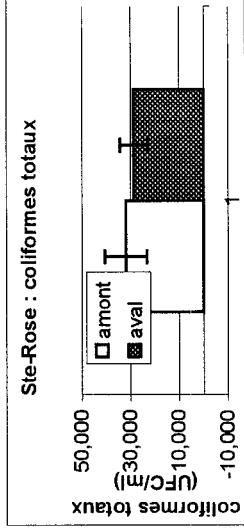
	Série 1	Série 2	Série 3	moyenne	écart-type
amont	1500	1150	1550	1400,000	217,945
aval	2000	650	1250	1300,000	676,387



2- Usine Ste-Rose

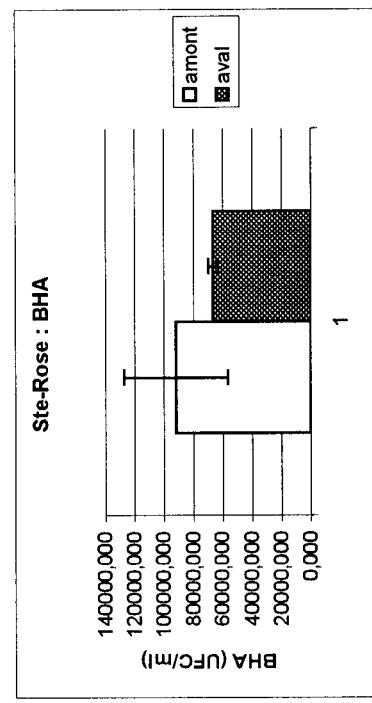
UFC/ml coliformes et atypiques

	série 1	série 2	série 3	moyenne	écart-type	
	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques
amont	42	102	27	116	27	114
aval	27	130	35	128	24	114



UFC/ml BHA

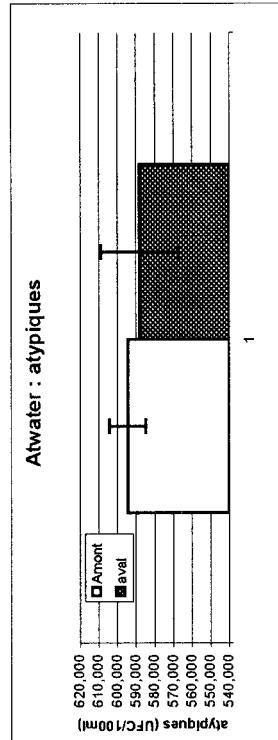
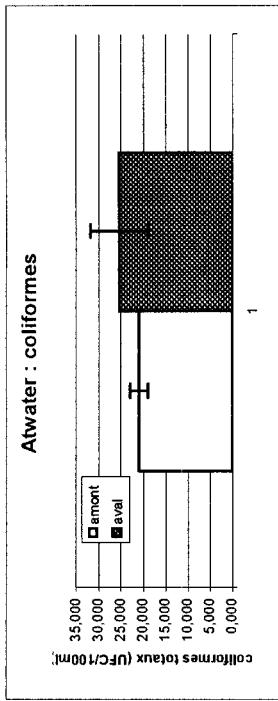
	Série 1	Série 2	Série 3	moyenne	écart-type
amont	60000	130000	85000	91666,667	35472,994
aval	65000	65000	70000	66666,667	2886,751



3- Usine Atwater

UFC/100 ml coliformes et atypiques

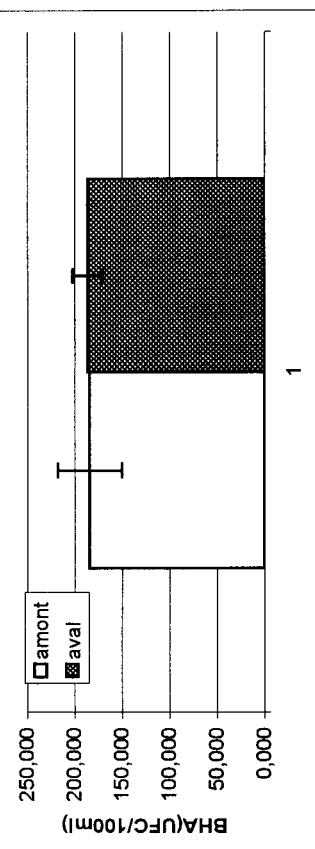
	série 1	série 2	série 3	moyenne	écart-type	
	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques	coliformes	atypiques
amont	21	583	19	600	23	594,333
aval	29	564	18	600	29	588,000



UFC/ml BHA

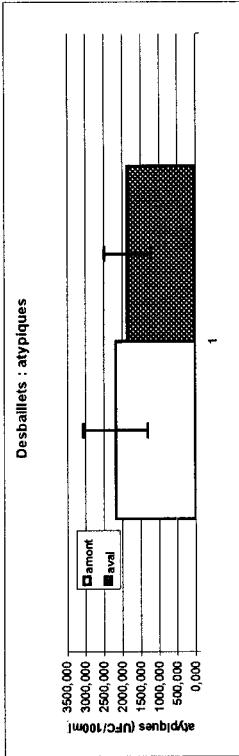
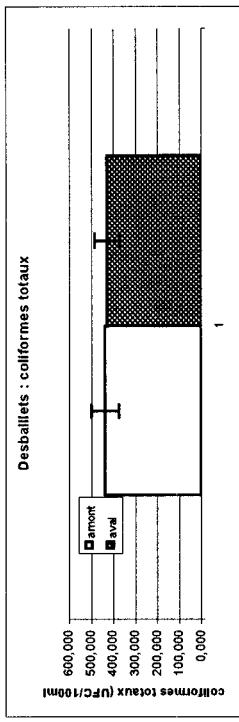
	Série 1	Série 2	Série 3	moyenne	écart-type
amont	181,5	219	151,5	184,000	33,819
aval	199	191	168,5	186,167	15,814

Atwater : BHA



4- Desballalets

UFC/100 ml coliformes et atypiques			
	série 1	série 2	série 3
	coliformes	atypiques	coliformes
amont	480	1280	465
aval	435	1160	480
			1995



UFC/ml BHA

	Série 1	Série 2	Série 3	moyenne	écart-type
amont	4750	7100	4650	5500,000	1386,542
aval	11500	8800	6150	8816,667	2675,039

